

Forstliche Standortskunde

Russ, A., Riek, W.: Pedotransferfunktionen zur Ableitung der nutzbaren Feldkapazität – Validierung für Waldböden des nordostdeutschen Tieflands
Pedotransfer functions for estimation of plant available water capacity – validation for forest soils of the north-eastern lowlands

Kombinierte Methoden aus Modellierung, Messung und Geländearbeit

Promis, A., Gärtner, S., Butler-Manning, D., Durán-Rangel, C., Reif, A., Cruz, G., Hernández, L.: Comparison of four different programs for the analysis of hemispherical photographs using parameters of canopy structure and solar radiation transmittance

Biodiversitäts-Forschung

Fischer, A., Blaschke, M., Bässler, C.: Altitudinal gradients in biodiversity research: the state of the art and future perspectives under climate change aspects
Höhengradienten in der Biodiversitäts-Forschung: Eine Übersicht unter Berücksichtigung des Klimawandels

Budde, S., Schmidt, W., Weckesser, M.: Impact of the admixture of European beech (*Fagus sylvatica* L.) on plant species diversity and naturalness of conifer stands in Lower Saxony
Auswirkungen der Einbringung von Buche (Fagus sylvatica L.) auf die Artendiversität und Naturnähe von Nadelholzbeständen in Niedersachsen

Internationaler Naturschutz

Lieske, B.: Selbstverständnis des russischen Naturschutzes und die Entwicklung der Sapowedniks – eine Interviewstudie
The Way Russian Nature Conservationists See Themselves and Development of the Sapowedniks – an Interview Study

Titelseite/Front: Douglasien-Buchen-Mischbestand im Forstamt Oerrel (Ostniedersächsisches Tiefland/ Douglas fir-beech mixed stand in the forest district Oerrel (Eastern lowlands of Lower Saxony)

Rückseite/Back: Kiefern-Buchen-Mischbestand (oben) und naturnaher Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*, unten) im Forstamt Nienburg (Mittelwestniedersächsisches Tiefland)/ Scots pine-beech mixed stand and beech forest close-to-nature (*Luzulo-Fagetum*, bottom) in the forest district Nienburg (Central-west lowlands of Lower Saxony)

Alle Fotos stammen von S. Budde/ Photographed by S. Budde

Verlag Kessel, www.verlagkessel.de
ISSN: 1867-710X

2011/11

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz

Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation

Jahr/Year: 2011, Heft/Issue: 11

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz

Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation

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

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

Schriftleiter – EDITORS IN CHIEF

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

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

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

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

Redaktions-Beirat – COORDINATING EDITORS

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Technische Redakteure / TECHNICAL EDITORS

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

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

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

Herausgeber – PUBLISHER

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

Hinweise für Autoren

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

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

Zitierweise

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

Beispiel:

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

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

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

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

Beispiel:

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

http://www997.wb09.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft1-5.pdf

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

Copyright

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

Bestellung als print on demand:

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

Fax: 01212-512 382 426

e-mail: webmaster@forstbuch.de

homepage: www.verlagkessel.de

Für den Schriftentausch bitten wir, folgende Anschrift zu verwenden:

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

Liebe Leserin, lieber Leser,

Heft 11 von WLN (Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz – *Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation*) behandelt erneut ein Themenspektrum von hoher Relevanz. Forstwirtschaft auf standörtlich-vegetationskundlicher Grundlage bedeutet die Individualität der Lebensräume zu berücksichtigen und gleichzeitig das Leistungspotential der Natur optimal zu nutzen. Wichtige Aspekte des Naturschutzes einzubeziehen und die Biodiversität langfristig zu erhalten, sind weitere wichtige Anliegen einer ökologisch nachhaltigen Landnutzung.

In der neuen Ausgabe werden einmal mehr vielseitige Möglichkeiten aufgezeigt, aktuellen Fragestellungen im In- und Ausland mit innovativen Methodenansätzen nachzugehen. Sie beinhaltet die Bereiche forstliche Standorts- und Vegetationskunde, Einsatz moderner Technologien für waldkundliche Erhebungen, Biodiversitätsforschung sowie Naturschutz.

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

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

Herzlichst,

Ihr WLN-Team
(Schriftleitung, Redaktion und Herausgeber)

Unsere Partner

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



<http://www.tuexenia.de>



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



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

Forstliche Standortskunde

- RUSS, A., RIEK, W.: PEDOTRANSFERFUNKTIONEN ZUR ABLEITUNG DER NUTZBAREN FELDKAPAZITÄT – VALIDIERUNG FÜR WALDBÖDEN DES NORDOSTDEUTSCHEN TIEFLANDS 5
PEDOTRANSFER FUNCTIONS FOR ESTIMATION OF PLANT AVAILABLE WATER CAPACITY – VALIDATION FOR FOREST SOILS OF THE NORTH-EASTERN LOWLANDS

Kombinierte Methoden aus Modellierung, Messung und Geländearbeit

- PROMIS, A., GÄRTNER, S., BUTLER-MANNING, D., DURÁN-RANGEL, C., REIF, A., CRUZ, G., HERNÁNDEZ, L.: COMPARISON OF FOUR DIFFERENT PROGRAMS FOR THE ANALYSIS OF HEMISPHERICAL PHOTOGRAPHS USING PARAMETERS OF CANOPY STRUCTURE AND SOLAR RADIATION TRANSMITTANCE 19

Biodiversitäts-Forschung

- FISCHER, A., BLASCHKE, M., BÄSSLER, C.: ALTITUDINAL GRADIENTS IN BIODIVERSITY RESEARCH: THE STATE OF THE ART AND FUTURE PERSPECTIVES UNDER CLIMATE CHANGE ASPECTS 35
HÖHENGRADIENTEN IN DER BIODIVERSITÄTS-FORSCHUNG: EINE ÜBERSICHT UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DES KLIMAWANDELS
- BUDDE, S., SCHMIDT, W., WECKESSER, M.: IMPACT OF THE ADMIXTURE OF EUROPEAN BEECH (*FAGUS SYLVATICA* L.) ON PLANT SPECIES DIVERSITY AND NATURALNESS OF CONIFER STANDS IN LOWER SAXONY 49
*AUSWIRKUNGEN DER EINBRINGUNG VON BUCHE (*FAGUS SYLVATICA* L.) AUF DIE ARTENDIVERSITÄT UND NATURNÄHE VON NADELHOLZBESTÄNDEN IN NIEDERSACHSEN*

Internationaler Naturschutz

- LIESKE, B.: SELBSTVERSTÄNDNIS DES RUSSISCHEN NATURSCHUTZES UND DIE ENTWICKLUNG DER SAPOWEDNIKS – EINE INTERVIEWSTUDIE 63
THE WAY RUSSIAN NATURE CONSERVATIONISTS SEE THEMSELVES AND DEVELOPMENT OF THE SAPOWEDNIKS – AN INTERVIEW STUDY

Pedotransferfunktionen zur Ableitung der nutzbaren Feldkapazität – Validierung für Waldböden des nordostdeutschen Tieflands

Pedotransfer functions for estimation of plant available water capacity – validation for forest soils of the north-eastern lowlands

Alexander Russ & Winfried Riek

Abstract

The available water capacity (AWC) of especially coarse-textured forest soils of the federal state of Brandenburg – estimated by various pedotransfer functions (PTF) – induce huge systematic differences. Thus further validations of the PTF seem to be necessary.

The PTF were evaluated, using a dataset of overall 489 forest soil horizons of the north-eastern lowlands. The dataset includes measured AWC-values and further soil parameters required for the PTF. The comparison of measured and estimated AWC-values indicates that PTF, which were developed using large, geographically widespread datasets and which consider especially soils similar to those of the validation sample respectively, tend to smaller systematic prediction errors. The PTF, which consider a higher number of predicting variables generally induce higher coefficients of determination. The lowest overall error (square root of the mean square prediction error) was determined for the PTF RENGIER et al. (2009). The highest values describing the strength and accuracy of the linear relationship between measurements and predictions (coefficient of determination and slope) were found out for the approach of RIEK et al. (1992, 1995).

Keywords: *available water capacity (AWC), pedotransfer functions (PTF), validation, north-eastern lowlands, forest soils*

Zusammenfassung

Die vergleichende Gegenüberstellung der mittels unterschiedlicher Pedotransferfunktionen (PTF) berechneten nutzbaren Wasserspeicherkapazitäten von vorwiegend sandigen brandenburgischen Standorten der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) weist auf gravierende systematische Unterschiede hin. Es erscheint daher notwendig, die PTF weitergehend zu validieren.

Die Validierung der PTF erfolgte mit einer insgesamt 489 Waldbodenhorizonte des Nordostdeutschen Tieflands umfassenden Datenbank, für welche sowohl Messwerte der nFK als auch die notwendigen Eingangsdaten der PTF vorlagen. Die Gegenüberstellung von Mess- und Schätzwerten zeigte, dass diejenigen PTF, welche anhand umfangreicher, regional weit gefächelter Datengrundlagen entwickelt wurden, tendenziell geringere systematische Fehler aufwiesen. Für PTF, bei deren Entwicklung Böden berücksichtigt wurden, die mit den typisch brandenburgischen Verhältnissen vergleichbar sind, zeigte sich eine ähnliche Tendenz. Ansätze mit größerem Einsatz an Prädiktorvariablen wiesen in der

Regel größere Bestimmtheitsmaße auf. Der geringste Quadratwurzelfehler ergab sich bei Verwendung der PTF nach RENGIER et al. (2009). Die höchste Güte und Richtigkeit des Zusammenhangs zwischen Mess- und Vorhersagewerten (Anstieg der Ausgleichsgeraden und Bestimmtheitsmaß) zeigte der Ansatz nach RIEK et al. (1992, 1995).

Schlüsselwörter: nutzbare Feldkapazität (nFK), Pedotransferfunktionen (PTF), Validierung, Nordostdeutsches Tiefland, Waldböden

1 Einleitung

Die Charakterisierung des Wasserhaushalts von Waldstandorten gewinnt in Bezug auf die Waldbewirtschaftung zunehmend an Bedeutung. Besonders angesichts prognostizierter Temperaturanstiege, bei gleichzeitiger Abnahme der jährlichen Niederschlagssummen (GERSTENGARBE et al. 2003) erscheint es notwendig, das Waldbeständen zur Verfügung stehende Wasserangebot quantitativ abzuschätzen. Neben erreichbarem Grundwasser und Niederschlägen stellt der Bodenwasserspeicher einen wichtigen Anteil an der Wasserversorgung der Waldbestände während der Vegetationsperiode dar. Bei der Bewertung forstlicher Standorte in Hinblick auf einen möglichen Klimawandel sollte die Wasserspeicherkapazität des Bodens im Rahmen der Baumartenplanung neben Klimakennwerten mit berücksichtigt werden (SCHULZ & ASCHKE 2008).

Als quantitativer Kennwert zur Beschreibung des Wasserspeichervermögens von Böden dient die nutzbare Feldkapazität (nFK). Sie ist in Deutschland allgemein als die Differenz der volumetrischen Wassergehalte bei einer Wasserspannung von -60 hPa (pF 1,8, Feldkapazität) und -15.000 hPa (pF 4,2 permanenter Welkepunkt) definiert (ARBEITSGRUPPE BODEN 2005, DIN4220 2008). Im Labor wird die nutzbare Feldkapazität herkömmlich durch Entwässerung vollständig gesättigter Bodenproben auf keramischen Platten mit hängenden Wassersäulen oder mittels Überdruck in Drucktöpfen ermittelt (HARTGE & HORN 1992). Die aufwendige Entnahme geeigneter Bodenproben und nicht zuletzt der hohe Zeitaufwand bis zur Gleichgewichtseinstellung bei Entwässerung der Bodenproben machen die instrumentelle Messung im Labor somit ausgesprochen personal-, zeit- und materialintensiv (HANGEN & SCHERZER 2004). Neuere Verfahren zur Bestimmung bodenhydraulischer Parameter, wie Verdunstungsverfahren (SCHINDLER 1980, PETERS & DURNER 2008) oder die Multistep Outflow-Methode (PUHLMANN et al. 2009), haben einen deutlich geringeren Aufwand und ermöglichen die Messung größerer Probenzahlen. Eine etablierte Alternative

zu direkten Messungen im Labor ist die Ableitung hydraulischer Bodeneigenschaften aus vorliegenden, einfacher zu erhebenden Bodeneigenschaften mittels Pedotransferfunktionen (PTF). Häufig verwendete Eingangsgrößen solcher PTF sind Humus- oder Kohlenstoffgehalte, Texturklassen oder analysierte Kornfraktionenanteile, Trockenrohddichte sowie mit Substrat- und Horizontgenese assoziierte Bodeneigenschaften. Diese Bodeneigenschaften lassen sich vielfach aus vorliegenden bodenkundlichen Kartenwerken ableiten oder liegen als Ergebnisse bodenkundlicher Inventuren vor. Somit erlaubt der Einsatz von PTF die Quantifizierung und Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität beziehungsweise der daraus abgeleiteten pflanzenverfügbaren Wasserspeichermenge von Böden.

Eine flächendeckende Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität für großräumige regionale Betrachtungen wie beispielsweise die Ableitung von Entscheidungshilfen für die forstliche Praxis erscheint gegenwärtig durch Messungen mit Laborverfahren aufgrund des hohen Zeit- und Kostenaufwandes noch nicht praktikabel. Insbesondere für die Regionalisierung ist die Verwendung von PTF, angesichts des geringeren Aufwandes und nicht zuletzt wegen der effektiven Nutzung vorhandener, räumlich oft gut aufgelöst vorliegender Bodenkennwerte, als eine auch zukünftig berechnete Alternative zu sehen. Es existieren viele verschiedene PTF, welche zum Teil anhand unterschiedlichster Böden aus regionalen Erhebungen oder nationalen und internationalen Bodendatenbanken mit verschiedensten methodischen Ansätzen entwickelt wurden.

Jüngere Studien, welche sich mit der Vorhersagegüte verschiedener PTF beschäftigen, konstatieren insbesondere für sandige Böden unter Wald hohe Vorhersagefehler (SCHRAMM et al. 2006, STUMPP et al. 2009). Zugleich wurden oft Indizien für eine regional eingeschränkte Gültigkeit von PTF beobachtet (vgl. (CORNELIS et al. 2001, GIVI et al. 2004, STUMPP et al. 2009, OSENSTETTER et al. 2009). Untersuchungen, welche sich speziell mit der regionalen Eignung einzelner PTF für Waldstandorte des pleistozänen Tieflands auseinandersetzen, fehlen bislang. Ziel dieser Studie war es, ausgehend von den Arbeiten von HANGEN & SCHERZER (2004) und SCHRAMM et al. (2006), die Eignung von PTF zur Ableitung der nFK für die brandenburgischen Inventurpunkte der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) und für die Verwendung in Regionalisierungsansätzen zu prüfen.

2 Material und Methoden

2.1 Datengrundlagen

Ziel der Auswertungen ist die Bewertung der Vorhersageeigenschaften der PTF für typische, flächenrepräsentative, grundwasserferne, mineralische Waldböden des Nordostdeutschen Tieflands unter besonderer Berücksichtigung von Brandenburg. Sonderstandorte, wie Kippenböden der in Brandenburg auftretenden Bergbaufolgelandschaften und seltener nur regional oder kleinflächig auftretende Formen wie Moor- und Auenböden, wurden ausgeschlossen. Organische Auflagehorizonte wurden ebenfalls nicht in die Auswertungen einbezogen. Als Datengrundlage konnte eine insgesamt 505 Bodenhorizonte umfassende Datenbank mit Messwerten zur nFK und den zugehörigen Angaben zu den von den verschiedenen PTF benötigten Eingangsgrößen (Textur, Dichte, Humus, Kohlenstoff, Substrat- und

Horizontklassifikation, Tiefenspanne) zusammengestellt werden. Im Einzelnen handelt es sich um Proben folgender Einrichtungen, die für die Studie zur Verfügung gestellt wurden:

- 167 Datensätze vom Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg,
- 131 Datensätze vom Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde des Landesbetriebs Forst Brandenburg,
- 13 Datensätze vom Institut für Waldökologie und Waldinventuren des Johann Heinrich von Thünen-Instituts,
- 194 Datensätze vom Kompetenzzentrum für Wald- und Forstwirtschaft des Staatsbetriebs Sachsenforst

Zusätzlich standen die Ergebnisse der umfangreich untersuchten Standorte der BZE für das Land Brandenburg zur Verfügung (673 Horizonte von 137 mineralischen Standorten ohne anthropogene Formen wie Kippsubstrate). Für diese Standorte waren zwar sämtliche in PTF verwendeten Eingangsgrößen, jedoch keine Messwerte der nFK verfügbar. Die Daten erlauben indes, mit verschiedenen PTF die pflanzenverfügbaren Wasserspeicherkapazitäten im effektiven Wurzelraum (nWSK) für 137 Standorte zu berechnen und anhand dieser flächenrepräsentativen Stichprobe Aussagen zur mittleren Lage und Streubreite der Ergebnisse einzelner PTF zu gewinnen. Für die Berechnung der nWSK wurde die Tiefe des effektiven Wurzelraums vereinfachend mit 1 m Mineralbodentiefe angenommen. So konnten die PTF relational miteinander verglichen und die systematischen Unterschiede bei der Vorhersage der nWSK für konkrete brandenburgische Waldböden, d. h. repräsentative Ausprägungen und Ausprägungskombinationen der Eingangsgrößen der PTF quantifiziert werden.

Analog zu den repräsentativen Häufigkeitsverteilungen der BZE für die wichtigen Einflussgrößen Textur, Trockenrohddichte und Humusgehalt wurden für Brandenburg charakteristische Teilstichproben aus den ursprünglich insgesamt 505 vorliegenden Datensätzen mit Messwerten zur nFK ausgewählt. Dies konnte durch Ausschließen der Bodenartenhauptgruppen Schluffe und Tone von der weiteren Auswertung erreicht werden (vgl. Abb. 1). Bezüglich der Häufigkeiten von Trockenrohddichte (Abb. 3) und Humusgehalt (Abb. 4) stimmten die Datensätze gut überein. Größere Unterschiede zeigen sich für die Verteilungen der mittleren Horizonttiefen der BZE und der Entnahmetiefen in den Stichproben SP I und SP II (Abb. 2). Diese sind wahrscheinlich auf gerichtete Unterschiede bei der Ansprache von Horizontgrenzen in den unterschiedlichen Stichproben zurückzuführen. Entgegen der zu vermutenden Unterschiede bei der Ansprache der Bodenhorizonte, zeigen die prozentualen Häufigkeiten der zu elf Horizontgruppen zusammengefassten Horizontsymbole zwischen den einzelnen Stichproben eine gute Übereinstimmung (vgl. Tab. 1).

Im Hinblick auf die nicht für alle Datensätze durchgeführten Korngrößenanalysen wurden zwei Stichproben ausgewählt. Die größere Stichprobe (SP I) umfasst alle 489 Datensätze, d. h. das Gesamtkollektiv. Die kleinere Stichprobe (SP II) enthält ausschließlich jene 315 Datensätze, für welche Korngrößenanalysen vorliegen. Ziel dieses Vorgehens war es, bei der späteren Validierung anhand der Stichprobe SP II alle betrachteten PTF einheitlich miteinander vergleichen zu

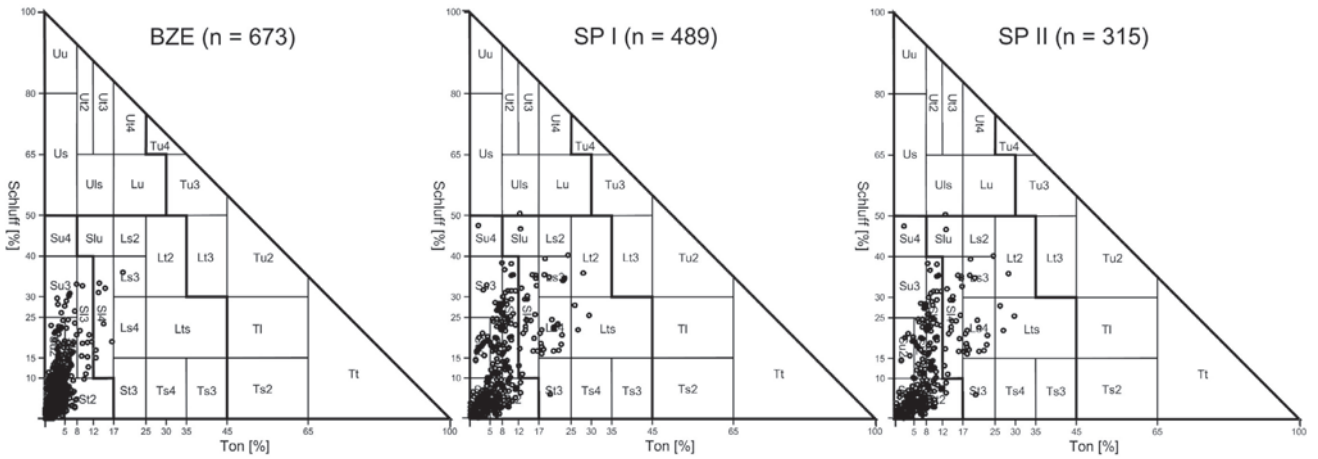


Abb. 1: Verteilung der Stichprobe der BZE, der Stichprobe SP I (Gesamtkollektiv) und der Stichprobe SP II (Datensätze mit Korngrößenanalysen) innerhalb der Texturklassen nach ARBEITSGRUPPE BODEN (2005).

Fig. 1: Distribution of the BZE-sample, the dataset SP I (total sample) and the dataset SP II (subsamples with available particle size distributions) within the German texture triangle (ARBEITSGRUPPE BODEN 2005).

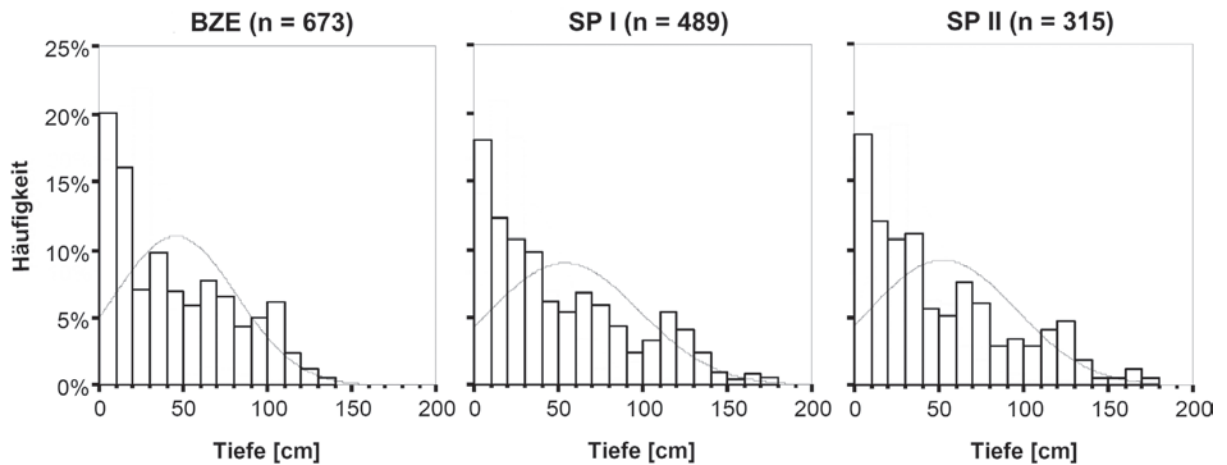


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der Entnahmetiefen für die BZE-Stichprobe, der Stichprobe SP I (Gesamtkollektiv) und der Stichprobe SP II (Korngrößenanalysen).

Fig. 2: Sampling depth of the BZE-Sample, the dataset SP I (total sample) and the dataset SP II (sub-sample with available particle size distributions).

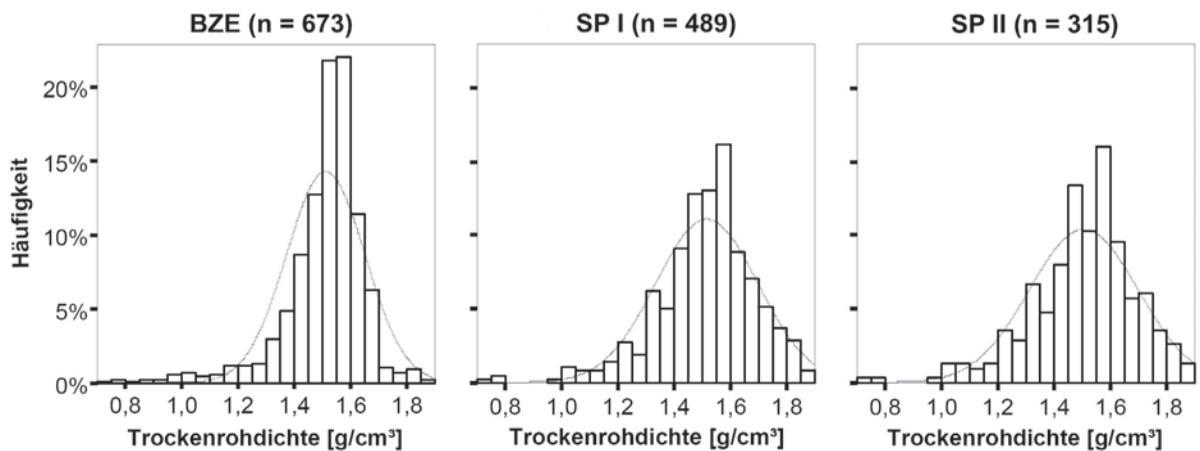


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der Trockenrohdichten für die BZE-Stichprobe, der Stichprobe SP I (Gesamtkollektiv) und der Stichprobe SP II (Datensätze mit Korngrößenanalysen).

Fig. 3: Bulk density frequency of the BZE-Sample, the dataset SP I (total sample) and the dataset SP II (sub-sample with available particle size distributions).

können und zugleich mit der Stichprobe SP I eine möglichst umfangreiche Stichprobe für die Bewertung der auf Texturklassen basierenden PTF zur Verfügung zu haben.

2.2 Auswahl und Anwendung der betrachteten PTF

Einen allgemeinen Überblick über PTF zur Bestimmung hydraulischer Bodeneigenschaften, die verschiedenen Ansätze zur Entwicklung sowie die Bewertung von PTF geben WÖSTEN et al. (2001). Grundsätzlich lassen sich nach ZACHARIAS & WESSOLEK (2007) drei verschiedene Typen von PTF zur Ableitung der Wasserspeichereigenschaften unterscheiden:

1. PTF, welche den jeweiligen Wassergehalt für ausgewählte Matrixpotentiale in der Regel den Wassergehalt bei Feldkapazität (pF 1,8 oder pF 2,5) und für den permanenten Welkepunkt (pF 4,2) vorhersagen, wie die Ansätze nach DIN4220 (2008), RENGIER et al. (2009), RIEK et al. (1992, 1995), ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) oder TEEPE et al. (2003).
2. PTF, welche die Zusammenhänge zwischen Körnungssummenkurven, Porengrößenverteilungen und Wasserretentionskurven nutzen. Die jeweiligen Wassergehalte werden dann für aus der Korngrößenverteilung abgeleitete Porenvolumen in Abhängigkeit vom aus kapillaren Zusammenhängen abgeleiteten Matrixpotential bestimmt (ARYA & PARIS 1981).
3. PTF, welche Parameter für verschiedene Funktionen zur Beschreibung der Wasserspeicherung in Abhängigkeit vom Matrixpotential bestimmen (TEEPE et al. 2003, SCHAAP et al. 2001, WÖSTEN et al. 1999, VERECCKEN et al. 1989, SCHEINOST et al. 1997).

Die Auswahl der betrachteten PTF folgt den Empfehlungen von HANGEN & SCHERZER (2004), welche anhand umfangreicher Literaturstudien für deutsche Waldböden besonders geeignet erscheinende Ansätze extrahierten. Aufgrund der hohen Anforderungen an die Auflösung der Korngrößenverteilung (TIETJE & HENNINGS 1993, ZACHARIAS & WESSOLEK 2007) und entsprechend den Empfehlungen von HANGEN & SCHERZER (2004) wurden PTF nach Typ 2 nicht in die Auswertungen

Tab. 1: Horizontierung der Stichprobe der BZE, der Stichprobe SP I (Gesamtkollektiv) und der Stichprobe SP II (Datensätze mit Korngrößenanalysen).

Tab. 1: Horizons of the BZE-sample, the dataset SP I (total sample) and the dataset SP II (sub-sample with available particle size distributions).

Horizonte	BZE (n = 673)	SP1 (n = 489)	SP II (n = 315)
Ah, Aeh	16,5 %	15,5 %	18,7 %
Ae, Ahe	7,6 %	5,9 %	4,8 %
Ael, Al	1,5 %	4,1 %	5,4 %
Bv, Bhv, Bsv, Ah+Bv	37,6 %	28,4 %	27,9 %
Bt, Cv+Bbt, Ael+Bt	3,9 %	6,1 %	7,6 %
Bs, Bhs, Bvs, Bsh	4,0 %	5,1 %	4,1 %
C, Cv	23,8 %	21,7 %	19,7 %
Go, Gw, rGo	2,7 %	4,1 %	3,5 %
Gr, Gor, rGr	0,3 %	2,2 %	1,9 %
Sw, Sew	0,7 %	3,5 %	2,9 %
Sd, Swd	1,5 %	3,3 %	3,5 %

einbezogen. Die im folgenden verwendeten Kurzbezeichnungen der betrachteten PTF, eine kurze Beschreibung der jeweiligen Ansätze sowie vorgenommene Anpassungen bei der Anwendung der PTF werden in Tabelle 2 dargestellt.

Die bekannte PTF nach ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) zur Bestimmung der nFK anhand der Eingangsgrößen Texturklasse, Trockenrohdichte und Humusgehalt wurde nicht aufgenommen und durch den analogen Ansatz der DIN4220 (2008) ersetzt. Dadurch wurde erreicht, dass der Spannungsbereich aller für die Vorhersage der nutzbaren Feldkapazität genutzten PTF einheitlich (in allen Texturbereichen) zwischen pF 1,8 und pF 4,2 definiert war (vgl. SCHREY 2008). Zusätzlich wurde als Überarbeitung des Ansatzes nach ARBEITSGRUPPE BODEN (2005)/DIN4220 (2008) eine aktuell publizierte PTF von RENGIER et al. (2009) sowie ein im Vergleich zu den anderen Gleichungen zusätzlich Substrat und Horizontgenese berücksichtigender Ansatz nach RIEK et al. (1992) mit einbezogen. Für die PTF *Schaap KGA*, *Schaap*

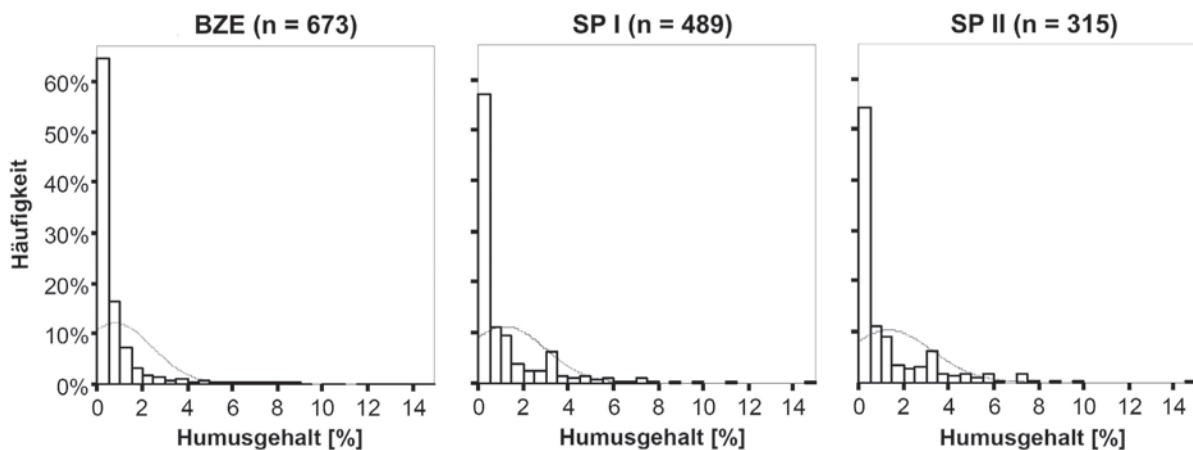


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung der Humusgehalte für die BZE-Stichprobe, der Stichprobe SP I (Gesamtkollektiv) und der Stichprobe SP II (Korngrößenanalysen).

Fig. 4: Content of organic matter frequency of the BZE-Sample, the dataset SP I (total sample) and the dataset SP II (sub-sample with available particle size distributions).

Tab. 2: Übersicht der validierten PTF, Hinweise zu Datengrundlage und vorgenommenen Anpassungen bei der Anwendung auf die Validierungsstichproben.

Tab. 2: Overview of the PTF considered in validation, remarks to data basis of PTF-development and performed necessary adjustments for use in validation dataset.

PTF-Bezeichnung	Literaturquelle	Eingangsgroßen	Ansatz/Methodik	Herkunft/Datenbasis	Annahmen / Anpassungen
AG Boden pF	ARBEITSGRUPPE BODEN (2005)	Texturklasse, TRD, Hum.	geometrisch gemittelte Werte für die jeweilige Bodenart	15.799 Datensätze der Bundesländer BW, BY, BE, BB, HE, NI, NW, RP, ST, und aus Datenbeständen von Teepe (Göttingen) und Vetterlein (DDR)	Der PWP wurde zur Vermeidung von Wertetriplets und Berücksichtigung des Humusgehaltes aus FK-nFK ermittelt.
DIN4220	DIN 4220 (2008)	Texturklasse, TRD, Hum.	geometrisch gemittelte Werte für Bodenart, TRD und Zuschläge in Abhängigkeit vom Hum.	siehe DIN4220 + zusätzliche Erfahrungswerte	PWP-Berechnung erfolgte analog zu DIN4220. Für nicht definierte Varianten von TRD und Texturklasse wurde der Tabellenwert der gleichen Feinbodenart in der angrenzenden TRD-Stufe eingesetzt.
Renger	RENGER et al. (2008)	Texturklasse, TRD, Hum.	modifizierter Ansatz nach DIN 4220 (u. a. differenziertere TRD-Stufen, Kalibrierung der Tabellenwerte für Tone, Sande und Zuschläge für den Hum.)	6.000 Datensätze der Geol. Landesämter BY, BE, HE, NI, SH, NW, RP sowie aus Datenbeständen von Vetterlein (DDR)	die Substratgruppe wurde behelfsweise aus der Textur abgeleitet
Riek	RIEK et al. (1992, 1995)	KGA, TRD, Hum., Horizontgruppe	multiple Regressionsanalysen innerhalb von Substrat-Horizontgruppen	2.134 Bodenproben temperierter und subtropischer Klimate aus Nordamerika und Europa	Umrechnung der KGA entsprechend der Einteilung in der amerikanischen Nomenklatur durch Interpolation mit kubischen Splines
Schaap KGA	SCHAAP et al. (2001)	KGA	Training künstlicher Neuroner Netze	132 Bodenproben aus einem 1,5 km ² großen Intensivmessfeld Bayerns mit einem großen Wertebereich der Prädiktorvariablen	Für Porosität wurde aus 1-TRD/2,65 abgeleitet; es wurde nur mit den 3 Korngrößenklassen Ton, Schluff & Sand (ohne Skelettgehalt) gerechnet
Schaap KGA+TRD		KGA, TRD	Mittelwertberechnungen für 12 US-Texturklassen		
Schaap klass		Texturklasse			
Scheinost	SCHEINOST et al. (1997)	KGA, Corg, Porosität, Skelettgehalt	Regressionsanalysen, Berücksichtigung von geometrischem Mittelwert und Standardabweichung der Korngrößenverteilung	1.850 pF-Kurven von Waldböden Deutschlands (1.500 vom Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Univ. Göttingen + 350 aus der Literatur)	Für Schluff oder Sand < 0,5 % wurde der Wert 0,5 % eingesetzt
Teepe KGA nFK	TEEPE et al. (2003)	KGA, TRD	multiple Regressionsanalysen	182 Horizonte aus 40 Böden Belgiens mit einem breiten Bodenartenspektrum	Umrechnung der KGA analog zu Schaap KGA
Teepe KGA vG		KGA, TRD			
Teepe klass nFK		Texturklasse, TRD	Clusteranalysen zur Ausscheidung von 10 Texturklassen, Berechnung von Mittelwerten für die 10 Textur-, sowie 5 neu eingeführte TRD-Klassen	4.030 Proben aus der 5.521 umfassenden HYPRES-Datenbank, welche überwiegend auf landwirtschaftlichen Standorten aus 14 europäischen Ländern basiert	Umrechnung der KGA analog zu Schaap KGA. Als Oberboden wurden alle Horizonte oberhalb 30 cm angenommen. Für Ton-, Schluff- und Humusgehalte < 0,5 % wurde 0,5 eingesetzt
Teepe klass vG		Texturklasse, TRD			
Vereecken	VERECKEN et al. (1989)	KGA, TRD, Corg	multiple Regressionsanalysen, Hauptkomponentenanalyse		
Wösten KGA	WÖSTEN et al. (1999)	KGA, TRD, Hum., OB	multiple Regressionsanalysen		
Wösten klass		Texturklasse, OB	Kurvenanpassung an geometrische Mittelwerte der einzelnen Druckstufen		

(KGA = Korngrößenanalysen, TRD = Trockenrohddichte, Hum. = Humusgehalt, Corg = Gehalt an organischen Kohlenstoff, OB = Oberbodenparameter)

KGA+TRD, Vereecken, Wösten KGA (Tab. 2), welche von den entsprechend der Einteilung der Korngrößenklassen nach ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) vorliegenden Kornfraktionenanteilen abweichend definierte Kornfraktionenanteile als Eingangsgrößen benötigen, wurden die entsprechenden Kornfraktionenanteile in Anlehnung an die Empfehlungen von NEMES et al. (1999) durch Anpassung kubischer Splines interpoliert. Für die PTF *Schaap klass, Wösten klass* (Tab. 2), welche von der Einteilung nach ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) abweichende Texturklassen benötigten, wurden die jeweiligen Texturklassen nach der rechnerischen Umformung der Kornfraktionenanteile mittels kubischer Splines aus den Kornfraktionenanteilen entsprechend der jeweiligen Klassifikation abgeleitet. Für Datensätze, für welche keine Korngrößenanalyseergebnisse, sondern nur Texturklassen aus der Feldansprache vorlagen, wurden die arithmetischen Mittelwerte der die jeweilige Texturklasse definierenden Wertespannen der Kornfraktionenanteile angenommen und anschließend analog dem Vorgehen bei vollständigen Datensätzen verfahren. Sonstige, für die praktische Anwendbarkeit notwendige Anpassungen bei der Verwendung der einzelnen Gleichungen, wie Modellgrenzen, das Vermeiden des Logarithmiers oder Dividierens mit null wurden entsprechend der Hinweise von SCHRAMM et al. (2006) übernommen (siehe hierzu auch Tab. 2, letzte Spalte).

2.3 Bewertung der Vorhersageeigenschaften

Die Bewertung der Vorhersagegüte der PTF erfolgte in Anlehnung an die Vorschläge von KOBAYASHI & SALAM (2000), GIVI et al. (2004) und DE VOS et al. (2005) mittels ausgewählter, statistischer Maßzahlen. Es wurden der arithmetische Mittelwert des Vorhersagefehlers MPE^1 , die Standardabweichung des Vorhersagefehlers $SDPE^2$, der Quadratwurzelfehler $RMSPE^3$ und der Determinationskoeffizient zwischen Vorhersage- und Messwerten (R^2) berechnet. Als Parameter der linearen Regressionsgleichung zwischen Vorhersage und Messwerten wurden der Anstieg b und der Schnittpunkt a mit der y -Achse ermittelt sowie diese auf Signifikanz gegen null und eins getestet. Zusätzlich wurden die Residuen der einzelnen PTF in Boxplots veranschaulicht und die Vorhersagewerte in Streudiagrammen den Messwerten gegenübergestellt. Die Gleichungen zur Berechnung der einzelnen Kennwerte zeigt Abbildung 5.

Dabei gibt der MPE , welcher dem Mittelwert aller Residuen entspricht, einen Anhalt, in wie weit die jeweiligen PTF zum systematischen Über- oder Unterschätzen der wahren Werte neigen. Der $SDPE$ zeigt die nach Beseitigung der systematischen Abweichung durch Subtraktion des MPE verbleibenden, von der Funktion nicht erklärbaren, zufälligen Abweichungen, während der $RMSPE$ als mittleren Betrag der einzelnen Vorhersagefehler ein Maß für den durchschnittlich zu erwartenden Gesamtfehler bei Anwendung der jeweiligen PTF auf das verwendete Datenkollektiv angibt. Die Verhältnisse $MPE^2/RMSPE^2$ und $SDPE^2/RMSPE^2$ geben die relativen Anteile systematischer und zufälliger Fehlerkomponenten am Gesamtfehler an (DE VOS et al. 2005). Der Determinationskoeffizient (Bestimmtheitsmaß) und die Parameter der Geradengleichung beschreiben die funktionalen Zusammenhänge zwischen den Mess- und Vorhersagewerten, wobei die Geradensteigung b im Idealfall den Wert 1 und der Y -Achsenabschnitt a den Wert 0 annimmt. Der Determinationskoeffizient R^2 erreicht im Fall optimaler Anpassung ebenfalls den Wert 1 und gibt Aufschluss über die Güte der funktionalen Zusammenhänge.

1 the mean predicted error

2 the standard deviation of the prediction error

3 square root of the mean square prediction error

menhänge zwischen den Mess- und Vorhersagewerten, wobei die Geradensteigung b im Idealfall den Wert 1 und der Y -Achsenabschnitt a den Wert 0 annimmt. Der Determinationskoeffizient R^2 erreicht im Fall optimaler Anpassung ebenfalls den Wert 1 und gibt Aufschluss über die Güte der funktionalen Zusammenhänge.

Als ein zusammenfassendes Hilfsmittel für die Ableitung von Empfehlungen zur Verwendung konkreter PTF wurde analog zu SCHRAMM et al. (2006) und CORNELIS et al. (2001) die Rangfolge der PTF innerhalb der sechs herangezogenen statistischen Kennwerte gebildet und aus den ungewichteten arithmetischen Mittelwerten eine Gesamttrajektorie erstellt.

3 Ergebnisse

3.1 Relationaler Vergleich – Ergebnisse für die BZE-Stichprobe

Beim im ersten Schritt durchgeführten relationalen Vergleich der PTF anhand von Blockberechnungen der nFK bis 1 m Bodentiefe (konventionelle Tiefe des effektiver Wurzelraums) für die ausgewählten Standorte der brandenburgischen BZE zeigten sich erhebliche systematische Unterschiede. Die aus den unterschiedlichen PTF resultierenden Ergebnisse sind in Abbildung 6 dargestellt. Der Median der nFK wurde im Minimum mit unter 60 mm (*Schaap KGA*) und im Maximum mit über 220 mm (*Scheinost*) vorhergesagt. Danach würde sich beispielsweise entsprechend des Bewertungsrahmens des ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (2003) für die PTF

$$MPE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_{V,i} - y_{M,i}) \quad (1)$$

$$SDPE = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n ((y_{V,i} - y_{M,i}) - MPE)^2} \quad (2)$$

$$RMSPE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_{V,i} - y_{M,i})^2} \quad (3)$$

$$R^2 = \frac{\left(\sum_{i=1}^n (y_{M,i} - \bar{y}_M) \cdot (y_{V,i} - \bar{y}_V) \right)^2}{\sum_{i=1}^n (y_{M,i} - \bar{y}_M)^2 \cdot \sum_{i=1}^n (y_{V,i} - \bar{y}_V)^2} \quad (4)$$

$$b = \frac{\sum_{i=1}^n (y_{M,i} - \bar{y}_M) \cdot (y_{V,i} - \bar{y}_V)}{\sum_{i=1}^n (y_{M,i} - \bar{y}_M)^2} \quad (5)$$

$$a = \bar{y}_V - b \cdot \bar{y}_M \quad (6)$$

mit y_M als Messwerten und y_V als Vorhersagewerte

Abb. 5: Statistische Maßzahlen zur Validierung der PTF.

Fig. 5: Statistical parameters used for validation of PTF.

Schaap KGA eine sehr "geringe" und bei Anwendung der PTF *Scheinost* eine "sehr hohe" nFK ergeben, was einer Differenz von vier bei insgesamt sieben definierten Bewertungsstufen entspricht. Auch die Variabilität der vorhergesagten nFK-Werte innerhalb der verschiedenen PTF war mit Boxbreiten (25 %- bis 75 %-Perzentil) zwischen unter 10 mm (*Wösten klass*) und über 60 mm (*Riek*) deutlich differenziert. Diese Ergebnisse bestätigten auch für Brandenburg die bereits von anderen Autoren beobachtete Notwendigkeit einer möglichst genauen Prüfung und Auswahl von PTF vor ihrer Anwendung auf Böden anderer Regionen beziehungsweise Datenkollektive (z. B. CORNELIS et al. 2001, GIVI et al. 2004, STUMPP et al. 2009).

3.2 Validierung durch Vergleich mit gemessenen Werten

Eine Wertungsmöglichkeit, mit welcher PTF die nFK am besten vorhergesagt wird, ist anhand der BZE-Daten nicht möglich, da für die Standorte der BZE in Brandenburg die nFK nicht messtechnisch ermittelt wurde. Diese Einschätzung erfolgte anhand der mit Messwerten belegten 489 bzw. 315 Datensätze der Stichproben SP I und SP II.

In den Boxplot-Darstellungen der Residuen für die Stichprobe SP I (Abb. 8) und die Stichprobe SP II (Abb. 7) spiegeln sich die an der BZE-Stichprobe festgestellten allgemeinen Tendenzen zur Über- bzw. Unterschätzung auch in den Residuen zu den Messwerten wieder. Auffällig ist, das PTF mit geringen Wertespanssen (Boxbreiten) für das BZE-Kollektiv (z. B: *Wösten klass*, *Schaap klass*, *Scheinost*) auffällig weite Wertespanssen bei den auftretenden Residuen aufweisen, was darauf hindeutet, dass von diesen PTF ein größerer Teil der auftretenden Unterschiede bei der Ausprägung der nFK nur schlecht erklärt werden kann. Im Gegensatz dazu weist unter den Korngrößenanalysen berücksichtigenden Ansätzen insbesondere die PTF *Riek* für das BZE-Kollektiv die breiteste, für die auftretenden Residuen jedoch die niedrigste

Wertespanne auf. Weniger deutlich ausgeprägt trifft dies für die PTF *Renger* unter den auf Texturklassen basierenden Ansätzen zu. Dies deutet auf ein insgesamt besseres Erklärungspotential dieser PTF hin.

Die berechneten statistischen Maßzahlen (Tab. 3) zeigen, dass neben den hohen systematischen Unterschieden für das BZE-Kollektiv, mit teilweise zweistelligen Quadratwurzelfehlern (RMSPE), auch hohe Vorhersagegenauigkeiten bei allen betrachteten PTF bestehen. In Relation zu den Mittelwerten der gemessenen nFK von 15,64 % für die Stichprobe SP II und 14,65 % in der Stichprobe SP I ergeben sich für den mittleren Gesamtvorhersagefehler relative Fehler zwischen 69 % (*Scheinost*) und 50 % (*Renger*). Aus den zahlreichen Ausreißern der Residuen von teilweise über 30 % resultieren somit maximale relative Fehler im dreistelligen Prozentbereich. Den größten Anteil am Gesamtvorhersagefehler nehmen dabei bei allen Ansätzen mit Anteilen zwischen 70 % (*Vereecken*, *Scheinost*) und 100 % (*Riek*, *Renger*, *AG Boden pF*) nicht systematische, zufällige Abweichungen (SDPE) ein. Für den Anteil systematischer Fehler gelten entsprechend umgekehrte Verhältnisse. Die größeren Unterschiede zwischen den PTF bestehen mit einer Spanne von -2,24 % (*Schaap KGA*) und 5,86 % (*Scheinost*) jedoch im Bereich der systematischen Fehler, während die PTF im Bereich der zufälligen Fehler mit Werten zwischen 7,27 % und 9,82 % relativ nah zusammen liegen.

Die funktionalen Zusammenhänge, welche in der vorliegenden Studie mittels Bestimmtheitsmaß und den Parametern der Geradengleichung einer linearen Regression zwischen Mess- und Vorhersagewerten beschrieben wurden (Tab. 3), erscheinen insgesamt nur relativ schwach ausgeprägt. So erreicht das Bestimmtheitsmaß nur Werte von 0,03 (*Wösten klass*) bis 0,29 (*Riek*). Die Parameter der Geradengleichung sind mit Werten für b zwischen 0,04 (*Wösten klass*) und 0,44 (*Riek*) durchgehend signifikant verschieden von eins sowie mit Werten für a zwischen 7,73 (*Schaap KGA+TRD*) und

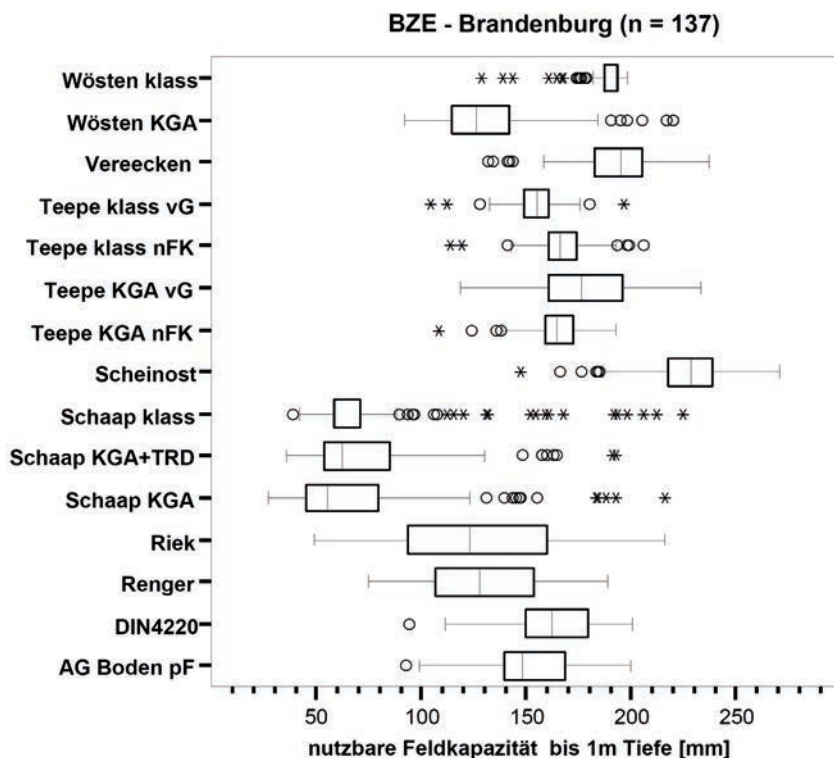


Abb. 6: Vorhersage der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum bis 1 m Tiefe für die brandenburgischen Standorte der zweiten Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE).

Fig. 6: Estimation of plant available water capacity for 1 m effective rooting zone for sites of the second national forest soil inventory in the federal state of Brandenburg (BZE).

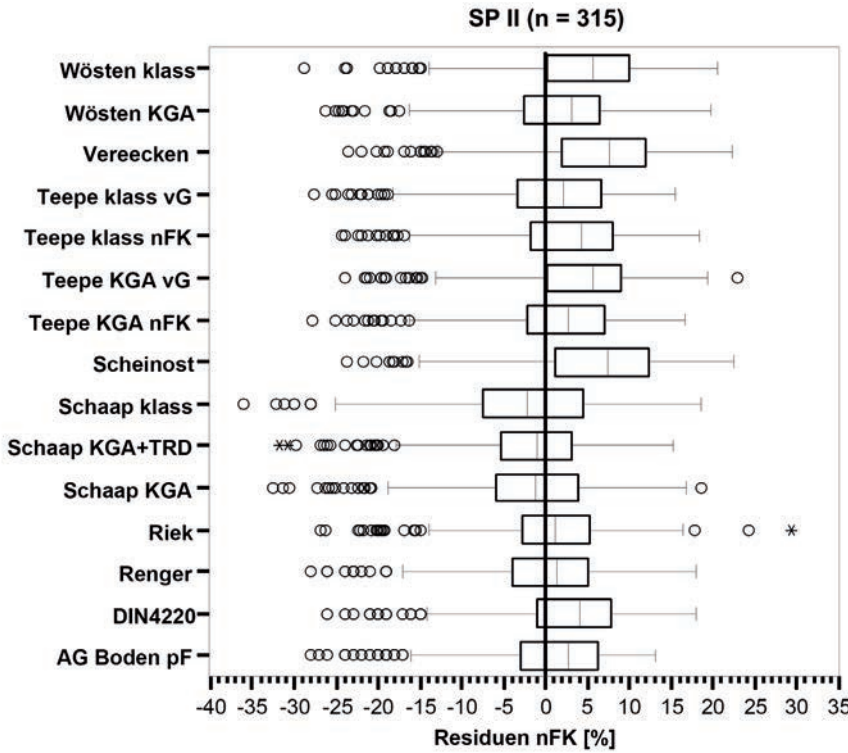


Abb. 7: Verteilung der Residuen bei Vorhersage der nutzbaren Feldkapazität für die Stichprobe SP II (Korngrößenanalysen).

Fig. 7: Distribution of the residuals estimating the available water capacity for dataset SP II (sub-sample with available particle size distributions).

19,62 (*Scheinost*) signifikant verschieden von null. Bezüglich der systematischen Abweichung der PTF (Median und MPE) erscheinen jene Ansätze, für deren Aufstellung besonders breit gefächerte Datengrundlagen verwendet wurden, besser auf Waldböden im nordostdeutschen Tiefland übertragbar zu sein, während an kleinen Probenkollektiven und für regional eng umgrenzte Gebiete entwickelte Ansätze zum Teil erhebliche Abweichungen aufweisen (*Vereecken*, *Scheinost*). Die PTF mit den kleinsten MPE sind ausschließlich Ansätze, welche anhand Datensätze des nordostdeutschen Tieflands mit einschließender Probenkollektive entwickelt wurden (*Riek*,

Renger, *AG Boden pF*). Dies entspricht auch den Erwartungen im Hinblick auf die Empfehlungen vieler PTF-Entwickler, die für Böden unterschiedlicher Regionen spezielle PTF entwickelten (BEKE & MACCORMICK 1985) oder die Anwendung der aufgestellten PTF nur für vergleichbare Regionen, Bodenverhältnisse bzw. Probenkollektive (SCHAAP & LEIJ 1998) empfehlen. Die Validierungsstudien von TIETJE & HENNINGS (1993), CORNELIS et al. (2001) und GIVI et al. (2004), bei welchen in der Regel anhand ähnlicher Böden und Regionen entwickelte PTF die besten Vorhersageeigenschaften aufwiesen, kommen zu einem ähnlichen Ergebnis.

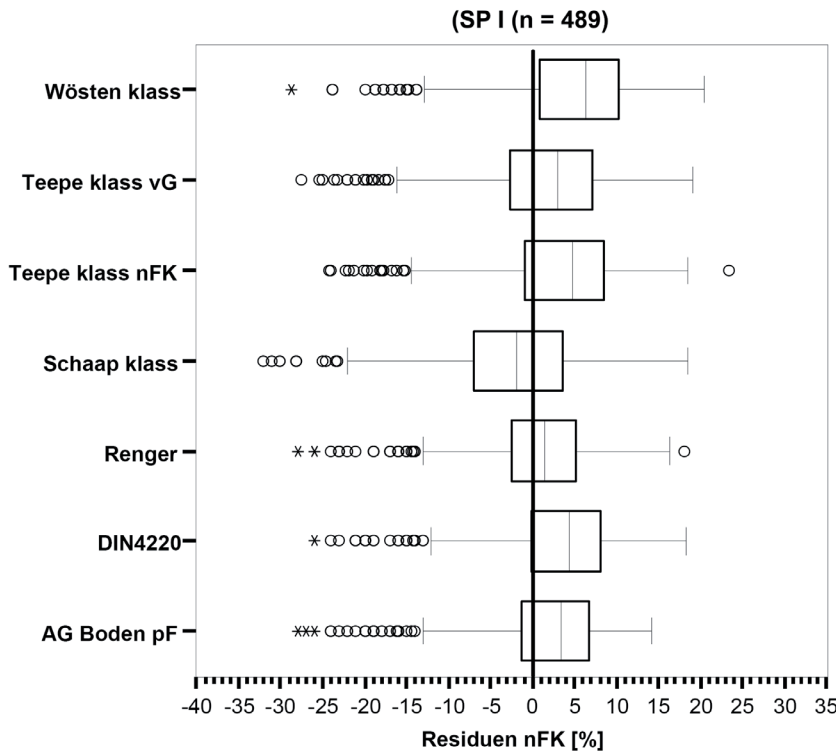


Abb. 8: Verteilung der Residuen bei Vorhersage der nutzbaren Feldkapazität für die Stichprobe SP I (Gesamtkollektiv).

Fig. 8: Distribution of residuals estimating the available water capacity for dataset SP I (total sample).

Tab. 3: Statistische Maßzahlen und Rangplätze der PTF in den Stichproben SP I und SP II.
 Tab. 3: Statistical parameters and ranking of the PTF within the datasets SP I and SP II.

PTF	Stichprobe SP II (Datensätze mit Korngrößenanalysen, n = 315)										Stichprobe SP I (Gesamtkollektiv, n = 489)														
	MPE	SDPE	RMSPE	R ²	a	b	MPE	SDPE	RMSPE	R ²	a	b	MPE	SDPE	RMSPE	R ²	a	b							
AG Boden pF	0,47 [3]	8,55 [10]	8,55 [10]	0,134 [8]	14,93 [9]	0,0755 [14]	1,58 [2]	7,71 [4]	7,86 [2]	0,140 [5]	14,80 [4]	0,0984 [5]	2,19 [8]	7,99 [2]	8,27 [4]	0,222 [5]	14,54 [7]	0,2102 [8]	3,03 [5]	7,29 [2]	7,89 [3]	0,219 [2]	14,39 [3]	0,2249 [3]	
DIN4220	-0,35 [2]	7,93 [1]	7,92 [1]	0,234 [1]	11,60 [3]	0,2359 [7]	0,33 [1]	7,27 [1]	7,27 [1]	0,229 [1]	11,11 [2]	0,2640 [2]	0,28 [1]	8,01 [3]	8,00 [2]	0,293 [1]	9,00 [2]	0,4419 [1]	0,11 [1]						
Schaa KGA	-2,24 [10]	9,09 [14]	9,35 [11]	0,127 [10]	9,37 [4]	0,2579 [6]	-2,23 [6]							-2,13 [7]	8,28 [7]	8,53 [6]	0,238 [2]	7,73 [1]	0,3696 [2]	-2,26 [2]					
Schaa KGA+TRD	-2,20 [9]	9,82 [15]	10,05 [13]	0,099 [13]	9,32 [3]	0,2632 [4]	-2,00 [4]	8,85 [7]	9,06 [6]	0,140 [4]	7,66 [1]	0,3405 [1]	5,86 [15]	9,05 [13]	10,77 [15]	0,060 [14]	19,62 [15]	0,1203 [12]	7,05 [12]						
Scheinost	1,24 [5]	8,31 [8]	8,39 [5]	0,158 [8]	14,60 [8]	0,1458 [10]	2,16 [10]							1,24 [5]	8,31 [8]	8,39 [5]	0,158 [8]	14,60 [8]	0,1458 [10]	2,16 [10]					
Teepe KGA nFK	3,76 [12]	8,04 [4]	8,87 [10]	0,219 [6]	15,30 [11]	0,2620 [5]	4,81 [5]							3,76 [12]	8,04 [4]	8,87 [10]	0,219 [6]	15,30 [11]	0,2620 [5]	4,81 [5]					
Teepe KGA vG	2,45 [11]	8,19 [6]	8,54 [7]	0,182 [7]	15,54 [12]	0,1633 [9]	3,30 [9]	7,62 [3]	8,29 [5]	0,148 [5]	15,78 [6]	0,1481 [4]	0,68 [4]	8,55 [11]	8,57 [9]	0,108 [12]	14,79 [9]	0,0980 [13]	1,67 [5]	7,96 [5]	8,13 [4]	0,070 [6]	15,13 [5]	0,0816 [6]	
Teepe klass nFK	0,68 [4]	8,55 [11]	8,57 [9]	0,108 [9]	14,79 [12]	0,0980 [13]	1,67 [5]	7,96 [3]	8,13 [4]	0,070 [6]	15,13 [5]	0,0816 [6]	5,79 [14]	8,53 [9]	10,30 [14]	0,113 [11]	19,54 [14]	0,1211 [11]	6,68 [11]						
Teepe klass vG	1,30 [6]	8,12 [5]	8,21 [3]	0,228 [4]	12,06 [6]	0,3121 [3]	2,10 [3]							1,30 [6]	8,12 [5]	8,21 [3]	0,228 [4]	12,06 [6]	0,3121 [3]	2,10 [3]					
Vereecken	3,76 [13]	8,90 [12]	9,65 [12]	0,034 [12]	18,84 [15]	0,0354 [15]	4,72 [15]	8,07 [6]	9,34 [7]	0,044 [7]	18,73 [7]	0,0444 [7]	3,76 [13]	8,90 [12]	9,65 [12]	0,034 [12]	18,84 [15]	0,0354 [15]	4,72 [15]	8,07 [6]	9,34 [7]	0,044 [7]	18,73 [7]	0,0444 [7]	
Wösten KGA																									
Wösten klass																									

MPE: arithmetischer Mittelwert des Vorhersagefehlers [%], SDPE: Standardabweichung des Vorhersagefehlers [%], RMSPE: Quadratwurzelfehler [%], R²: Determinationskoeffizient, b: Anstieg der linearen Regressionsgerade und a: Schnittpunkt mit der y-Achse der linearen Regressionsgerade [%]. Die Parameter der linearen Regressionsgeraden waren in allen Fällen auf dem 0,05-Niveau für a signifikant verschieden von 0 und für b signifikant verschieden von 1. In eckigen Klammern [] ist jeweils der Rang angegeben, welchen die PTF im Vergleich zu den anderen PTF für die jeweilige Maßzahl erzielt.

Güte und Richtigkeit des funktionalen Zusammenhangs zwischen den von den PTF erzeugten Werten und den Messwerten scheint an die Anzahl der berücksichtigten Eingangsgrößen gekoppelt zu sein. Die PTF *AG Boden pF*, *Schaap KGA*, *Schaap klass* und *Wösten klass*, welche neben der Textur keine weiteren Einflussgrößen berücksichtigen, erreichen nur niedrige Bestimmtheitsmaße und mit $b = 0,0354$ für die PTF *Wösten klass* und $b = 0,0755$ für die PTF *AG Boden pF* die niedrigsten Anstiege für die lineare Regressionsgerade zwischen Mess- und Vorhersagewerten. Eine Ausnahme stellen dabei die PTF *Schaap KGA* und *Schaap klass* dar, welche mit vergleichsweise hohen Werten für b und ausgesprochen niedrigen Werten für a mit zu den diesbezüglich Besten von allen betrachteten PTF gehören. Bessere Er-

gebnisse erzielt nur die PTF *Riek* mit den höchsten Werten für Bestimmtheitsmaß und Anstieg, sowie die PTF *Schaap KGA+TRD* mit dem deutlich niedrigsten Wert für a und den zweithöchsten Werten für R^2 und m .

Die Beobachtung von SCHRAMM et al. (2006), dass PTF, welche speziell für die Ableitung der nutzbaren Feldkapazität entwickelt wurden, gegenüber kontinuierlichen PTF die nFK besser vorhersagen, zeigt sich mit Einschränkungen auch für die dieser Untersuchung zugrunde liegenden Stichproben. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die von SCHRAMM et al. (2006) durchgeführte Bewertung am RMSPE ausgerichtet ist. So erzielen innerhalb der Stichprobe SP I die PTF *Renger*, *DIN4220* und *AG Boden pF* sowie innerhalb der Stich-

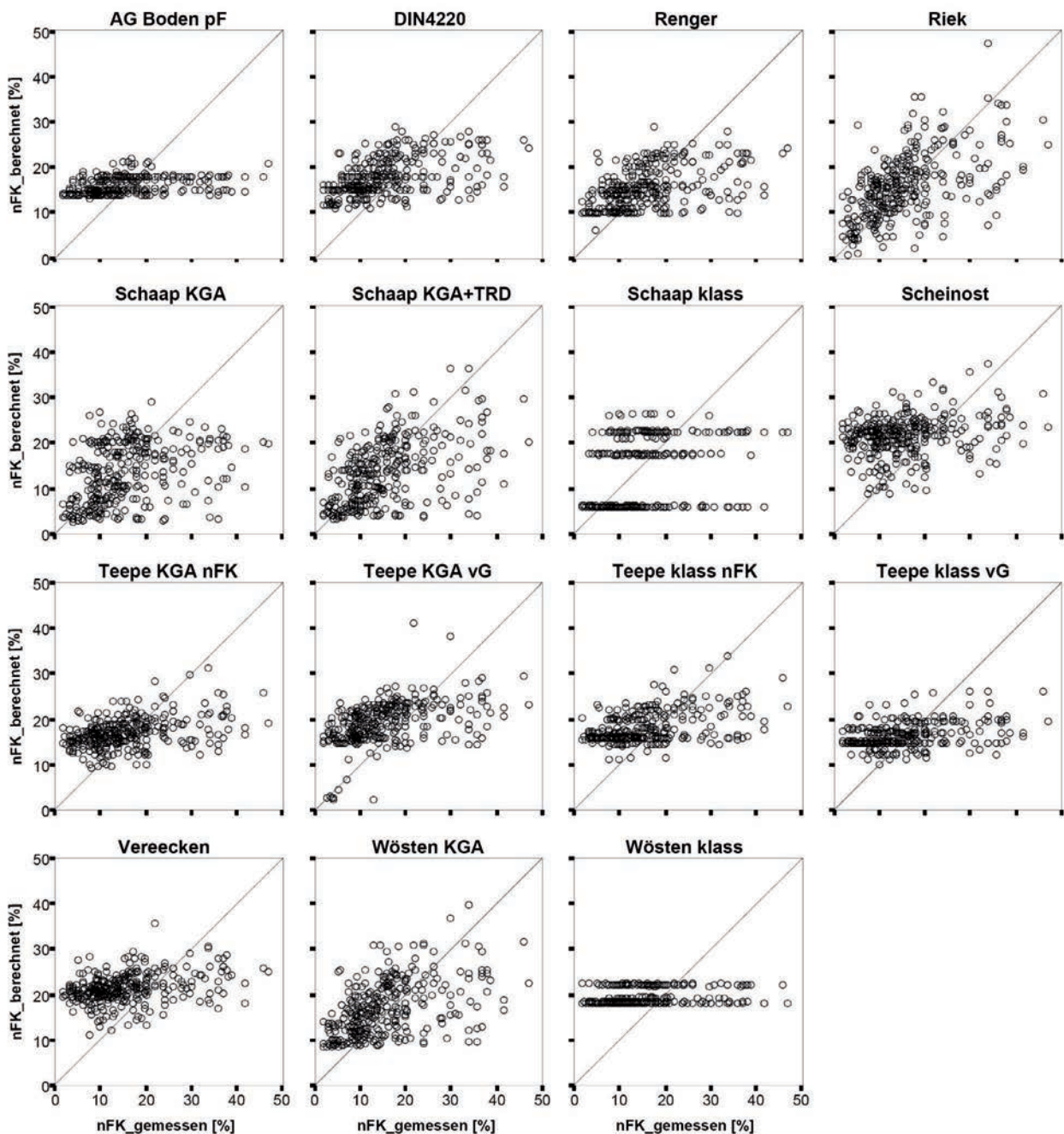


Abb. 9: Gegenüberstellung der Mess- und Vorhersagewerte für die Stichprobe SP II.

Fig. 9: Comparison of measured and estimated values for dataset SP II.

probe SP II die PTF *Riek* und *Renger* die insgesamt besten Ergebnisse. Ausnahmen bilden in der Stichprobe SP II die PTF *Wösten KGA* und die PTF *Schaap KGA+TRD*, welche insgesamt ebenfalls sehr gute Ergebnisse erzielen und im Fall der PTF *Schaap KGA+TRD* zu den besten PTF bezüglich der Kennwerte R^2 , a und b zählen. Innerhalb der Stichprobe SP I muss berücksichtigt werden, dass die schlechter abschneidenden PTF *Wösten klass* und *Schaap klass* im Vergleich zu den anderen Ansätzen teilweise deutlich weniger Eingangsgrößen berücksichtigen und zudem eine wesentlich gröber gefasste Texturklasseneinteilung zugrunde legen. Die Effekte dieser gerade für den relativ schmalen betrachteten Texturbereich groben Texturklasseneinteilung im Vergleich zu den anderen betrachteten PTF verdeutlichen sich in den Streudiagrammen zwischen Mess- und Vorhersagewerten (Abb. 9 und 10).

4 Schlussfolgerung

Die insgesamt hoch erscheinenden Vorhersagefehler und weit vom Optimum entfernten Werte für R^2 , a und b (vgl. Tab. 3 und Abb. 9 und 10) zeigen klare Grenzen für die Verwendung von PTF. Soweit möglich, etwa bei detaillierten Betrachtungen an Versuchsflächen oder kleinerer homogener Gebiete, sollte nicht auf PTF ausgewichen und die nFK besser durch Messung im Labor ermittelt werden. Angesichts der schlechten Werte für die Parameter a und b sowie die für einige PTF hohen systematischen Abweichungen erscheint bei ausreichend vorhandenen, geeigneten Messwerten eine Rekalibrierung der PTF für das jeweilige Untersuchungsgebiet interessant. Die großen Anteile der zufälligen Feh-

lerkomponente (SDPE) am Gesamtfehler (RMSPE) sowie die niedrigen Werte für R^2 deuten darauf hin, dass sich ein großer Teil der auftretenden Variabilität der nFK nicht durch die den PTF zugrunde liegenden Modelle und herangezogenen Eingangsgrößen erklären lässt. Interessant erscheint in Hinblick auf das mit der PTF *Riek* erzielte, vergleichsweise hohe Bestimmtheitsmaß, die Berücksichtigung von Substrat- und Horizonteigenschaften bei der Ableitung der nutzbaren Feldkapazität.

Wenn die entsprechenden Eingangsgrößen aus bodenkundlichen und geologischen Karten oder aus Kartenwerken der forstlichen Standortserkundung ableitbar sind, erscheinen PTF für Anwendungen der Regionalisierung praktikabel. Die Berücksichtigung weiterer Einflussgrößen, über standardmäßig aus Bodenkarten und Bodeninventuren vorliegende Kennwerte hinaus, ist für eine schnelle, einfache und kostengünstige Ableitung der nFK nicht empfehlenswert (vgl. RUBIO et al. 2008). Insbesondere für die Regionalisierung der nFK für die vorwiegend sandigen Böden des nordostdeutschen Tieflands erscheint die Verwendung weiterer Kennwerte, wie Wassergehalte bei bestimmten Matrixpotentialen oder zusätzlicher Kennwerte der Bodenstruktur, weniger interessant.

In der abschließenden Gesamtbewertung der PTF durch Festlegen einfacher Rangfolgen (Tab. 4) erzielen in der Stichprobe SP II die PTF *Riek* und in der Stichprobe SP I die PTF *Renger* die besten Ergebnisse. Die abschließend gebildete Rangliste sollte nicht als alleiniges Kriterium für die Auswahl einer PTF herangezogen werden. Neben den sich in der Regel häufig ergebenden Ausschlusskriterien aufgrund der nur eingeschränkt vorliegenden Eingangsgrößen

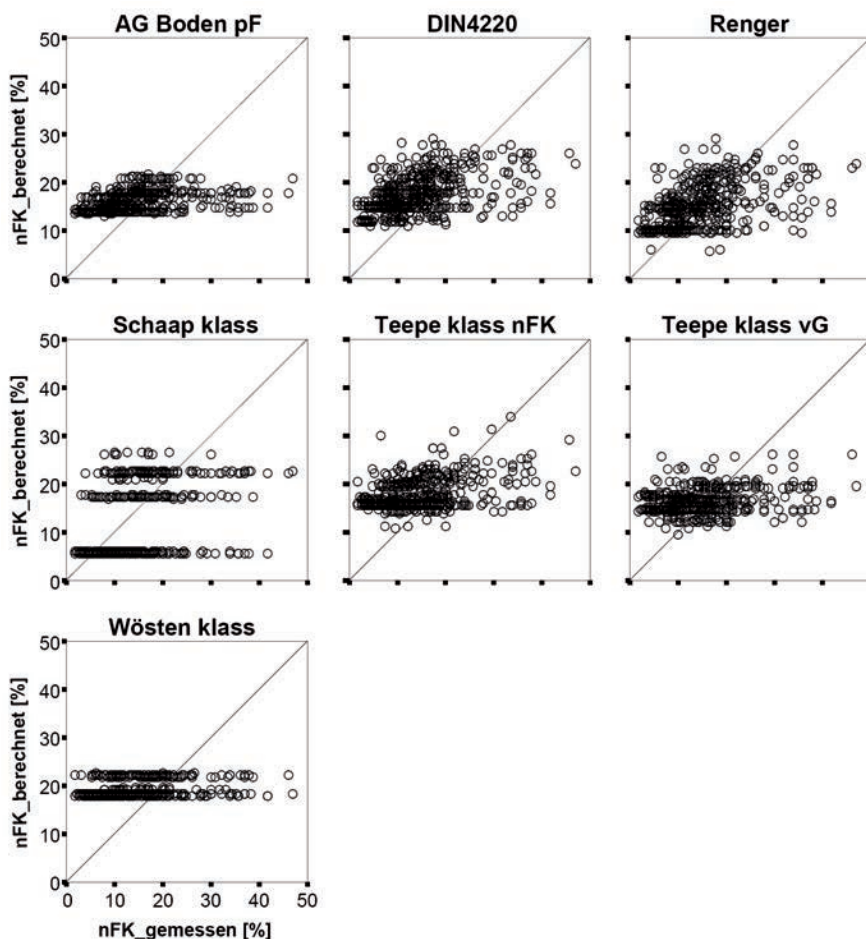


Abb. 10: Gegenüberstellung von Mess- und Vorhersagewerten für die Stichprobe SP I.

Fig. 10: Comparison of measured and estimated values for dataset SP I.

sollte bei der Auswahl einer konkreten PTF ebenfalls berücksichtigt werden, ob für die angestrebte Anwendung möglichst geringe durchschnittlich zu erwartende Fehler (RMSPE) oder die Ausprägung des Zusammenhangs zwischen Vorhersagewerten und den angenommenen Einflussgrößen im Vordergrund stehen soll (R^2 , a, b). So erscheint in Abhängigkeit von der jeweiligen Präferenz und den verfügbaren Eingangsgrößen auch die Anwendung der PTF *AG Boden pF*, *Schaap klass*, *Schaap KGA*, *Schaap KGA+TRD*, *Teepe KGA nFK*, und *Wösten KGA* empfehlenswert.

Tab. 4: Gesamtanzahl Plätze der PTF in den Stichproben SP I und SP II.

Tab. 4: Final ranking of PTF within the datasets SP I and SP II.

PTF	Rang SP I	Rang SP II
AG Boden pF	3	9
DIN4220	2	5
Renger	1	2
Riek		1
Schaap KGA		10
Schaap KGA+TRD		3
Schaap klass	4	11
Scheinost		15
Teepe KGA nFK		6
Teepe KGA vG		7
Teepe klass nFK	5	8
Teepe klass vG	6	12
Vereecken		13
Wösten KGA		4
Wösten klass	7	14

Danksagung

Wir danken dem Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (Dr. D. Kühn & Dr. A. Bauriegel), dem Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für ländliche Räume, Wald und Fischerei, Institut für Waldökologie und Waldinventuren (Dr. S. Schobel) sowie dem Staatsbetrieb Sachsenforst Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft (R. Gemballa) für die Unterstützung bei der Zusammenstellung geeigneter Validierungsdatensätze, welche diese Untersuchung erst ermöglichten.

Literatur

- ARBEITSGRUPPE BODEN (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 5. Aufl. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 437 S.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (2003): *Forstliche Standortaufnahme – Begriffe, Definitionen, Einteilung, Kennzeichnungen, Erläuterungen*. 6. Aufl. IHW-Verlag, Eiching bei München: 352 S.
- ARYA, L.M., PARIS, J.F. (1981): A Physicoempirical Model to Predict the Soil Moisture Characteristic from Particle-Size Distribution and Bulk Density Data. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **45** (6): 1023-1030.

<http://soil.scijournals.org/cgi/content/abstract/soilsci:45/6/1023>

- BEKE, G.J., MACCORMICK, M.J. (1985): Predicting Volumetric Water Retentions for Subsoil Materials from Colchester County, Nova Scotia. *Can. J. Soil Sci.* **65** (1): 233-236.

- CORNELIS, W.M., RONSYN, J., VAN MEIRVENNE, M., HARTMANN, R. (2001): Evaluation of Pedotransfer Functions for Predicting the Soil Moisture Retention Curve. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **65** (3): 638-648.

<http://soil.scijournals.org/cgi/content/abstract/soilsci:65/3/638>

- DE VOS, B., VAN MEIRVENNE, M., QUATAERT, P., DECKERS, J., MUYS, B. (2005): Predictive Quality of Pedotransfer Functions for Estimating Bulk Density of Forest Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **69** (2): 500-510.

<http://soil.scijournals.org/cgi/content/abstract/soilsci:69/2/500>

- DIN4220 (2008): *Bodenkundliche Standortbeurteilung – Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten*. Beuth, Berlin: 50 S.

- GERSTENGARBE, F.W., BADECK, F., HATTERMANN, F., KRYSANOVA, V., LAHMER, W., LASCH, P., STOCK, M., SUCKOW, F., WECHSUNG, F., WERNER, P.C. (2003): Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung: 79 S.

<http://www.pik-potsdam.de/research/publications/pikreports/files/pr83.pdf>

- GIVI, J., PRASHER, S., PATEL, R. (2004): Evaluation of pedotransfer functions in predicting the soil water contents at field capacity and wilting point. *Agric. Water Manage.* **70** (2): 83-96.

<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6T3X-4DB567X-3/2/ab9e3e848317eabc3485fb0b2dd2d0cb>

- HANGEN, E., SCHERZER, J. (2004): Ermittlung von Pedotransferfunktionen zur rechnerischen Ableitung von Kennwerten des Bodenwasserhaushalts (FK, PWP, nFK, kapillarer Aufstieg). UDATA Umweltschutz und Datenanalyse im Auftrag des Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL).

http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Pedotransfer_Physik_1/PTF-Studie.pdf

- HARTGE, K.H., HORN, R. (1992): *Die physikalische Untersuchung von Böden*. 3. Aufl. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart: 177 S.

- KOBAYASHI, K., SALAM, M.U. (2000): Comparing Simulated and Measured Values Using Mean Squared Deviation and its Components. *Agron. J.* **92** (2): 345-352.

<http://agron.scijournals.org/cgi/content/abstract/agrojn:92/2/345>

- NEMES, A., WÖSTEN, J.H.M., LILLY, A., VOSHAAR, J.H.O. (1999): Evaluation of different procedures to interpolate particle-size distributions to achieve compatibility within soil databases. *Geoderma* **90** (3-4): 187-202.

<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V67-3WVWF2R-D/2/dbe45a3fa387fcbae64c64974d1c264c>

- OSENSTETTER, S., FALK, W., DIETZ, E., KÖLLING, C., ZIMMERMANN, L. (2009): Einflüsse der Pedotransferfunktionen auf Ergebnisse bodenhydrologischer Modellierung an Waldstandorten. Jahrestagung der DBG.

http://eprints.dbges.de/195/1/DBG-Tagung2009-Beitrag_SebastianOsenstetter.pdf

- PETERS, A., DURNER, W. (2008): Simplified evaporation method for determining soil hydraulic properties. *J. Hydrol.* **356** (1-2): 147-162.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-4SBHXBY-1/2/634bcc5abe518d441cee8c7c02d4b3ad>
- PUHLMANN, H., WILPERT, K., LUKES, M., DRÖGE, W. (2009): Multistep outflow experiments to derive a soil hydraulic database for forest soils. *Eur. J. Soil Sci.* **60** (5): 792-806.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01169.x>
- RENGER, M., BOHNE, K., FACKLAM, M., HARRACH, T., RIEK, W., SCHÄFER, W., WESSOLEK, G., ZACHARIAS, S. (2009): Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges“ zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. *Bodenökologie und Bodengenese* **40**: 5-51.
- RIEK, W., WESSOLEK, G., RENGER, M., FACKLAM, M. (1992): Ableitung bodenphysikalischer Kennwerte aus Basisdaten auf der Grundlage von bodenkundlichen Labordatenbanken. TU-Berlin im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover: 51 S.
- RIEK, W., WESSOLEK, G., RENGER, M., VETTERLEIN, E. (1995): Luftkapazität, nutzbare Feldkapazität und Feldkapazität von Substrat-Horizontgruppen – eine statistische Auswertung von Labordatenbanken. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **158** (5): 485-491.
<http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19951580512>
- RUBIO, C.M., LLORENS, P., GALLART, F. (2008): Uncertainty and efficiency of pedotransfer functions for estimating water retention characteristics of soils. *Eur. J. Soil Sci.* **59** (2): 339-347.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.01002.x>
- SCHAAP, M.G., LEIJ, F.J. (1998): Database related accuracy and uncertainty of pedotransfer functions. *Soil Science* **163** (10): 765-779.
- SCHAAP, M.G., LEIJ, F.J., VAN GENUCHTEN, M.T. (2001): Rosetta: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *J. Hydrol.* **251** (3-4): 163-176.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-43RJY0T-4/2/4b836c035872975b62b2b871b57918f2>
- SCHNEIDT, A.C., SINOWSKI, W., AUERSWALD, K. (1997): Regionalization of soil water retention curves in a highly variable soilscape. I. Developing a new pedotransfer function. *Geoderma* **78** (3-4): 129-143.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V67-3T7JK5N-1/2/e0cfff7f14d0cc92a82818837e09ccc21>
- SCHINDLER, U. (1980): Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. *Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk.* **24**: 1-7.
- SCHRAMM, D., SCHULTZE, B., SCHERZER, J. (2006): Validierung von Pedotransferfunktionen zur Berechnung von bodenhydrologischen Parametern als Grundlage für die Ermittlung von Kennwerten des Wasserhaushaltes im Rahmen der BZE II. TU Bergakademie Freiberg und UDATA Umweltschutz und Datenanalyse im Auftrag des Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV): 151 S.
http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Pedo_Physik_2/Abschlussbericht_PTFII.pdf
- SCHREY, H.P. (2008): Die bodenartenspezifischen Kennwerte der KA5 - FAQ_KA5 – die Liste der häufig gestellten Fragen zu den Kennwerten der KA5. Geologischer Dienst NRW: 63 S.
http://www.bgr.bund.de/nm_325378/DE/Themen/Boden/Zusammenarbeit/Adhocag/Downloads/KA5_bodenspezKennwerte_templateld=raw.property=publicationFile.pdf/KA5_bodenspezKennwerte.pdf
- SCHULZ, R., ASCHE, N. (2008): Klima, Standort, Wald Regionales Wasserhaushaltsmodell auf Bundesebene übertragbar? *AFZ-Der Wald* (1): 20-24.
- STUMPP, C., ENGELHARDT, S., HOFMANN, M., HUWE, B. (2009): Evaluation of pedotransfer functions for estimating soil hydraulic properties of prevalent soils in a catchment of the Bavarian Alps. *Eur. J. Forest Res.* **128** (6): 609-620.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10342-008-0241-7>
- TREEPE, R., DILLING, H., BEESE, F. (2003): Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **166** (1): 111-119.
<http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200390001>
- TJETJE, O., HENNINGS, V. (1993): Bewertung von Pedotransferfunktionen zur Schätzung der Wasserspannungskurve. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **156** (5): 447-455.
<http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19931560512>
- VERECKEN, H., MAES, J., FEYEN, J., DARIUS, P. (1989): Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density and carbon content. *Soil Science* **148** (6): 389-403.
- WÖSTEN, J.H.M., LILLY, A., NEMES, A., BAS, C.L. (1999): Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma* **90** (3-4): 169-185.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V67-3WWWRF2R-C/2/50af110f999083a308c55eedc997ed4c>
- WÖSTEN, J.H.M., PACHEPSKY, Y.A., RAWLS, W.J. (2001): Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *J. Hydrol.* **251** (3-4): 123-150.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-43RJY0T-2/2/a8317964724604f360e9d339606ae51b>
- ZACHARIAS, S., WESSOLEK, G. (2007): Excluding Organic Matter Content from Pedotransfer Predictors of Soil Water Retention. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **71** (1): 43-50.
<http://soil.scijournals.org/cgi/content/abstract/soilsci:71/1/43>

submitted: 09.02.2010

reviewed: 17.06.2010

accepted: 07.07.2010

Autorenanschriften:

Alexander Russ
 Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (FH)
 Alfred-Möller-Str. 1
 16225 Eberswalde
 Email: Alexander.Russ@hnee.de

Prof. Dr.-Ing. Winfried Riek
 Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (FH)
 und Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde
 Alfred-Möller-Str. 1
 16225 Eberswalde
 Email: Winfried.Riek@hnee.de

Comparison of four different programs for the analysis of hemispherical photographs using parameters of canopy structure and solar radiation transmittance

Alvaro Promis, Stefanie Gärtner, David Butler-Manning, Cristabel Durán-Rangel, Albert Reif, Gustavo Cruz and Lionel Hernández

Abstract

There have been many studies involving the use of hemispherical photographs to indirectly estimate canopy structures and forest light environments. A variety of commercial and free software packages are available for the analysis of hemispherical photographs. The costs of investment might represent an advantage of the free programmes over the commercial, but as yet little has been documented about the differences in their outputs and in the technical applications from a user (ecologist and forester) perspective. The objective of the study was to compare the canopy structure variables (canopy openness and effective plant area index) and solar radiation transmission estimates (direct, diffuse and global solar radiation transmittances) from digital hemispherical photographs taken under two forest canopy conditions (gap and closed canopy) in three different broadleaf forest regions (Chile, Germany, Venezuela) and calculated using four different programmes. The hemispherical photographs were analysed using one commercial (HemiView) and three free programmes (Gap Light Analyzer, hemIMAGE and Winphot). The results obtained revealed that all of the programmes computed similar estimates of both canopy structures and below-canopy solar radiation. Only the results relating to the effective plant area index with an ellipsoidal leaf angle distribution made with HemiView and Winphot deviated significantly. Other user aspects are also discussed, such as costs, image formats, computer system requirements, etc.

Keywords: hemispherical photography, solar radiation transmittances, canopy openness, plant area index, software packages

Zusammenfassung

In vielen Studien werden Hemisphärenphotos genutzt um indirekt die Kronenstruktur und die Belichtungsverhältnisse zu schätzen. Verschiedene kommerzielle und kostenfreie Softwarepakete sind zu Analyse von Hemisphärenphotos verfügbar. Es gibt bisher keine umfassende Vergleichsstudie zu Ergebnissen oder technischer Handhabung aus Sicht der Nutzer dieser Programme (Ökologen und Forstwissenschaftler). Das Ziel dieser Studie war der Vergleich der Schätzungen von Kronenstrukturvariablen (Kronenöffnung und effektiver Pflanzenflächenindex) Solartransmission (direkte, diffuse und Global-Strahlung) aus digitalen Hemisphärenphotos berechnet mit vier verschiedenen Programmen (kostenpflichtig: HemiView und frei: Gap Light Analyzer, hemIMAGE und Winphot). Die verwendeten Photos stammen aus drei verschiedenen Laubwaldregionen (Chile, Deutschland und Venezuela) und repräsentieren jeweils Verhältnisse unter geschlossenem Kronendach und in Lücken.

Die ermittelten Schätzungen für die verschiedenen Strukturvariablen und Einstrahlungsverhältnisse zeigten eine sehr hohe Übereinstimmung. Einzig der effektive Pflanzenflächenindex basierend auf ellipsoider Blattwinkelverteilung unterschied sich signifikant zwischen den Programmen. Weitere für Nutzer interessante Aspekte wie Kosten, Bildformate, Systemvoraussetzungen und mehr wurden verglichen und diskutiert.

Stichwörter: Hemisphärenphotos, Solarstrahlung, Kronenöffnung, Pflanzenflächenindex, Lichtschätzungssoftware

1 Introduction

The greatest importance of solar radiation for plant life lies in the plants' dependence upon photosynthesis for growth and development, and the dependence in turn of photosynthesis on light (BARNES et al. 1998). Several instruments have been developed to estimate either directly or indirectly the forest understorey light environment. Many comparisons of direct and indirect methods for the estimation of below-canopy irradiation have been conducted in order to determine the best way to estimate the light environment (CHAZDON & FIELD 1987, RICH et al. 1993, WAGNER 1996, COMEAU et al. 1998, ENGELBRECHT & HERZ 2001, Ferment et al. 2001, BELLOW & NAIR 2003). However, many ecologists and foresters prefer indirect means of light estimation due to the difficulties inherent in measuring light directly (JENNINGS et al. 1999), and because the amounts of light greatly changes in the microenvironments across the forests.

Since its introduction (EVANS & COOMBE 1959), hemispherical photography (Fig. 1) has become a widely applied means of calculating the forest light environments, but also to the estimation of canopy structure variables. A number of studies have demonstrated a high level of agreement between both estimates (RICH et al. 1993, COMEAU et al. 1998, GENDRON et al. 1998, CLEARWATER et al. 1999, ENGELBRECHT & HERZ 2001). However, in deeply shaded environments, the applicability of hemispherical photographs for the calculation of understorey light environments still needs to be verified conclusively (ROXBURGH & KELLY 1995, MACHADO & REICH 1999).

The theoretical basis for estimating the various components of solar radiation using hemispherical photography were developed by ANDERSON (1964, 1966). Then, a variety of semi-automated and computerised techniques have been developed (CHAN et al. 1986, CHAZDON & FIELD 1987, BECKER et al. 1989, BARRIE et al. 1990, SMITH & SOMERS 1993, WALTER & TORQUEBAU 2000). A range of software packages are currently available for the analysis of hemispherical photographs (COMEAU 2000). These include both commercial and free versions, with the latter available for download from the internet.

The question that arises now is whether there are differences in the usability and the results provided by the different software solutions. FRAZER et al. (1997) compared two canopy characteristics (percent open sky and effective leaf area



Abb. 1: Hemisphärische Fotografie einer Kronenlücke eines *Nothofagus betuloides*-Naturwaldes in Feuerland, Chile.

Fig. 1: Hemispherical photograph showing a canopy gap. The photograph was taken in a *Nothofagus betuloides* forest in Tierra del Fuego, Chile (Photo: A. Promis).

index) using two programmes (Hemiphot and PAMAP GIS) in eight chronosequences of coastal temperate rainforest in British Columbia, Canada. The authors documented high correlations between the percent open sky ($R^2 = 0.98$) and the effective leaf area index ($R^2 = 0.96$) results produced by the two programmes. BRUNNER (2002) wrote that the hemIMAGE software calculates results for transmitted light very similar to those computed by the GLI-C and Winphot software, but that the results differed significantly from those produced by the Solarcalc software. However, there is as yet no published study comparing the programmes commonly used for computing these variables from hemispherical photographs. In this paper we provide a comparison between four programs: (a) a commercial software package called HemiView, version 2.1

(<http://www.delta-t.co.uk>, Delta-T Devices, Cambridge, UK, RICH et al. 1999), and three free programmes: (b) Gap Light Analyzer version 2.0 (<http://www.ecostudies.org/gla/>, FRAZER et al. 1999), (c) hemIMAGE version 15-09-2002 (<http://statisk.umb.no/ina/ansatte/andrb.php>, BRUNNER 2002) and (d) Winphot version 5.0 (http://www.bio.uu.nl/~herba/Guyana/winphot/wp_index.htm, TER STEEGE 1996).

The objective of this study, therefore, was to compare the canopy structure variables and solar radiation transmission estimates calculated using the four different programmes. With this paper, we want to share our experience with the different programmes with other users in order to help them to decide which programme provides the information needed to answer their particular research questions.

2 Material and methods

2.1 Study areas

The hemispherical photographs used in the evaluation were obtained from three different broadleaf forest ecosystems. They were selected in order to have a variety of canopy structures and solar radiation characteristics, contrasting latitudes and forest ecosystems (Tab. 1).

2.2 Photographic source material

A total of 78 hemispherical photographs were used for the evaluation. These comprised 13 photos made in canopy gaps at each location and a further 13 under closed canopies. All of the images were made using a digital Nikon Coolpix 990@ camera (Nikon Corporation, Tokyo, Japan) fitted with a Nikon FC-E8@ fisheye converter (Nikon Corporation, Tokyo, Japan). The camera was mounted on a tripod at a height of approximately 1.3 m above the ground. In the Sierra de Lema cloud forest the photos were taken at a height of between 1.5–1.7 m above the ground. The camera and the lens were arranged horizontally with the aid of a spirit level, and pointed to the magnetic north. Automatic settings for aperture width and shutter speed were selected (INOUE et al. 2004). Details of the photograph formats are presented in Table 2. Comparisons of the different image qualities and image sizes obtained using

Tab. 1: Charakterisierung des Untersuchungsgebietes.

Tab. 1: The study areas and their characteristics.

Location	Altitude(m a.s.l.), Slope (°)	Forest type	Top height (m), stocking (trees ha ⁻¹), basal area (m ² ha ⁻¹)
Weberstedter Holz Hainich National Park (Germany) ¹⁾ (51°01'N, 10°04'E)	430 0	Temperate mixed deciduous beech forest on limestone, dominated by <i>Fagus sylvatica</i>	34 519 36
Sierra de Lema Forest, Canaima National Park (Venezuela) ²⁾ (05°53'N, 61°26'W)	1,435 0	Tropical cloud forest, very humid submontane forest	40 700 53
Río Córdor, Tierra del Fuego (Chile) ³⁾ (53°59'S, 69°58'W)	190 0–10	Cold temperate ever- green forest, dominated by <i>Nothofagus betuloides</i>	31 1,362 105

¹⁾ BUTLER-MANNING (2008), ²⁾ HERNÁNDEZ & CASTELLANOS (2006), ³⁾ PROMIS (2009).

Tab. 2: Einzelheiten der Formatansprüche an die digitalen hemisphärischen Fotos.

Tab. 2: *Details of the digital hemispherical photograph formats.*

Location	Colour	Image quality*)	Pixels*	Format	Capture date
Weberstedter Holz Hainich National Park (Germany)	black and white	BASIC	2048 × 1536	1:16 compression JPEG	September 2002
Sierra de Lema Forest, Canaima National Park (Venezuela)	colour	BASIC	2048 × 1536	1:16 compression JPEG	June and October 2006
Río Cónдор, Tierra del Fuego (Chile)	black and white	HI	2048 × 1536	uncompressed TIFF	January and February 2007

*) The Nikon Coolpix 990 allows for four image qualities, namely basic, normal, fine and hi. Three image sizes are also possible; the largest is 2048 x 1536 pixels, the medium 1024 x 768 pixels, and the lowest 640 x 480 pixels. Thus, an 8MB CompactFlash memory card can store approximately 0 hi-quality images (each image is larger than 9MB); between 5 and 48 fine-quality images, depending on the image size used; 10 to 91 normal-quality images, and 19 to 161 basic-quality images.

a digital Nikon Coolpix 990 camera have revealed no statistically discernable differences in the estimates of either gap fractions or canopy openness (INOUE et al. 2004). In so far as it was possible, the photographs were only taken when the sky overhead was almost uniformly cloudy, or else shortly after sunset. The reason for this was to avoid the occurrence of bright regions around the sun and light reflection of foliage and woody structures, which can render thresholding difficult.

2.3 Image processing

All of the images were first cropped to squares to clearly define the image boundaries and the image centre (refer to BRUNNER 2002). The reason for this is that the fisheye photograph is a projection on a plane of a hemisphere, with the zenith at the centre of the image and the horizons at the edges. This image renders it possible to ascertain the distribution of canopy openings, and to estimate the solar radiation that penetrates below the plant canopy (RICH 1990).

A threshold value was then set for the separation of canopy and sky elements, producing a binary black and white image (ANDERSON 1964). In this study, all of the digital images were converted to binary black and white pixels employing an automatic threshold setting method based on edge detection (NOBIS & HUNZIKER 2005), using the SideLook 1.1.01 software (<http://www.appleco.ch>, NOBIS 2005).

2.4 Image analyses

2.4.1 The software used and their settings

All images were analysed using HemiView, Gap Light Analyzer, hemIMAGE and Winphot. All photographs were saved in the BMP format for analysis using HemiView, Gap Light Analyzer and Winphot. The programme requirements of the hemIMAGE software necessitated that the hemispherical photographs had to be converted to the GIF format (BRUNNER 2002).

The lens used was the Nikon fisheye FC E8. The lens was originally designed to produce a simple polar or equiangular projection, but new calibrations to this lens type have since been made (FRAZER et al. 2001). Three of the programmes compared provided the option to set different calibrations to correct for the lens distortion. The Coolpix 900 was selected for HemiView (HALE & EDWARDS 2002). A third-order polynomial

derived by FRAZER et al. (2001) was set in the hemIMAGE software (Nikon-Coolpix 950) and into Gap Light Analyzer. Lens options cannot be set in Winphot, which assumes a polar or equiangular projection (H. TER STEEGE, personal communication).

A uniform overcast sky (UOC) model was selected to describe the light intensity of the diffuse sky (MONTEITH & UNSWORTH 1990). As no actual measurements of the diffuse and direct radiation above the study areas were available, a relative proportion of direct and diffuse radiation equal to 0.5 was assumed for the three latitudes (CANHAM et al. 1990), providing for a comparable and uniform data base. The results were calculated on the basis of the specific vegetation periods corresponding to each site, namely April to September in the Weberstedter Holz (Germany), all year round in the Sierra de Lema (Venezuela) and from October to March in the Río Cónдор (Chile). The option to set the entire year as the vegetation period for the Venezuelan forest did not present a problem with any of the programmes, nor did the setting of a specific vegetation period for the other two forests in either Gap Light Analyzer or hemIMAGE. With HemiView specific periods can be calculated from the outputs obtained (refer to RICH et al. 1999). Using Winphot a specific vegetation period comprising a maximum of only 12 days can be set. In this case 7 days during the respective vegetation periods were chosen for the Weberstedter Holz (1st April, 1st May, 1st June, 1st July, 1st August, 1st September and 30th September) and for the Río Cónдор (1st October, 1st November, 1st December, 1st January, 1st February, 1st March and 31st March). The option in Winphot to include diffuse canopy light, which corresponds to the scattered radiation transmitted or reflected from foliage, was not selected.

In HemiView and Gap Light Analyzer, the photographs were divided into 16 azimuth and 9 zenith regions (144 sky regions in total). Winphot and hemIMAGE, alternatively, employ 89 fixed concentric rings, each one corresponding to a circular sphere segment in the sky hemisphere (TER STEEGE 1996). These divisions are used by the programmes to calculate canopy structures and solar radiation transmittances with greater accuracy.

2.4.2 Calculated canopy structure and forest solar radiation environments

The direct, diffuse and global solar radiation estimations produced by all four programmes were cosine-corrected. This is useful when comparing hemispherical radiation flux estimates and measurements from cosine-corrected light sensors (RICH 1990). HemiView and hemiIMAGE also provide non-cosine-corrected transmitted solar radiation outputs, which may be desirable for the purposes of measuring solar radiation from all directions. This is an important feature of potential light interception by non-flat surfaces (RICH et al. 1999), for example, a plant which has leaves oriented in many directions (RICH 1990).

The canopy structural characteristics estimated were canopy openness (CO) and effective plant area index (Le). Canopy openness is a sine-weighted estimate (FRAZER et al. 1999) that represents the proportion of the image not obstructed by canopy (HALE & EDWARDS 2002). Although HemiView, Gap Light Analyzer and Winphot estimate leaf area indexes, in this paper the term plant area index (Le) was used, because hemispherical photographs do not distinguish between opaque objects (stems) and photosynthetic tissues (HOLST et al. 2004). Therefore Le was defined as the sum of all elements blocking canopy light (stems, twigs, leaves).

To obtain the Le, the programmes used methods based upon the determinations of gap fractions in the canopy and inversion procedures. Thus, Le can be derived by inverting Eq. (1) (NORMAN & CAMPBELL 1989):

$$\ln(T_i) = -K_{ij} x L_i \quad (1)$$

where T_i is the gap fraction at zenith angle θ_i , K_{ij} is the extinction coefficient for a beam at zenith angle θ_i and a leaf inclination angle (α_j), and L_i is the plant area index at zenith angle θ_i .

Using Eq. (1) Gap Light Analyzer and Winphot introduce other relationships which finally produce Eq. (2) for the calculation of Le (WELLES & NORMAN 1991):

$$L_e = 2 \sum_{\theta_i=1}^5 -\ln(T_i) \cos(\theta_i) W_i \quad (2)$$

where θ_i corresponds to five fixed viewing angles (7, 23, 38, 53 and 68), T_i is the gap fraction around each viewing angle in bands of 15 degrees, and W_i is a fixed value weighted to account for an area correction (0.034, 0.0104, 0.160, 0.218 and 0.484, for the five angles referred to above). This is similar to the technique employed by the LAI 2000 plant canopy analyser. For the purposes of this evaluation, and as Le was estimated over zenith angles of 0–75°, it is subsequently denoted Le-75 here.

Le was also estimated using an inversion algorithm for canopy transmission employing an ellipsoidal leaf angle distribution (Le-E), which is incorporated into HemiView and Winphot. The basis of this method is that the leaf angle distribution of a canopy can be represented by the distribution of the area on the surface of an ellipsoid of revolution (refer to CAMPBELL 1986, NORMAN & CAMPBELL 1989, RICH et al. 1999). For an elliptical leaf angle distribution, the extinction coefficient – as defined by Eq. (1) above (CAMPBELL 1986, NORMAN & CAMPBELL 1989) – is shown in Eq. (3):

$$K_i = K(\theta_i, x) = \frac{[x^2 + \tan(\theta_i)^2]^{\frac{1}{2}}}{D} \quad (3)$$

where θ_i corresponds to the zenith angles, x corresponds to the ellipsoidal leaf angle distribution parameter (ELADP), which is a ratio of vertical to horizontal foliage area projections and describes the shape of the distribution. A spherical distribution occurs when $x = 1$, whereas the canopy tends to be vertical and horizontal if $x < 1$ or $x > 1$, respectively (WALTER 1989–2006). D is an expression of a normalised ellipse area, which is given by Eq. (4) in Winphot (TER STEEGE 1996) and by Eq. (5) in HemiView (WOOD 2001):

$$D = x + 1.774 (x + 1.182)^{-0.733} \quad (4)$$

$$D = x + 1.702 (x + 1.12)^{-0.708} \quad (5)$$

In Winphot x and L in Eqs. (1, 3 and 4) are solved using a Pascal translation of the Basic programme (NORMAN & CAMPBELL 1989), which has also been adopted in HemiView (RICH et al. 1999).

Furthermore, a mean leaf angle or mean tilt angle (A) can be calculated using Eq. (6) (WALTER 1989–2006):

$$A(x) = 9.65 (x + 3.0)^{-1.65} \quad (6)$$

where A (the mean leaf angle) is in radians and x corresponds to ELADP.

2.5 Statistical analyses

A linear regression analysis was performed to test the strength of the relationship between the outputs (solar radiation transmittances and canopy structures) calculated by the different programmes. The 78 hemispherical photographs used for this study were stratified into two groups, according to the canopy condition. The analysis was carried out separately for those images made under canopy gaps ($n = 39$) and those under closed canopies ($n = 39$). For the regression analysis the goodness-of-fit was calculated using the coefficient of determination (R^2) and the significance of the p -value (SOKAL & ROHLF 2000). All of the statistical analyses were performed using SPSS 15.0 for Windows (SPSS Inc.).

3 Results

3.1 Comparison of canopy structure estimates

Only HemiView, Gap Light Analyzer and Winphot provided canopy structure outputs. The canopies of the three forests were generally very dense, with the estimates of canopy openness computed ranging between 11.1 and 22.6 % (Tab. 3).

The estimates of the effective plant area index integrated over the zenith angle 0–75° (Le-75) were similar in each case, showing a range of values with an average of between 3–4 $m^2 m^{-2}$ (Table 3). However, the maximum values of Le-75 in the Weberstedter Holz (Germany) estimated by both of the programmes used were very different (6.8 $m^2 m^{-2}$ with Gap Light Analyzer and 10.7 $m^2 m^{-2}$ with Winphot). The tendency indicated by these values was also similar to the computed estimates of effective plant area index using an ellipsoidal distribution (Le-E) for all sites (Table 3). In the case of the Weberstedter Holz there were again differences between the

Tab. 3: Charakteristika des Kronendaches der drei Testgebiete unter Verwendung der Programme HemiView (HV), Gap Light Analyzer (GLA) und Winphot (Wp). Die berechneten Variablen sind Offenheit des Kronendaches (CO) und der effektive Pflanzenflächenindex, errechnet als integrierter Wert für den Zenithwinkel 0–75° (Le-75), kalkuliert als elliptische Verteilung (Le-E). Ein ‘-’ bedeutet, dass das Programm diese Variablenberechnung nicht leistet. Zahlen in Klammern geben die Spannbreiten an.

Tab. 3: Characteristics of the canopy structures estimated for the three study areas using the programmes HemiView (HV), Gap Light Analyzer (GLA) and Winphot (Wp). The variables included are the canopy openness (CO), and the effective plant area indexes integrated over the zenith angle 0–75° (Le-75) and calculated using an ellipsoidal distribution (Le-E). A ‘-’ means that the programme does not compute outputs for the variable. Numbers in brackets are ranges.

Programme	CO (%)	Le-75	Le-E
Weberstedter Holz, Hainich National Park, Germany (51° 01' N, 10° 04' E)			
HV	18.5 (15.5–21.2)	-	2.9 (2.3–4.1)
GLA	18.4 (15.4–21.1)	3.1 (2.5–6.8)	-
Wp	19.2 (15.9–22.0)	3.2 (2.4–10.7)	3.2 (2.3–11.9)
Sierra de Lema Forest, Canaima National Park, Venezuela (05° 53' N, 61° 26' W)			
HV	14.9 (11.2–21.4)	-	3.8 (2.8–5.7)
GLA	14.8 (11.1–21.3)	3.8 (3.1–4.9)	-
Wp	15.5 (11.4–22.6)	3.8 (3.1–4.9)	3.7 (3.0–4.8)
Río Córdor, Tierra del Fuego, Chile (53° 59' S, 69° 58' W)			
HV	14.9 (11.6–20.2)	-	3.9 (2.6–6.4)
GLA	14.8 (11.6–20.1)	3.4 (2.4–4.3)	-
Wp	15.4 (12.0–21.3)	3.4 (2.4–4.1)	3.3 (2.3–4.0)

Tab. 4: Koeffizienten von linearen Regressionen zum Vergleich der Offenheit des Kronendaches für einen Lückebereich sowie geschlossenes Kronendach, berechnet mit den Programmen HemiView (HV), Gap Light Analyzer (GLA) und Winphot (Wp). R^2 ist das Bestimmtheitsmaß. * bedeutet Signifikanz auf dem 5 % Niveau, und ** auf dem 1 % Niveau.

Tab. 4: Linear regression coefficients for the comparison of the canopy openness values associated with the two types of canopy condition estimated using the programmes HemiView (HV), Gap Light Analyzer (GLA) and Winphot (Wp). The two canopy conditions are canopy gaps and closed canopies. R^2 is the coefficient of determination. * indicates significance at the 5 % level, and ** at the 1 % level.

Condition	Variable	Intercept	Slope	R^2	p-value	n
Canopy gap	HV vs GLA	0.033	0.993**	0.998	0.000**	39
	HV vs Wp	0.151	1.035**	0.995	0.000**	39
	GLA vs Wp	0.149	1.041**	0.993	0.000**	39
Closed canopy	HV vs GLA (Fig. 2a)	-0.023	0.998**	1.00	0.000**	39
	HV vs Wp	-0.044	1.033**	0.997	0.000**	39
	GLA vs Wp	-0.018	1.035**	0.997	0.000**	39

maximum values computed (4.1 m² m⁻² with HemiView and 11.9 m² m⁻² with Winphot).

The estimates of canopy openness revealed a strong, and high, correlation between the different software outputs (Tab. 4 and Fig. 2a). This was the case for both the hemispherical photographs taken in canopy gaps and those from under closed canopies (n = 39; $R^2 > 0.993$; $p < 0.01$ for all).

The computed estimates of effective plant area index (Le-75) were also highly correlated between the two programmes that calculated this variable (Tab. 5), namely Gap Light Analyzer and Winphot. The strong relationship was found under closed canopy conditions (n = 39; $R^2 = 0.994$; $p < 0.01$). However, in canopy gaps one hemispherical photograph showed a strong deviation in the Le-75 estimate (Tab. 5 and Fig. 2b),

which produced a decrease in the coefficient of determination (n = 39; $R^2 = 0.859$; $p < 0.01$).

The relationships between the estimates of Le-E computed using HemiView and Winphot were very weak (Tab. 5). The relationship found under the closed canopy conditions was characterised by large variation (n = 39; $R^2 = 0.053$; $p < 0.05$). In canopy gaps there was no correlation between the estimates provided by both programmes (n = 39; $R^2 = 0.000$; $p = 0.939$). In general, the estimates of Le-E provided by HemiView deviated from those calculated using Winphot, and vice versa, with great deviations between individual hemispherical photographs (Fig. 2c).

In addition, the mean leaf angle (MLA) estimated, which is used to estimate the Le-E, in both conditions, in canopy gaps

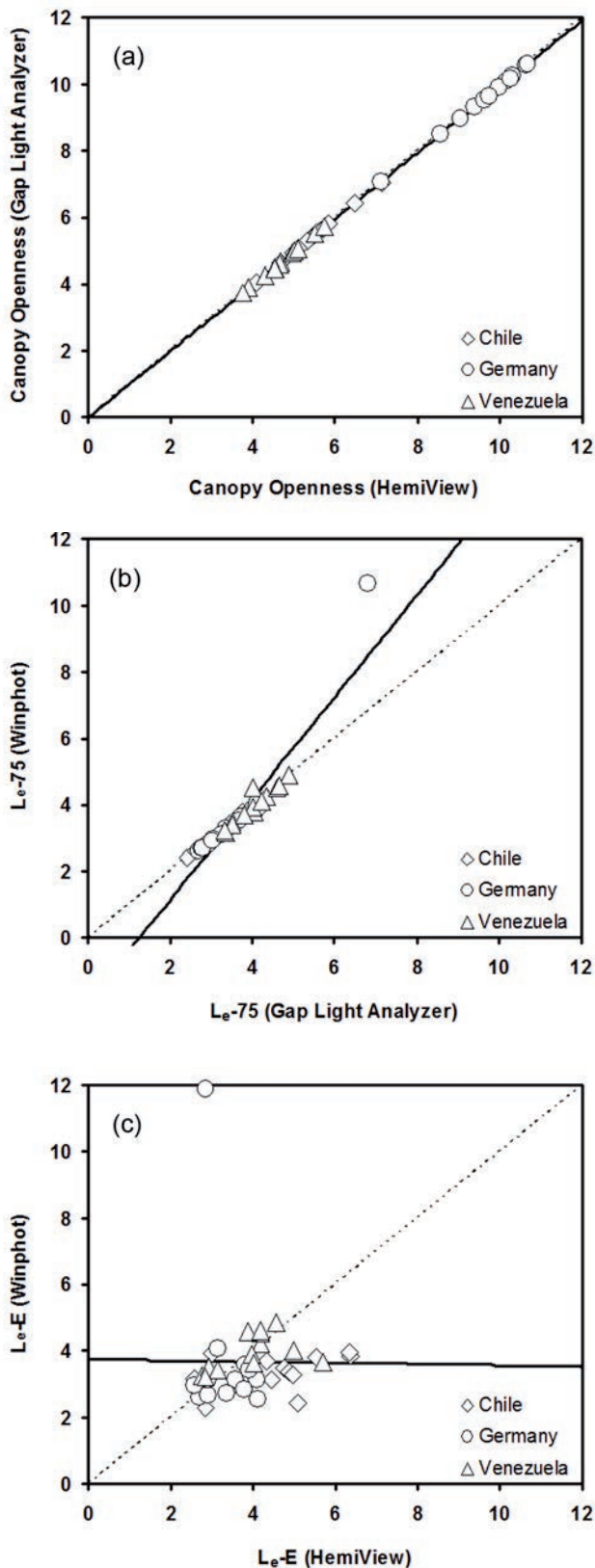


Abb. 2: Scatter plots der Beziehungen zwischen

(a) der Offenheit des Kronendaches unter geschlossenem Kronendach durch HemiView und Gap Light Analyzer,

(b) dem effektiven Pflanzenflächenindex, berechnet als integrierter Wert für den Zenithwinkel $0-75^\circ$ (L_{e-75}) in Kronendachlücken durch Gap Light Analyzer und Winphot, und

(c) der effektive Pflanzenflächenindex, berechnet als elliptische Verteilung (L_{e-E}) in Kronendachlücken durch HemiView und Winphot.

Die durchgezogenen Linien entsprechen den Gleichungen in Tabelle 4 (Fig. 2a) und 5 (Figs. 2b und 2c). Die unterbrochenen Linien sind Referenzlinien des Verhältnisses zwischen den Variablen von 1:1.

Fig. 2: Scatter plots of the relationships between

(a) the canopy openness estimated under closed canopies using HemiView and Gap Light Analyzer,

(b) the effective plant area index integrated over the zenith angle $0-75^\circ$ (L_{e-75}) in canopy gaps estimated using Gap Light Analyzer and Winphot, and

(c) the effective plant area index calculated from an ellipsoidal leaf angle distribution (L_{e-E}) in canopy gaps estimated using HemiView and Winphot.

The solid lines correspond to the equations in Tables 4 (Fig. 2a) and 5 (Figs. 2b and 2c). The broken lines represent a 1:1 reference.

and under closed canopy, showed variations. The weaker relationship was found for the canopy gaps ($R^2 = 0.332$), which indicates a high variability between the MLA estimated using HemiView and Winphot (Fig. 3).

3.2 Comparison of solar radiation transmittance estimates

All of the software packages evaluated in this study calculated cosine-corrected solar radiation transmittance. However, only two estimated the non-cosine-corrected solar radiation, namely HemiView and hemiIMAGE.

3.2.1 Cosine-corrected solar radiation transmittance estimates

For all sites, the below-canopy cosine-corrected solar radiation values calculated from the hemispherical photographs were low to moderate (Tab. 6). The cosine-corrected direct, diffuse and global solar radiation transmittances ranged between 0.01–0.41, 0.06–0.25, and 0.04–0.36, respectively. The highest direct and global solar radiation transmittance values were always computed at the Sierra de Lema forest in Venezuela.

All of the estimates of the cosine-corrected direct, diffuse and global solar radiation transmittance under the two canopy variants incorporated in the study, namely gap and closed canopy, were significant and strongly correlated ($n = 39$; $R^2 > 0.886$;

$p < 0.01$ for all). All four programmes calculated very similar estimates of the below-canopy solar radiation transmittance under both canopy conditions (Tables 7, 8 and 9 and Fig. 4).

3.2.2 Non-cosine-corrected solar radiation transmittance estimates

As with the previous results, the estimates of the non-cosine-corrected direct, diffuse and global solar radiation transmittances computed were between low to moderate (Table 7). The estimation of non-cosine-corrected direct, diffuse and global solar radiation transmittances ranged between 0.01–0.34, 0.04–0.13, and 0.03–0.23, respectively. Again, the brightest below-canopy environment was observed in the Sierra de Lema forest (Venezuela).

Tab. 5: Lineare Regressionskoeffizienten zum Vergleich des effektiven Pflanzenflächenindex für einen Lückebereich sowie geschlossenes Kronendach, berechnet mit den Programmen HemiView (HV), Gap Light Analyzer (GLA) und Winphot (Wp), und errechnet als integrierter Wert für den Zenithwinkel 0–75° (Le-75), kalkuliert als elliptische Verteilung (Le-E). R^2 ist das Bestimmtheitsmaß. * bedeutet Signifikanz auf dem 5 % Niveau, und ** auf dem 1 % Niveau.

Tab. 5: Linear regression coefficients for the comparison of both effective plant area indices associated with the two types of canopy condition estimated using the programmes HemiView (HV), Gap Light Analyzer (GLA) and Winphot (Wp). The variables are the effective plant area indices integrated over the zenith angle 0–75° (Le-75) and calculated using an ellipsoidal distribution (Le-E). The two canopy conditions are canopy gaps and closed canopies. R^2 is the coefficient of determination. * indicates significance at the 5 % level, and ** at the 1 % level.

Condition	Variable	Intercept	Slope	R^2	p-value	n
Le-75						
Canopy gaps	HV vs GLA	0.033	0.993**	0.998	0.000**	39
Closed canopies	HV vs Wp	0.151	1.035**	0.995	0.000**	39
Le-E						
Canopy gaps	HV vs Wp (Fig. 2c)	3.758**	-0.018	0.000	0.939	39
Closed canopies	HV vs Wp	2.435**	0.273*	0.053	0.043*	39

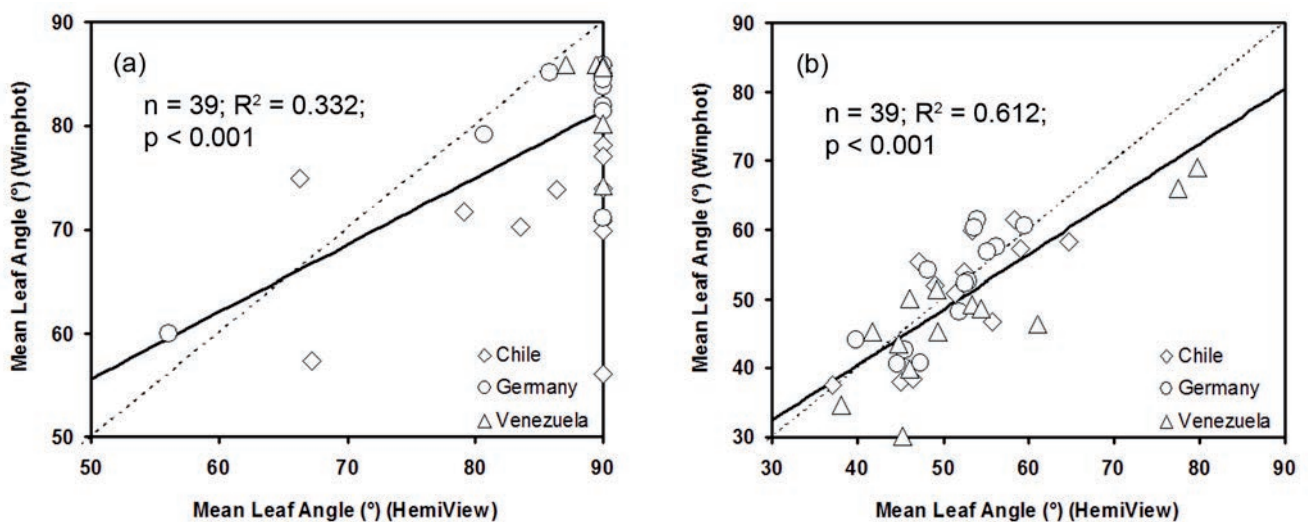


Abb. 3: Scatter plots einer linearen Regressionsanalyse des mittleren Blattwinkels (°) (MLA), berechnet durch HemiView und Winphot in a) Kronendachlücken und b) bei geschlossenem Kronendach. Die durchgezogenen Linien entsprechen den Gleichungen a) $MLA (Winphot) = 23.357 + 0.645 \cdot MLA (HemiView)$, und b) $MLA (Winphot) = 8.490 + 0.800 \cdot MLA (HemiView)$. Die unterbrochenen Linien sind Referenzlinien des Verhältnisses von 1:1 zwischen den beiden Berechnungsmethoden, also wenn HemiView und Winphot gleiche Werte erzielen würden.

Fig. 3: Scatter plots of the linear regression analysis of the mean leaf angle (°) (MLA) estimated by HemiView and Winphot beneath a) canopy gaps and b) closed canopies. The solid lines correspond to the equations a) $MLA (Winphot) = 23.357 + 0.645 \cdot MLA (HemiView)$, and b) $MLA (Winphot) = 8.490 + 0.800 \cdot MLA (HemiView)$. The broken lines represent a 1:1 reference, where the mean leaf angle (°) estimated by HemiView would be equal to that estimated by Winphot

Tab. 6: Charakteristika der transmittierten Einstrahlung (SRT) der drei Testgebiete, berechnet durch die Programme HemiView (HV), Gap Light Analyzer (GLA), hemIMAGE (hl) und Winphot (Wp). Die einbezogenen Variablen sind die direkte (DIR), diffuse (DIF) und gesamte (GLO) transmittierte Einstrahlung. Ein '-' bedeutet, dass das Programm diese Variablenberechnung nicht leistet. Zahlen in Klammern geben die Spannbreiten an.

Tab. 6: Characteristics of the solar radiation transmittances of the three study areas estimated using the programmes HemiView (HV), Gap Light Analyzer (GLA), hemIMAGE (hl) and Winphot (Wp). The variables included are the direct (DIR), diffuse (DIF) and global (GLO) solar radiation transmittances. A '-' means that the programme does not compute outputs for the variable. Numbers in brackets are ranges.

	Cosine-corrected SRT			Non-cosine-corrected SRT		
	DIR	DIF	GLO	DIR	DIF	GLO
Weberstedter Holz, Hainich National Park, Germany (51° 01' N, 10° 04' E)						
HV	0.12 (0.01–0.19)	0.16 (0.10–0.23)	0.15 (0.10–0.20)	0.11 (0.01–0.17)	0.10 (0.07–0.13)	0.10 (0.07–0.14)
GLA	0.12 (0.01–0.19)	0.16 (0.10–0.22)	0.14 (0.09–0.20)	-	-	-
hl	0.12 (0.02–0.19)	0.16 (0.10–0.23)	0.14 (0.09–0.20)	0.10 (0.01–0.16)	0.10 (0.07–0.13)	0.10 (0.05–0.15)
Wp	0.13 (0.02–0.22)	0.17 (0.11–0.24)	0.14 (0.07–0.21)	-	-	-
Sierra de Lema Forest, Canaima National Park, Venezuela (05° 53' N, 61° 26' W)						
HV	0.19 (0.03–0.39)	0.12 (0.06–0.23)	0.15 (0.04–0.31)	0.16 (0.02–0.34)	0.07 (0.04–0.13)	0.11 (0.03–0.22)
GLA	0.18 (0.03–0.37)	0.11 (0.06–0.23)	0.15 (0.04–0.30)	-	-	-
hl	0.18 (0.02–0.39)	0.11 (0.06–0.23)	0.15 (0.04–0.30)	0.16 (0.02–0.32)	0.07 (0.04–0.13)	0.11 (0.03–0.23)
Wp	0.20 (0.03–0.41)	0.12 (0.06–0.25)	0.17 (0.04–0.36)	-	-	-
Río Córdor, Tierra del Fuego, Chile (53° 59' S, 69° 58' W)						
HV	0.08 (0.02–0.15)	0.11 (0.07–0.22)	0.10 (0.07–0.17)	0.07 (0.02–0.13)	0.07 (0.04–0.12)	0.07 (0.04–0.11)
GLA	0.08 (0.02–0.15)	0.11 (0.07–0.21)	0.09 (0.06–0.15)	-	-	-
hl	0.08 (0.02–0.15)	0.11 (0.07–0.21)	0.09 (0.06–0.15)	0.07 (0.02–0.13)	0.07 (0.04–0.12)	0.07 (0.04–0.10)
Wp	0.08 (0.02–0.14)	0.11 (0.07–0.24)	0.09 (0.05–0.14)	-	-	-

Tab. 7: Lineare Regressionskoeffizienten für den Vergleich der cosinus-korrigierten direkten transmittierten Einstrahlung für Kronendachlücken und geschlossenes Kronendach, berechnet durch die Programme HemiView (HV), Gap Light Analyzer (GLA), hemIMAGE (hl) und Winphot (Wp). R^2 ist das Bestimmtheitsmaß. * bedeutet Signifikanz auf dem 5 % Niveau, und ** auf dem 1 % Niveau.

Tab. 7: Linear regression coefficients for the comparison of the cosine-corrected direct solar radiation transmittances associated with the two types of canopy condition estimated using the programmes HemiView (HV), Gap Light Analyzer (GLA), hemIMAGE (hl) and Winphot (Wp). The two canopy conditions are canopy gaps and closed canopies. R^2 is the coefficient of determination. * indicates significance at the 5 % level, and ** at the 1 % level.

Condition	Variable	Intercept	Slope	R^2	p-value	n
Canopy gaps	HV vs GLA (Fig. 4a)	0.004**	0.930**	0.998	0.000**	39
	HV vs hl	0.001	0.973**	0.997	0.000**	39
	HV vs Wp	-0.003	1.067**	0.994	0.000**	39
	GLA vs hl	-0.003	1.044**	0.997	0.000**	39
	GLA vs Wp	-0.007*	1.145**	0.992	0.000**	39
	hl vs Wp	-0.003	1.096**	0.994	0.000**	39
Closed canopies	HV vs GLA	0.003	0.959**	0.987	0.000**	39
	HV vs hl	0.003	0.952**	0.938	0.000**	39
	HV vs Wp	-0.002	1.043	0.942	0.000**	39
	GLA vs hl	0.002	0.981**	0.928	0.000**	39
	GLA vs Wp	-0.002	1.068**	0.920	0.000**	39
	hl vs Wp	0.002	1.029**	0.886	0.000**	39

Tab. 8: Lineare Regressionskoeffizienten zum Vergleich der cosinus-korrigierten diffusen transmittierten Einstrahlung für Kronendachlücken und geschlossenes Kronendach, berechnet durch die Programme HemiView (HV), Gap Light Analyzer (GLA), hemIMAGE (hl) und Winphot (Wp). R^2 ist das Bestimmtheitsmaß. * bedeutet Signifikanz auf dem 5 % Niveau, und ** auf dem 1 % Niveau.

Tab. 8: *Linear regression coefficients for the comparison of the cosine-corrected diffuse solar radiation transmittances associated with the two types of canopy condition estimated using the programmes HemiView (HV), Gap Light Analyzer (GLA), hemIMAGE (hl) and Winphot (Wp). The two canopy conditions are canopy gaps and closed canopies. R^2 is the coefficient of determination. * indicates significance at the 5 % level, and ** at the 1 % level.*

Condition	Variable	Intercept	Slope	R^2	p-value	n
Canopy gaps	HV vs GLA	-0.001	0.993**	0.998	0.000**	39
	HV vs hl	0.000	0.997**	1.000	0.000**	39
	HV vs Wp	0.001	1.072**	0.994	0.000**	39
	GLA vs hl	0.001	1.002**	0.998	0.000**	39
	GLA vs Wp (Fig. 4b)	0.002	1.077	0.992	0.000**	39
	hl vs Wp	0.001	1.075	0.994	0.000**	39
Closed canopies	HV vs GLA	0.000	0.996**	0.999	0.000**	39
	HV vs hl	0.000	0.999**	1.000	0.000**	39
	HV vs Wp	-0.001	1.047**	0.997	0.000**	39
	GLA vs hl	0.000	1.003**	0.999	0.000**	39
	GLA vs Wp	0.000	1.050**	0.996	0.000**	39
	hl vs Wp	0.000	1.047**	0.997	0.000**	39

Tab. 9: Lineare Regressionskoeffizienten zum Vergleich der cosinus-korrigierten globalen transmittierten Einstrahlung für Kronendachlücken und geschlossenes Kronendach, berechnet durch die Programme HemiView (HV), Gap Light Analyzer (GLA), hemIMAGE (hl) und Winphot (Wp). R^2 ist das Bestimmtheitsmaß. * bedeutet Signifikanz auf dem 5 % Niveau, und ** auf dem 1 % Niveau.

Tab. 9: *Linear regression coefficients for the comparison of the cosine-corrected global solar radiation transmittances associated with the two types of canopy condition estimated using the programmes HemiView (HV), Gap Light Analyzer (GLA), hemIMAGE (hl) and Winphot (Wp). The two canopy conditions are canopy gaps and closed canopies. R^2 is the coefficient of determination. * indicates significance at the 5 % level, and ** at the 1 % level.*

Condition	Variable	Intercept	Slope	R^2	p-value	n
Canopy gaps	HV vs GLA	-0.007*	0.987**	0.989	0.000**	39
	HV vs hl	-0.009**	1.010**	0.990	0.000**	39
	HV vs Wp	-0.052**	1.333**	0.952	0.000**	39
	GLA vs hl	-0.002	1.020**	0.995	0.000**	39
	GLA vs Wp	-0.044**	1.358**	0.973	0.000**	39
	hl vs Wp	-0.041	1.330**	0.975	0.000**	39
Closed canopies	HV vs GLA	-0.003	1.013**	0.981	0.000**	39
	HV vs hl	-0.002	1.012**	0.955	0.000**	39
	HV vs Wp	-0.005	1.101**	0.921	0.000**	39
	GLA vs hl	0.002	0.990**	0.955	0.000**	39
	GLA vs Wp	-0.002	1.090	0.944	0.000**	39
	hl vs Wp (Fig. 4c)	0.000	1.068**	0.929	0.000**	39

The linear regression analysis of all of the non-cosine-corrected solar radiation transmittance values obtained for both the gaps and the closed canopy conditions also demonstrated strong relationships between the estimates produced by the two programmes ($n = 39$; $R^2 > 0.922$; $p < 0.01$ for all). This meant that both computed very similar results with respect to the transmittance of solar radiation irrespective of canopy condition (Table 10 and Fig. 5).

4 Discussion

4.1 Canopy structure and solar radiation transmittance

All of the comparisons of both variable types, namely canopy structure and below-canopy solar radiation environment, calculated using the different programmes revealed a high level of agreement, with no statistically discernable differences between the results produced. Irrespective of canopy

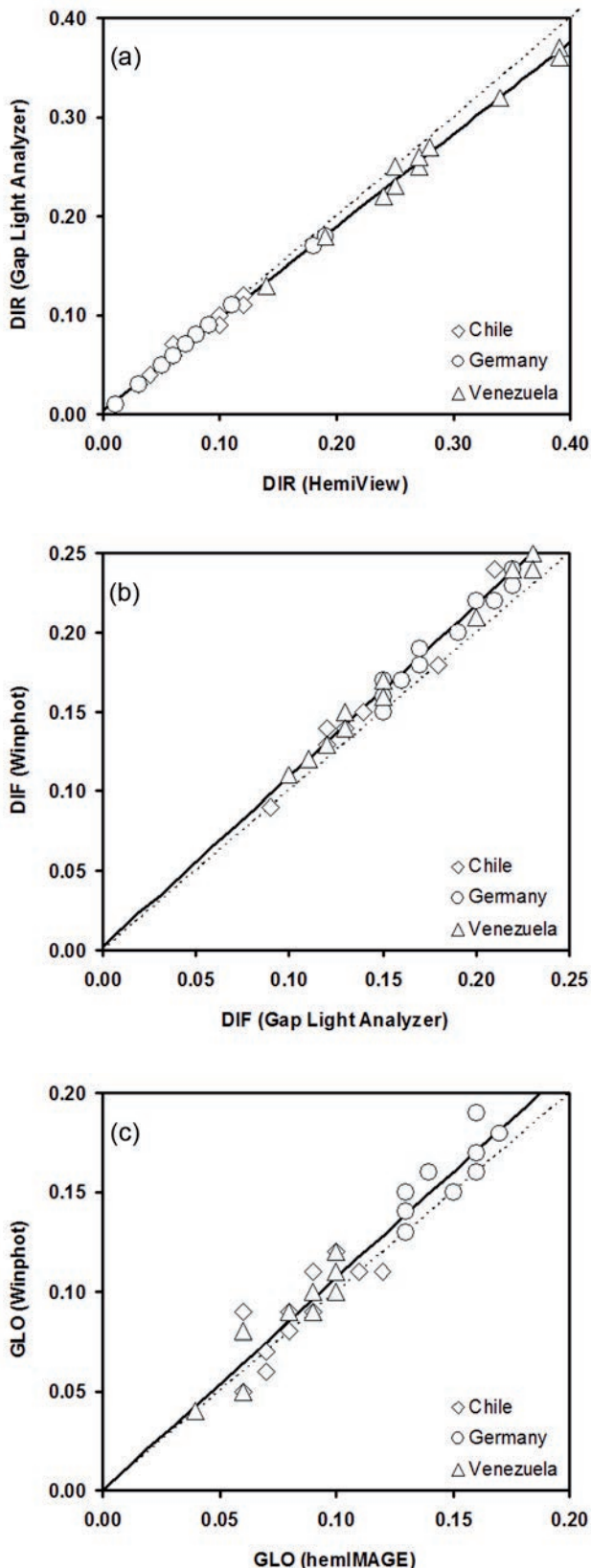


Abb. 4: Scatter plots der Beziehungen zwischen der
 (a) cosinus-korrigierten transmittierten direkten Einstrahlung (DIR) in Kronendachlücken unter Verwendung von HemiView und Gap Light Analyzer
 (b) cosinus-korrigierten transmittierten diffusen Einstrahlung (DIF) unter Verwendung von Gap Light Analyzer und Winphot, und
 (c) cosinus-korrigierten transmittierten globalen Einstrahlung (GLO) bei geschlossenem Kronendach, berechnet durch hemIMAGE und Winphot.
 Die durchgezogenen Linien entsprechen den Gleichungen in Tabelle 7 (Fig. 4a), 8 (Fig. 4b) und 9 (Fig. 4c). Die unterbrochenen Linien sind Referenzlinien des Verhältnisses von 1:1.

Fig. 4: Scatter plots of the relationships between
 (a) the cosine-corrected direct solar radiation transmittances (DIR) in canopy gaps estimated using HemiView and Gap Light Analyzer,
 (b) the cosine-corrected diffuse solar radiation transmittances (DIF) in canopy gaps estimated using Gap Light Analyzer and Winphot and
 (c) the cosine-corrected global solar radiation transmittances (GLO) under closed canopies estimated using hemIMAGE and Winphot.
 The solid lines correspond to the equations in Tables 7 (Fig. 4a), 8 (Fig. 4b) and 9 (Fig. 4c). The broken lines represent a 1:1 reference.

condition, the results produced by all four software packages proved to be almost similar.

The outputs of the four programmes almost always revealed a strong positive relationship ($R^2 > 0.859$) with respect to the evaluation of the two contrasting canopy conditions (gap and closed canopy). This coincided with the findings of FRAZER et al. (1997), who compared the canopy architecture (percent

open sky and effective plant area index) of different forest chronosequences in British Columbia using Hemiphot and PAMAP GIS.

However, a comparison of the effective plant area index derived for both canopy gaps and under closed canopy conditions, calculated by HemiView and Winphot on the basis of ellipsoidal leaf angle distributions (Le-E), revealed only weak correlations.

Tab. 10: Lineare Regressionskoeffizienten zum Vergleich der nicht cosinus-korrigierten direkten, diffusen und globalen transmittierten Einstrahlung für Kronendachlücken und geschlossenes Kronendach, berechnet durch die Programme HemiView (HV) und hemlMAGE (hl). R^2 ist das Bestimmtheitsmaß. * bedeutet Signifikanz auf dem 5 % Niveau, und ** auf dem 1 % Niveau.

Tab. 10: Linear regression coefficients for the comparison of the non-cosine-corrected direct, diffuse and global solar radiation transmittances associated with the two types of canopy condition estimated using the programmes HemiView (HV) and hemlMAGE (hl). The two canopy conditions are canopy gaps and closed canopies. R^2 is the coefficient of determination. * indicates significance at the 5 % level, and ** at the 1 % level.

Condition	Variable	Intercept	Slope	R^2	p-value	n
Non-cosine-corrected direct solar radiation transmittances						
Canopy gaps	HV vs hl (Fig. 5a)	-0.001	0.968**	0.996	0.000**	39
Closed canopies	HV vs hl	0.007	0.895**	0.922	0.000**	39
Non-cosine-corrected diffuse solar radiation transmittances						
Canopy gaps	HV vs hl	0.000	0.989**	1.000	0.000**	39
Closed canopies	HV vs hl (Fig. 5b)	0.000	0.989**	1.000	0.000**	39
Non-cosine-corrected global solar radiation transmittances						
Canopy gaps	HV vs hl	-0.015**	1.139**	0.967	0.000**	39
Closed canopies	HV vs hl (Fig. 5c)	0.002	1.008**	0.951	0.000**	39

This may have been linked to the plant area index calculations, which are quite sensitive to small changes in cover. Therefore, in environments with dense cover, the computed plant area indexes might underestimate the actual situation (TER STEEGE 1996). However, the hemispherical photographs input into each programme had the same format and resolution. The contrasting findings may have been due to different gap-fraction inversion procedures or mathematical algorithms used by the programmes, resulting in the calculation of different values. This can be observed in the different parameters featured in the equations incorporated into Winphot and HemiView (Eqs. 4 and 5, respectively). These calculate the extinction coefficient given in Eq. 3 and finally, by successive iterations, until the best effective plant area index (L_e) is obtained from Eq. 1. Furthermore, the mean leaf angle estimated in both conditions, under both canopy gaps and closed canopy, showed variations. The weaker relationship was found for the canopy gaps ($R^2 = 0.332$), which indicates a high variability between the programmes (Fig. 3). The mean leaf angle variable can show the distribution of the ellipsoidal leaf angle distribution parameter (ELADP) in Eqs. 3, 4, 5 and 6. Its values are near to 0.0 when all canopy elements are vertical (90°). This was predominantly the case in the canopy gaps, as estimated by HemiView, and contrasted with the results obtained from the same hemispherical photographs with Winphot. Values near 1.0 show that the canopy has a spherical distribution, and values of ELADP $\rightarrow \infty$ when the canopy elements are more horizontal (0°).

The contrasting results may also have derived from the assumption of a random distribution of canopy elements, leading to either an under- or an overestimation in the calculation of the plant area indexes. This possibility has been described for conifer forests (RICH et al. 1999, WALTER et al. 2003) and for forests with discontinuous canopies (WALTER et al. 2003). The hemispherical photographs made in the gaps fall into the latter category. This can also be observed in Fig. 3, where the estimated values of mean leaf angle under closed canopy conditions were more closely related ($R^2 = 0.612$). However, both Gap Light Analyzer and Winphot also calculate the effective L_{e-75} on the basis of the assumption

that canopy elements are randomly distributed. Yet, in this case (Table 5), the resulting values were strongly positively correlated ($R^2 = 0.859$). It would appear, therefore, that the contrasting results were not linked to the assumption of a random distribution of canopy elements.

Additional data relating to, for example, foliage clumping, the shading effects of branches and boles, slope corrections, etc., must be incorporated in order to improve estimates of plant area index. This is required because accurate estimates of plant area indexes are necessary in studies of forest ecology (FRAZER et al. 2000, WALTER and TORQUEBIAU 2000, WALTER et al. 2003). COOPS et al. (2004) stated that a more accurate estimate of the effective plant area index can be achieved by comparing the estimates with actual leaf quantity measurements, or other direct leaf area index measurements (refer to JONCKHEERE et al. 2004). LAI measurements may, therefore, prove important as a method of calibration (JONCKHEERE et al. 2004), and calibration of the estimates of plant area index from hemispherical photographs might be made with those derived from allometric models.

Through the regression analysis, strong relationships were found when all of the outputs of solar radiation transmittances were compared (Tables 7, 8, 9 and 10, and Figs. 4 and 5), indicating that the results are comparable. Thus, it does not matter which program is used to estimate the below-canopy solar radiation from hemispherical photographs.

Finally, and in spite of the fact that the length of the vegetation period in Winphot was set to only 7 days for both the German and the Chilean forest, the results computed did not differ from those calculated on the basis of the complete length of the respective vegetation periods using the other programmes.

4.2 Other aspects requiring consideration when selecting a programme

All four of the software packages evaluated (HemiView, Gap Light Analyzer, hemlMAGE and Winphot) are Windows-based programmes. The minimum system requirements of each are

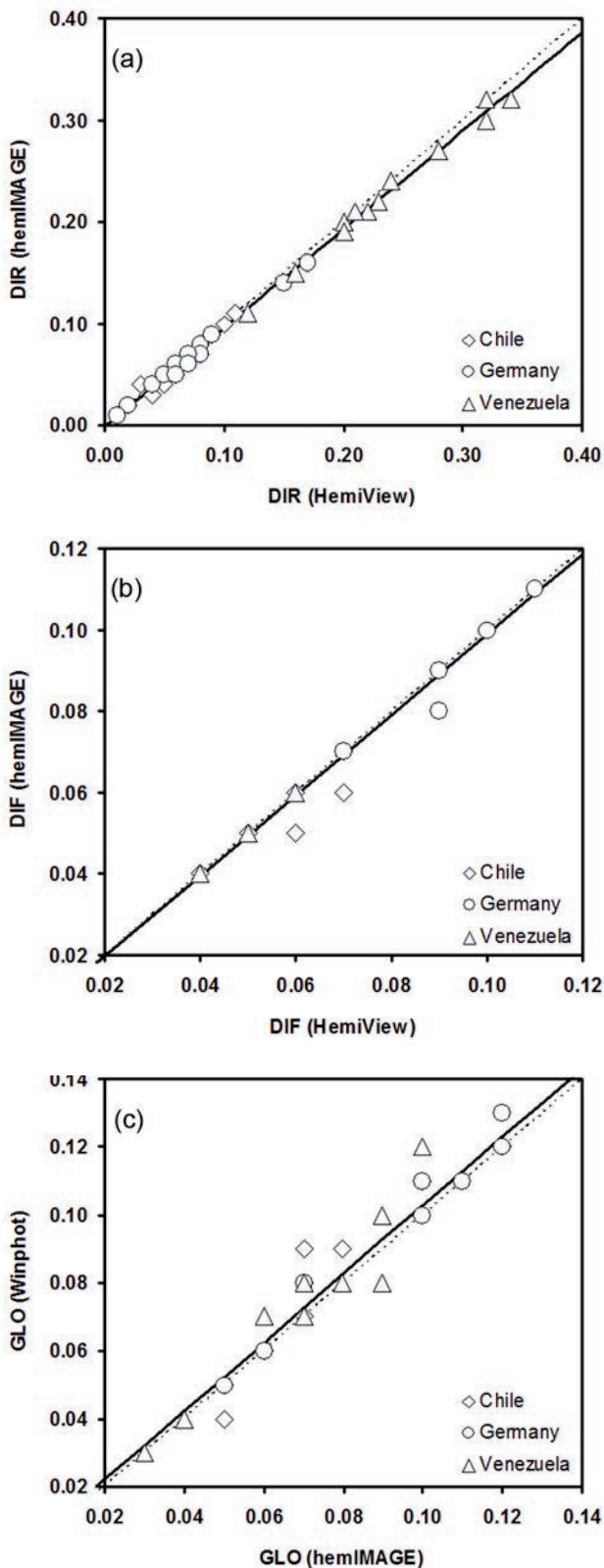


Abb. 5: Scatter plots der Beziehungen zwischen der
(a) nicht cosinus-korrigierten transmittierten direkten Einstrahlung (DIR) in Kronendachlücken unter Verwendung von HemiView und hemIMAGE,
(b) nicht cosinus-korrigierten transmittierten diffusen Einstrahlung (DIF) bei geschlossenem Kronendach unter Verwendung von HemiView und hemIMAGE.
Die unterbrochenen Linien sind Referenzlinien des Verhältnisses von 1:1.

Fig. 5: Scatter plots of the relationships between
(a) the non-cosine-corrected direct solar radiation transmittances (DIR) in canopy gaps estimated using HemiView and hemIMAGE,
(b) the non-cosine-corrected diffuse solar radiation transmittances (DIF) under closed canopies estimated using HemiView and hemIMAGE and c) the non-cosine-corrected global solar radiation transmittances (GLO) under closed canopies estimated using HemiView and hemIMAGE.
The solid lines correspond to the equations in Table 11. The broken lines represent a 1:1 reference.

Microsoft Windows 3.1 or later (Winphot), Microsoft Windows 95 or later (HemiView and Gap Light Analyzer), and Windows NT 4.0 or later (HemiView and Gap Light Analyzer). Other considerations in relation to the software system requirements are listed in Table 11.

One of the difficulties encountered using the programmes concerned the image file formats supported. hemIMAGE requires GIF files saved in the grey scales format (BRUNNER

2002), Winphot accommodates both BMP and PCX (TER STEEGE 1996), whereas Gap Light Analyzer supports most common graphics formats, with the exception of compressed TIFF, GIF and newer formats like FlashPix (FRAZER et al. 1999). The commercial product, HemiView, supports the following image formats: BMP, JPG, PCX, TIFF, TARGA and PCD (RICH et al. 1999). The latter two programmes can also support colour photographs. However, not all of the aforementioned file formats are produced by digital cameras. Graphics editing software

such as Adobe Photoshop or the free image manipulation programme 'GIMP' is, therefore, necessary to convert the digital hemispherical photographs to the supported file formats. This can potentially increase the time needed for the analysis of hemispherical photographs.

The hemIMAGE software requires that all images are quadratic in shape (BRUNNER 2002), so that the programme can calculate the boundaries of the circular fisheye image and the zenith position. This, too, means that a graphics editing software is required. Winphot also requires a graphics editor, for the conversion of the images to be analysed to the required formats (refer to TER STEEGE 1996). Incorporated within Winphot, Gap Light Analyzer and HemiView are registration or alienation processes to determine correctly the horizon on each photograph (FRAZER et al. 1999, RICH et al. 1999, TER STEEGE 1996). Therefore, in the case of these three programmes, the cropping procedure is not necessary. However, it was not tested whether these alienation processes rendered the image preparation less subjective, and easier, or whether they improved the accuracy of the subsequent analysis of the images.

Another factor often highlighted as a source of error associated with hemispherical photography relates to the classification and distinction of visible sky from obscured sky, commonly referred to as threshold setting. The programmes Gap Light Analyzer, Winphot and HemiView have an inbuilt interactive threshold setting tool, which can be applied to the complete photography or to a segment thereof (FRAZER et al. 1999, RICH et al. 1999). However, there are also problems associated with this technique, caused by unevenness in the light conditions within hemispherical photographs (RICH et al. 1999). Manual threshold setting procedures have also been criticised for their subjectivity, with human interpretation considered a major source of error (INOUE et al. 2004, ISHIDA 2004, NOBIS and HUNZIKER 2005, A. BRUNNER, personal communication). Automatic thresholding methods have been developed in recent times (ISHIDA 2004, NOBIS and HUNZIKER 2005), which might eliminate this source of error. This may negate the need for the use of graphics editing software and interactive threshold setting tools.

A correction for lens distortion is integrated into the hemIMAGE, Gap Light Analyzer and HemiView software. The latter two programmes allow the user to input a new, user-defined lens distortion (FRAZER et al. 1999, RICH et al. 1999). In hemIMAGE any new calibrations must be entered into the programme code by the programmer (BRUNNER 2002). Winphot, alternatively, assumes a polar or equiangular projection and lens options cannot be set (H. TER STEEGE, personal communication). In this context, all lens calibrations used are very close to the polar or

equiangular projection, and differences in the results produced by this setting procedure should not be expected.

The four programmes evaluated allow the user to store different file variables. Different configurations for site (latitude, longitude, altitude, time zone, magnetic correction for true north, slope, aspect), the time period (a specific day, growing season, year, etc.) and for the radiation models (universal overcast model, standard overcast model, percentage of both diffuse and direct radiation, etc.) can be saved. These stored settings can also be used later for further analysis of the images (TER STEEGE 1996, FRAZER et al. 1999, RICH et al. 1999, BRUNNER 2002).

All of the results generated by the three free programmes are saved as text files with different formats, all of which can be opened in a spreadsheet application like Microsoft Excel for further analysis (TER STEEGE 1996, FRAZER et al. 1999, BRUNNER 2002). The spreadsheets generated by the commercial software HemiView can be saved directly as MS Excel 5.0 files (RICH et al. 1999).

All four programmes were generally user friendly, but in each case it was necessary to understand the functions, tools and programme-specific characteristics to begin analysing the hemispherical photographs. Although each is accompanied by a user manual (TER STEEGE 1996, FRAZER et al. 1999, RICH et al. 1999, BRUNNER 2002), not all aspects are covered in the manuals. BRUNNER (2002), for example, assumed that the readers and users are familiar with the basic steps involved in the analysis of hemispherical photographs. Each manual includes a list of references or a bibliography, allowing readers and users to consult source literature directly.

Another positive aspect was the effective contact with the authors of the free software, and the almost immediate feedback to queries. Various requests made during both the configuration stage and the analysis of the results were answered more or less promptly. Communication with the makers of the commercial software, HemiView, proved somewhat more problematic and it was not possible to solve the issues with the treatment of the outlier in figure 3a.

Conclusions: It was possible to demonstrate that the characterisation of forest environment using digital hemispherical photographs, evaluated using a commercial software package (HemiView) and free software packages (Gap Light Analyzer, hemIMAGE and Winphot), resulted in similar estimates of the most commonly used canopy structure and solar radiation variables. Thus, irrespective of canopy condition and latitude, the results produced by all four software packages proved to

Tab. 11: Anforderungen der Programme an die 4 untersuchten PC-Systeme. Ein '-' bedeutet, dass keine Angaben zu den Voraussetzungen gegeben wurden.

Tab. 11: Programme system requirements. A '-' means that no indication of the programme requirements has been given.

Programme	Minimum operating system	Minimum RAM	Minimum hard disc	Minimum video display
HemiView	Microsoft Windows NT 4.0 Microsoft Windows 95	16 MB	10 MB	16 colour VGA
Gap Light Analyzer	Microsoft Windows NT 4.0 Microsoft Windows 95	64 MB	-	4 MB of 600 x 800 true-colour
hemIMAGE	-	-	-	-
Winphot	Microsoft Windows 3.1	-	-	-

be very similar. However, accurate estimates of forest canopy structure and below-canopy solar radiation environments are needed, and in the case of some variables the outputs of the programmes deviated, especially the outliers. This may lead to greater bias in the analysis of vegetation patterns in the forest. The calculation of the effective plant area index should be viewed with caution, as the comparison of the computed outputs with HemiView and Winphot revealed varying estimates. Moreover, the outline of the contrasting methods employed for the analysis of hemispherical photographs provided here might be used to develop a standard protocol for the evaluation of hemispherical photographs made in broadleaf forests, because the outputs of all four programmes were very similar.

Acknowledgements

This study was financed by the Chilean FONDEF Project D0211080, the EU-financed 'Natural Management of Beech Forests in Europe' (Nat-Man) project, the German Academic Exchange Service (DAAD), the Association of Friends of the University of Freiburg (Verband der Freunde der Universität Freiburg i. Br.), the Dr.-Leo-Ricker Foundation in Freiburg (Dr.-Leo-Ricker-Stiftung in Freiburg i. Br.) and the International Ph.D. Programme 'Forestry in Transition' of the Faculty of Forest and Environmental Sciences of the University of Freiburg. Logistical and field work support were provided by the Wildlife Conservation Society in Chile (WCS), Programa de Bosques Patagónicos of the University of Chile, Gerencia de Gestión Ambiental of the CVG – EDELCA in Venezuela, the Canaima National Park (Eastern Sector) of the INPARQUES in Venezuela and the administration of the Hainich National Park in Germany. The authors would like to extend their gratitude to all of the organisations above, and to Mr. Joaquín Soto, owner of the forest in the Río Cónдор (Tierra del Fuego, Chile).

References

- ANDERSON, M.C. (1964): Studies of the woodland light climate I. The photographic computation of light conditions. *J. Ecol.* **52**: 27-41.
- ANDERSON, M.C. (1966): Stand structure and light penetration. II. A theoretical analysis. *J. Appl. Ecol.* **3**: 41-54.
- BARNES, B.V., ZAK, D.R., DENTON, S.R., SPURR, S.H. (1998): *Forest Ecology*. 4th Edition JOHN WILEY & SONS, INC, NEW YORK: 774 pp.
- BARRIE, J., GREATOREX-DAVIES, J.N., PARSELL, R.J. & MARS, R.H. (1990): A semi-automated method for analyzing hemispherical photographs for the assessment of woodland shade. *Biol. Conserv.* **54**: 327-334.
- BECKER, P., ERHARDT, D.W., SMITH, A.P. (1989): Analysis of forest light environments. Part I. Computerized estimation of solar radiation from hemispherical canopy photographs. *Agric. For. Meteorol.* **44**: 217-232.
- BELLOW, G., NAIR, P.K.R. (2003): Comparing common methods for assessing understory light availability in shaded-perennial agroforestry systems. *Agric. For. Meteorol.* **114**: 197-211.
- BRUNNER, A. (2002): Hemispherical photography and image analysis with hemiIMAGE and Adobe Photoshop, Horsholm, Denmark. <http://statisk.umb.no/ina/ansatte/andrb.php>
- BUTLER-MANNING, D. (2008): Stand structure, gap dynamics and regeneration of a semi-natural mixed beech forest on limestone in central Europe – a case study. *Freiburger Forstliche Forschung*, Vol. 38, Freiburg i. Br.: 253 pp.
- CAMPBELL, G.S. (1986): Extinction coefficients for radiation in plant canopies calculated using an ellipsoidal inclination angle distribution. *Agric. For. Meteorol.* **36**: 317-321.
- CANHAM, C.D., DENSLow, J.S., PLATT, W.J., RUNKLE, J.R., SPIES, T.A., WHITE, P.S. (1990): Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Can. J. For. Res.* **20**: 620-631.
- CHAN, S.S., MCCREIGHT, R.W., WALSTAD, J.D., SPIES, T.A. (1986): Evaluating forest vegetative cover with computerized analysis of fisheye photographs. *For. Sci.* **32**: 1085-1091.
- CHAZDON, R.L., FIELD, C.B. (1987): Photographic estimation of photosynthetically active radiation: Evaluation of a computerized technique. *Oecologia* **73**: 525-532.
- CLEARWATER, M.J., NIFINLURI, T., VAN GARDINGEN, P.R. (1999): Forest fire smoke and a test of hemispherical photography for predicting understory light in Bornean tropical rain forest. *Agric. For. Meteorol.* **97**: 129-139.
- COMEAU, P. (2000): Measuring light in the forest. Extension Note 42. Ministry of Forest Research Program, British Columbia. <http://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/En/En42.htm>
- COMEAU, P., GENDRON, F., LETCHFORD, T. (1998): A comparison of several methods for estimating light under a paper birch mixed wood stand. *Can. J. For. Res.* **28**: 1843-1850.
- COOPS, N.C., SMITH, M.L., JACOBSEN, K.L., MARTIN, M., OLLINGER, S. (2004) Estimation of plant and area index using three techniques in a mature native eucalypt canopy. *Austral Ecol.* **29**: 332-341.
- ENGBRECHT, B.M., HERZ, H.M. (2001): Evaluation of different methods to estimate understory light conditions in tropical forests. *J. Trop. Ecol.* **17**: 207-224.
- EVANS, G.C., COOMBE D.E. (1959): Hemispherical and woodland canopy photography and the light climate. *J. Ecol.* **47**: 103-113.
- FERMENT, A., PICARD, N., GOURLET-FLEURY, S., BARALATO C. (2001): A comparison of five indirect methods for characterizing the light environment in a tropical forest. *Ann. For. Sci.* **58**: 877-891.
- FRAZER, G.W., TROFYMOW, J.A., LERTZMAN, K.P. (1997): A method for estimating canopy openness, effective plant area index, and photosynthetically active photon flux density using hemispherical photography and computerized image analysis techniques. 73 pp. Can For Serv, Pac For Cent. Inf Rep No BC-X-373.
- FRAZER, G.W., CANHAM, C.D., LERTZMAN, K.P. (1999): GAP LIGHT ANALYZER (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. 36 pp. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- FRAZER, G.W., FOURNIER, R.A., TROFYMOW, J.A., HALL, R.J. (2001): A comparison of digital and film fisheye photography for analysis of forest canopy structure and gap light transmission. *Agric. For. Meteorol.* **109**: 249-263.
- GENDRON, F., MESSIER, C., COMEAU, P.G. (1998): Comparison of various methods for estimating the mean growing season percent photosynthetic photon flux density in forest. *Agric. For. Meteorol.* **92**: 55-70.
- HALE, S.E., EDWARDS, S. (2002): Comparison of film and digital hemispherical photography across a wide range of canopy densities. *Agric. For. Meteorol.* **112**: 51-56.
- HERNÁNDEZ, L., CASTELLANOS, H. (2006): Crecimiento diamétrico arbóreo en bosques de Sierra de Lema, Guyana Venezolana: primeras evaluaciones. *Interciencia* **31**: 779-786.
- HOLST, T., HAUSER, S., KIRCHGÄSSNER, A., MATZARAKIS, A., MAYER, H., SCHINDLER, D. (2004): Measuring and modelling plant area index in beech stands. *Int. J. Biometeorol.* **48**: 192-201.

- INOUE, A., YAMAMOTO, K., MIZOUE, N., KAWAHARA, Y. (2004): Effects of image quality, size and camera type on forest light environment estimates using digital hemispherical photography. *Agric. For. Meteorol.* **126**: 89-97.
- ISHIDA, M. (2004): Automatic thresholding for digital hemispherical photography. *Can. J. For. Res.* **34**: 2208-2216.
- JENNINGS, S.B., BROWN, N.D., SHEIL, D. (1999): Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry* **72**: 59-73.
- JONCKHEERE, I., FLECK, S., NACKAERTS, K., MUYS, B., COPPIN, P., WEISS, M., BARET F. (2004): Review of methods for in situ leaf area index determination. Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. *Agric. For. Meteorol.* **121**: 19-35.
- MACHADO, J., REICH, P.B. (1999): Evaluation of several measures of canopy openness as predictors of photosynthetic photon flux density in deeply shaded conifer-dominated forest understory. *Can. J. For. Res.* **29**: 1438-1444.
- MONTEITH, J.L., UNSWORTH, M.H. (1990): Principles of environmental physics (2nd edition). Edward Arnold, London: 291 pp.
- NOBIS, M. (2005): SideLook 1.1. Imaging software for the analysis of vegetation structure with true-colour photographs. <http://www.appleco.ch>
- NOBIS, M., HUNZIKER, U. (2005): Automatic thresholding for hemispherical canopy-photographs based on edge detection. *Agric. For. Meteorol.* **128**: 243-250.
- NORMAN, J.M., CAMPBELL, G.S. (1989): Canopy structure. pp. 301-325. In: PEARCY, R.W., EHLERINGER, J.R., MOONEY, H.A., P.W. RUNDEL (eds): *Plant Physiological Ecology: Field Methods and Instrumentation*. Chapman and Hall, London.
- PROMIS, A. (2009): Natural small-scale canopy gaps and below-canopy solar radiation effects on the regeneration patterns in a *Nothofagus betuloides* forest – A case study from Tierra del Fuego, Chile. Ph.D. dissertation, University of Freiburg i. Br.: 186 pp.
- RICH, P.M. (1990): Characterizing plant canopies with hemispherical photographs. Instrumentation for studying vegetation canopies for remote sensing in optical and thermal infrared regions. *Remote Sens. Rev.* **5**: 13-29.
- RICH, P.M., CLARK, D.B., CLARK, D.A., OBERBAUER, S.F. (1993): Long-term study of solar radiation regimes in a tropical wet forest using quantum sensors and hemispherical photography. *Agric. For. Meteorol.* **65**: 107-127.
- RICH, P.M., WOOD, J., VIEGLAIS, D.A., BUREK, K., WEBB, N. (1999): Guide to HemiView: Software for analysis of hemispherical photography. Delta-T Devices, Ltd., Cambridge, England: 79 pp.
- ROXBURGH, J.R., KELLY, D. (1995): Uses and limitations of hemispherical photography for estimating forest light environments. *New. Zeal. J. Ecol.* **19**: 213-217.
- SMITH, W.R., SOMERS, G.L. (1993): A system for estimating direct and diffuse photosynthetically active radiation from hemispherical photographs. *Comput. Electron. Agric.* **8**: 181-193.
- SOKAL, R.R., ROHLF, F.J. (2000): *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. Third Edition. W.H. Freeman and Company, New York: 863 pp.
- TER STEEGE, H. (1996): WINPHOT 5.0: A programme to analyze vegetation indices, light and light quality from hemispherical photographs. Tropenbos Guyana Reports 95-2, Tropenbos Guyana Programme, Georgetown Guyana.
- WAGNER, S. (1996): Übertragung strahlungsrelevanter Wetterinformation aus punktuellen PAR-Sensordaten in grossen Versuchsflächenanlagen mit Hilfe hemisphärische Fotos. *Allg. Forst. Jagdztg.* **167**:34-40.
- WALTER, J.-M.N. (1989-2006): CIMES. A package of programs for the assessment of canopy geometry through hemispherical photographs. Manual. Université Louis Pasteur, Strasbourg.
- WALTER, J.-M.N., TORQUEBIAU, E.F. (2000): The computation of forest leaf area index on slope using fish-eye sensors. *C.R. Acad. Sci. Paris, Life Sciences* **323**: 801-813.
- WALTER, J.-M.N., FOURNIER, R.A., SOUDANI, K., MEYER, E. (2003): Integrating clumping effects in forest canopy structure: An assessment through hemispherical photographs. *Can. J. Remote Sens.* **29**: 388-410.
- WELLES, J.M., NORMAN, J.M. (1991): Instrument for indirect measurement of canopy architecture. *Agron. J.* **83**: 818-825.
- WOOD, J. (2001): Canopy light calculation. HemiView application note.

submitted: 23.09.2009

reviewed: 01.03.2010

accepted: 28.03.2010

Addresses of the authors:

Dr. Alvaro Promis,
Universidad de Chile, Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza, Santa Rosa 11315, La Pintana, Casilla 9206, Santiago, Chile.
E-mail: alvaro.promis@gmail.com

Dr. Stefanie Gärtner,
University of Alberta, Department of Renewable Resources, Edmonton, Alberta, T6G 2H1, Canada.

Dr. David Butler-Manning,
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Waldbau-Institut, Tennenbacher Str. 4, D-79085 Freiburg i. Br., Deutschland.

Ph.D. Student Cristabel Durán-Rangel,
Universität Freiburg, Forstwissenschaftliche Fakultät, Waldbau-Institut, Tennenbacher Str. 4, D-79085 Freiburg.
Centro de Investigaciones Ecológicas de Guayana, Universidad Nacional Experimental de Guayana, Calle Chilmex, Puerto Ordaz, Venezuela.

Prof. Dr. Dr. h.c. Albert Reif,
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Waldbau-Institut, Tennenbacher Str. 4, D-79085 Freiburg i. Br., Deutschland.

Dr. Gustavo Cruz,
Universidad de Chile, Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza, Santa Rosa 11315, La Pintana, Casilla 9206, Santiago, Chile.

Dr. Lionel Hernández,
Centro de Investigaciones Ecológicas de Guayana, Universidad Nacional Experimental de Guayana, Calle Chilmex, Puerto Ordaz, Venezuela.

Altitudinal gradients in biodiversity research: the state of the art and future perspectives under climate change aspects

Höhengradienten in der Biodiversitäts-Forschung: Eine Übersicht unter Berücksichtigung des Klimawandels

Anton Fischer, Markus Blaschke and Claus Bässler

Abstract

Mountains, with their isolated position and altitudinal belts, are hotspots of biodiversity. Their flora and fauna have been observed worldwide since the days of Alexander von Humboldt, which has led to basic knowledge and understanding of species composition and the most important driving forces of ecosystem differentiation in such altitudinal gradients. Systematically designed analyses of changes in species composition with increasing elevation have been increasingly implemented since the 1990s. Since global climate change is one of the most important problems facing the world this century, a focus on such ecosystem studies is urgently needed. To identify the main future needs of such research we analyze the studies dealing with species changes of diverse taxonomical groups along altitudinal gradients (0 to 6,400 m a.s.l.) on all continents, published during the past one to two decades. From our study we can conclude that although mountains are powerful for climate change research most studies have to face the challenge of separating confounding effects driving species assemblages along altitudinal gradients. Our study therefore supports the view of the need of a global altitudinal concept including that (1) not only one or a few taxonomical groups should be analyzed, but rather different taxonomical groups covering all ecosystem functions simultaneously; (2) relevant site conditions should be registered to reveal direct environmental variables responsible for species distribution patterns and to resolve inconsistent effects along the altitudinal gradients; (3) transect design is appropriate for analyzing ecosystem changes in site gradients and over time; (4) both the study design and the individual methods should be standardized to compare the data collected worldwide; and (5) a long-term perspective is important to quantify the degree and direction of species changes and to validate species distribution models. (6) Finally we suggest to develop experimental altitudinal approaches to overcome the addressed problems of biodiversity surveys.

Keywords: altitudinal gradient, biodiversity, climate change, transect, species richness

Zusammenfassung

Gebirge mit ihrer mehr oder weniger isolierten Lage und ihren vielfältigen Höhenstufen stellen „Hotspots der Biodiversität“ dar. Ihre Flora und Fauna wird seit den ersten Beschreibungen durch Alexander von Humboldt immer wieder untersucht. Systematisch angelegte Studien zur räumlichen Verteilung von

Arten bzw. Artengruppen in Höhengradienten erlangen eine zunehmend größere Bedeutung seit den 1990er Jahren, insbesondere im Rahmen der Klimafolgenforschung. Um für die zukünftige Biodiversitätsforschung die heute als wesentlich angesehenen Forschungsansätze zu identifizieren, wurden in dieser Studie Literaturangaben der letzten zwei Jahrzehnte über die sich verändernden Artenzusammensetzungen in Höhengradienten aus allen Kontinenten, verschiedenen Artengruppen und einem Höhenbereich von 0 bis 6.400 m ü. NN ausgewertet. Diese Zusammenstellung zeigt, dass Untersuchungen der Muster der Biodiversität von Höhengradienten in Gebirgen einen wichtigen Beitrag für das Verständnis der Herausbildung und Änderung von Biodiversitätsmustern gerade im Rahmen des zu erwartenden Klimawandels leisten können. Die Musterbildung im Höhengradienten ist für verschiedene Artengruppen durchaus unterschiedlich.

Diese Literaturobwertung macht aber auch die Notwendigkeit eines weltweit einheitlichen Konzeptes für die Forschung in Höhengradienten deutlich. Ein solches Konzept sollte folgende Gesichtspunkte beinhalten: (1) Nicht nur ausgewählte Artengruppen, sondern mehrere verschiedene Artengruppen gemeinsam analysieren; nur so lassen sich die vielfältigen Ökosystemfunktionen und Prozesse berücksichtigen. (2) Begleitend möglichst viele Umweltfaktoren erfassen, um herausarbeiten zu können, welche der Umweltfaktoren für die Musterbildung wirklich maßgeblich sind. (3) Die Transekte so anlegen, dass sie nicht nur eine einmalige räumliche Analyse ermöglichen, sondern auch zukünftig im Sinne von Zeitreihen zur Verfügung stehen. (4) Sowohl das Erhebungsflächendesign als auch die Aufnahmemethoden für die einzelnen Artengruppen standardisieren, um die Daten weltweit vergleichen zu können. (5) Langzeitstudien starten; denn nur sie bieten die Möglichkeit, erwartete oder aus Modellen abgeleitete Veränderungen der Artenzusammensetzungen bzw. von Verschiebungen von einzelnen Arten im Höhengradienten zu validieren. (6) Gezielt konzipierte Experimente einsetzen, um offene Fragen zur Verteilung der Arten in Höhengradienten untersuchen zu können.

Schlüsselwörter: Höhengradienten, Artendiversität, Klimawandel, Artenverteilung, Transekte

1 Introduction

The expeditions of Alexander von Humboldt (1799–1804) and Charles Darwin (1831–1836) and their reports on the mosaic of habitats along spatial and especially altitudinal gradients piqued the interest of scientists and have held their interest since then. During the last two decades, the focus has been on species diversity along such gradients. Already in 1995

RAHBK summarized 97 publications representing 163 research studies on species diversity in altitudinal gradients.

The focus of such studies has changed with time to factors forming the patterns of species diversity and especially the influence of human impact. Approaches include comparing and modeling species diversity patterns worldwide in relation to human-induced environmental factors, such as land use and climate change (SALA et al. 2000). Today, the main parameters of climate, e. g., temperature and precipitation, are changing rapidly (IPCC 2007), with drastic consequences for ecosystems, such as species extinction, species shift, changes in species composition, and phenologically driven mismatch (for reviews, see WALTHER et al. 2002, PARMESAN 2006). Altitudinal gradients are especially suited to study these effects owing to the short distances between different ecosystems. It is not expected that whole ecosystems will move as a consequence of changing environmental factors, e. g., temperature increase, but rather that certain species or species groups will respond in different ways, with the consequence that community compositions will be disrupted (PARMESAN 2006). Transect analyses of altitudinal belts represent climate gradients in time. They thereby may help to identify the current responses of species to climate changes and to develop a better understanding of how ecosystems change in a changing world.

The taxonomic groups analyzed, the methods used, and the goals in altitudinal gradient studies vary greatly, as do the results of these studies. Many species groups have been studied: mostly flowering plants (ODLAND & BIRKS 1999, KESSLER 2001, VETAAS & GRYTNES 2002, GRYTNES & VETAAS 2002, GRYTNES 2003, DORAN et al. 2003, BACHMAN et al. 2004, FISHER & FULÉ 2004, KÜPER et al. 2004, KREFT et al. 2004, LOVETT et al. 2006, ERSCHBAMER et al. 2006, BEHERA & KUSHWAHA 2007, PAULI et al. 2007, WANG et al. 2007, MILLA et al. 2008, CHAWLA et al. 2008, NOGUÉS-BRAVO et al. 2008, IBISCA 2008, SANG 2009, SHIMONO 2010, DESALEGN & BEIERKUHLEIN 2010, ZHANG et al. 2011), but also ferns (PARRIS et al. 1992, KESSLER 2001, HEMP 2002, BHATTARAI et al. 2004, KLUGE et al. 2006, WATKINS et al. 2006, DESALEGN & BEIERKUHLEIN 2010), bryophytes (FRAHM 1990, FRAHM & GRADSTEIN 1991, Wolf 1993, NOGUÉS-BRAVO et al. 2008), lichens (GRYTNES et al. 2006, IBISCA 2008, NOGUÉS-BRAVO et al. 2008), microfungi (WIDDEN 1987) and plant communities (MOSCOL OLIVERA & CLEEF 2009); also bats and small mammals (MCCAIN 2005, MCCAIN 2007, ROWE 2009), birds (ALTSCHULER 2006, MCCAIN 2009), fish (JARAMILLO-VILLA et al. 2010), reptiles (CETTRI et al. 2010), insects (OLSON 1994, FLEISHMAN et al. 1998, SANDERS 2002, AXMACHER et al. 2004, WILSON et al. 2007), littoral benthic macroinvertebrates (CIAMPOROVÁ-ZAT'OVICOVÁ 2010), land snails (HAUSDORF 2006, MÜLLER et al. 2009), testate amoebae (KRASHEVSKA 2008), myxomycetes (ROJAS & STEPHENSON 2008)

and the plant-pollinator networks (RAMOS-JILIBERTO et al. 2010). Plant species are well represented in these studies, but the high number of insect species are greatly underrepresented (Fig. 1).

About 30% of the publications available are analyses of published data on selected groups. Mountain areas of all continents are represented, including the large Himalayas, Rocky Mountains, Andes, and Alps, but also isolated high mountains such as Mt. Kilimanjaro in Tanzania (HEMP 2002, AXMACHER et al. 2004), Mt. Kinabalu on Borneo in Malaysia (FRAHM 1990, PARRIS et al. 1992), and San Francisco Peaks in Arizona (FISHER & FULÉ 2004). Both the latitudinal position and the elevation extent of the studies mentioned here are summarized in Fig. 2.

With this review, we (i) outline both the diversity patterns and hotspots of research in this field, especially with respect to the ongoing discussion of changing species distributions in altitudinal gradients driven by climate change and (ii) point on future research needs. We concentrate on publications since 1990 and especially since 2000.

2 Research goals

The biodiversity in altitudinal gradients has been studied for a number of reasons: (1) to obtain better knowledge and general understanding of biodiversity and biodiversity change along gradients (VETAAS & GRYTNES 2002, AXMACHER et al. 2004, KÜPER et al. 2004, MCCAIN 2005, DAVIES et al. 2005, WATKINS et al. 2006, BÄSSLER et al. 2009, MOSCOL OLIVERA & CLEEF 2009, MÜLLER et al. 2009, CIAMPOROVÁ-ZAT'OVICOVÁ 2010, DESALEGN & BEIERKUHLEIN 2010, JARAMILLO-VILLA et al. 2010, SHIMONO et al. 2010, NAGAIKE 2010), (2) to construct schemes of altitudinal zones (FRAHM & GRADSTEIN 1991), (3) to compare the behavior of different taxa in the same altitudinal gradient (GRYTNES et al. 2006) or to find reasons why different groups react differently (BHATTARAI et al. 2004), (4) to verify ecological and biogeographical hypotheses, both generally and with a focus on endemic species (BEHERA & KUSHWAHA 2007), (5) to understand changes in species assemblages along landscape boundaries, e. g., the boundary between tropical rain forests and agriculturally used areas or heath lands (AXMACHER et al. 2004), (6) to determine whether biodiversity is changing either continuously or discretely, e. g., whether the changes are greater at the timberline (ODLAND & BIRKS 1999), (7) to test the hypotheses of generally decreasing species number with altitude (RAHBK 1995) and the increase in space range settled by species with increasing distance to the equator (Rapoport rule, HAUSDORF 2006), (8) to analyze interactions between different groups of taxa (e. g., forest density and arbuscular mycorrhiza of herb-layer plants (FISHER & FULÉ 2004), plant-pollinator networks (RAMOS-JILIBERTO et al.

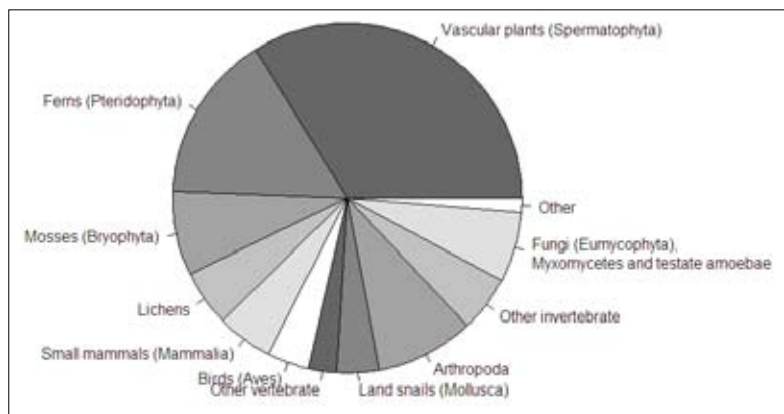


Fig. 1: Representation of the different taxonomic groups studied in the cited publications. (If a study deals with more than one taxonomical group, each counts for its own.)

Abb. 1: Anteile der einzelnen taxonomische Gruppen im Rahmen der hier zitierten Studien zu Höhengradienten. (Für Studien, die mehrere taxonomische Gruppen bearbeitet haben, wurde jede Artengruppe für sich gezählt.)

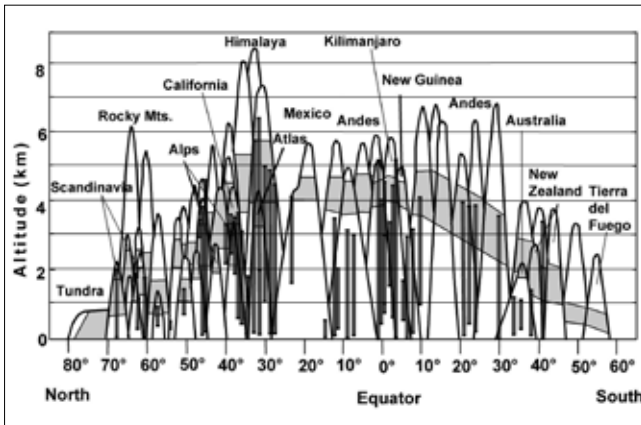


Fig. 2: Global latitudinal position and altitudinal gradients under study in relation to our focus (background of the diagram modified from KÖRNER 1999; with alpine life zone light grey shaded); dark-grey bars: altitudinal sections studied.

Abb. 2: Lage der hier betrachteten Höhengradienten zum Äquator und ihre Höhenausdehnung (dunkelgraue Balken); (Grundlage des Diagramms verändert nach KÖRNER 1999 mit der Lage der alpinen Zone in hellgrau).

2010) including the effect of human impact (ROWE 2009), (9) to gather basic information for developing concepts of nature protection (OLSON 1994, GRYTNES 2003), and (10) to provide data for the calculation of the total global number of species (SCHMIDL & CORBARA 2005). The goals of biodiversity studies in altitudinal gradients therefore range from basic research (species diversity, diversity distribution patterns) to applied research (planning and management, nature conservation).

Since the mid-1990s, the consequences of global climate change for biodiversity in altitudinal gradients have become increasingly important (FLEISHMAN et al. 1998, ODLAND & BIRKS 1999, GRYTNES 2003, BÄSSLER et al. 2009, MÜLLER et al. 2009, CIAMPOROVÁ-ZAT'OVICOVÁ 2010, MALHI et al. 2010, SHIMONO et al. 2010). There is broad evidence that increasing temperatures will lead to an upward migration of species in montane systems. Indeed, the abundance of various species at their lower limit of altitudinal range is decreasing, whereas thermophilous species are moving to higher elevations (e.g., WALTHER et al. 2005, PAULI et al. 2007, KELLY & GOULDEN 2008, LENOIR et al. 2008). These and other observed changes in the phenology and physiology of plants and animals in all well-studied marine, freshwater, and terrestrial taxa are tending strongly in the directions predicted for "global warming" and have been linked to local or regional climate change by correlation of changing climate parameters with biological variation, field and laboratory experiments, and physiological research (for reviews, see WALTHER et al. 2002 and PARMESAN 2006). Especially the alpine and nival mountain belt seems to be greatly affected by climate change (e.g., ERSCHBAMER et al. 2006, THULLER 2007, KUDERNATSCH et al. 2008). For this reason, a program for long-term documentation and analysis of vegetation changes in high mountains was successfully implemented in the 1990s (GLORIA, GRABHERR et al. 2000).

3 Sampling, mapping, and analysis methods

In general, studies of diversity depend strongly on the grain (plot) size investigated. Studies using a large grain integrate across space, and, therefore, the variation apparent in studies using a small grain disappears (SCHREINER et al. 2000). Grain

size and extent vary widely between studies and depend on specific hypotheses.

Only a few publications provide information on the number of replications of the surveys, even though this is critical to assess the generality of the results (PAULI et al. 2007). Only few describe the techniques used to measure environmental variables, such as the climatic parameters temperature, precipitation, and relative humidity, which are used to reveal predictors responsible for observed species diversity patterns (e.g., KLUGE et al. 2006, IBISCA 2008, BÄSSLER et al. 2009, GLORIA).

The number of studies in which more than one taxonomical group was considered simultaneously has increased in recent years (GRYTNES et al. 2006, IBISCA 2008, BÄSSLER et al. 2009). Nevertheless, still in 2006 GRYTNES et al. mentioned that they did not find any elevational study that included vascular plants, lichens, and bryophytes together.

Different methods are used to survey different taxonomical groups in altitudinal gradients. Most of the studies on vascular plants (e.g., ODLAND & BIRKS 1999, DORAN et al. 2003, GRYTNES 2003, FISHER & FULÉ 2004, ERSCHBAMER et al. 2006, KLUGE et al. 2006, PAULI et al. 2007, CHAWLA et al. 2008, IBISCA 2008, BÄSSLER et al. 2009, SANG 2009, SHIMONO et al. 2010, DESALEGN & BEIERKUHNEIN 2010) follow the (modified) phytosociological method of BRAUN-BLANQUET (1964) or corresponding methods (ZHANG et al. 2011). In some cases, only one group of plants is studied, e.g., trees or palms (BACHMAN et al. 2004, LOVETT et al. 2006, BEHERA & KUSHWAHA 2007, NAGAIKE 2010). In most cases, the study design is plot based, with a plot of several square meters. In a few studies, continuous lines were used for sampling and mapping (FLEISHMAN et al. 1998). Sampling and recording of object-related taxonomic groups, e.g., wood-inhabiting fungi, bryophytes, and lichens, require a special design dependent on the questions to be answered (see STOKLAND & SIPPOLA 2004). Invertebrates are surveyed using various kinds of traps (DORAN et al. 2003, IBISCA 2008, BÄSSLER et al. 2009), such as flight-interception traps (BÄSSLER et al. 2009), pit-fall traps (OLSON 1994, BÄSSLER et al. 2009), light traps (AXMACHER et al. 2004, BÄSSLER et al. 2009), Malaise traps (BÄSSLER et al. 2009) and Hess sampler for littoral benthic macroinvertebrates (CIAMPOROVÁ-ZAT'OVICOVÁ 2010). Hand sampling is still a common method, especially when used to complete the data obtained with traps, e.g., for saproxylic beetles and land snails (MÜLLER et al. 2009). The visual encounter survey (VES) for reptiles (CETTRI et al. 2010) followed this sampling method. Bird surveys require special methods, e.g., sound mapping to determine species (BÄSSLER et al. 2009) or observations during a fixed time frame and video recording to analyze behavior (ALTSCHULER 2006). To collect fish electrofishing was used (JARAMILLO-VILLA et al. 2010). Other methods used include litter sifting to specify invertebrates (OLSON 1994), analyzing soil samples to determine the arbuscular mycorrhiza (FISHER & FULÉ 2004) or soil microfungi (WIDDEN 1987, BACHMAN et al. 2004), using moist chamber cultures of dead plant material to specify myxomycetes (ROJAS & STEPHENSON 2008), or measuring or to describe functional traits to characterize the differences of plants along the elevational gradient (PALACIO & MONTERRAT-MARTI 2006, MILLA et al. 2008, ALBERT et al. 2010).

Biodiversity pattern analyses, especially by combining species number related data with environmental parameters just increase. For example, KLUGE et al. (2006) regressed species richness patterns against climatic variables, area, and predicted species numbers in a geometric null model (the mid-domain effect). GORELICK (2008) provided an explicit mathematical

model of the area hypothesis of species richness along altitude gradients, described by the geometry of a cone.

Many authors have used data on elevational diversity from the literature or extracted from databases for such analyses (RAHBK 1995, ODLAND & BIRKS 1999, VETAAS & GRYTNES 2002, BACHMAN et al. 2004, HAUSDORF 2006, MCCAIN 2007, WANG et al. 2007, NOGUÉS-BRAVO et al. 2008, ROWE 2009).

4 Results

The studies mentioned above have addressed two main research questions of general importance related to the effect of altitudinal gradients on biodiversity: (1) Does the maximum biodiversity regularly peak in a particular mid-elevation of the altitudinal gradient and then decrease both above and below this area? (2) Are there any disruptions in biodiversity connected with ecological boundaries, e.g., tree lines?

Peaks of diversity. There is strong evidence that in many cases biodiversity reaches a maximum at a particular middle elevation; this elevation, however, depends on the geographical position of the mountains or mountain ranges. CHAWLA et al. (2008) found a biodiversity peak for vascular plants at middle elevations in the western Himalayas in India, as did KLUGE et al. (2006) for ferns in Costa Rica (maximum around 1,700 m a.s.l.), WANG et al. (2007) for seed plants in Tibet, ZHANG et al. (2011) with two different plot-based methods for vascular plants in the Qinling Mountains in central China, MCCAIN (2007) for bats in a temperate climate, OLSON (1994) for leaf-litter invertebrates in western Panama (750–1,000 m a.s.l.) and for Carabidae and Cucurionidae around 1,750 m a.s.l., HAUSDORF (2006) for land snails in Switzerland (400–800 m a.s.l.; starting research at 115 m a.s.l.), and ROWE (2009) for small mammals in Utah (2,100–2,900 m a.s.l.). Such a pattern, with a peak of biodiversity at a particular elevation, according to COLWELL & HURTT (1994) and COLWELL et al. (2004), allows a prediction of the biodiversity based on elevation (KLUGE et al. 2006; mid-domain effect). Also RAHBK (1995) concluded that this type of pattern is the most common one.

However, different patterns have been found in other studies. Some studies have revealed two peaks of biodiversity along an altitudinal gradient. SANG (2009) found one maximum of vascular plant species diversity in the continental part of northwestern China at around 1,500 m a.s.l., where the steppe turns into forest, and a second maximum at 2,700–3,300 m a.s.l. in alpine meadows above the tree line. Similarly, BEHERA & KUSHWAHA (2007) in the eastern Himalayas found one maximum of tree species diversity between 600 and 1,000 m a.s.l. and a second maximum between 1,600 and 1,800 m a.s.l. In contrast, FRAHM & GRADSTEIN (1991) in tropical rain forests found the maximum number of bryophyte species and the maximum amount of bryophyte biomass close to the upper limit. JARAMILLO-VILLA et al. (2010) collected highest diversity of fish although at the upper limit of the streams in the Andes of Columbia. ODLAND & BIRKS (1999) found that vascular plant species diversity in western Norway does not change up to around 900–1,000 m a.s.l., at which it then starts to decrease above this level. Peaks of biodiversity have also been found in the lowlands, as demonstrated by MCCAIN (2007) for bats in the tropics (but see different results from the same publication for bats in a temperate climate), by CETTRI et al. (2010) for reptiles and by OLSON (1994) for leaf-litter invertebrates.

Transition zones. Whether ecological boundaries disrupt biodiversity has been addressed in some studies. As mentioned

above, the vascular plant species diversity in western Norway remains unchanged up to 900–1,000 m a.s.l. and then starts to decrease (ODLAND & BIRKS 1999). There are clear correlations of this transition with some climatic parameters, i.e., mean July temperature (11 °C), mean January temperature (–5 °C), and 1,000 mm annual precipitation, but there is no correlation with the tree line. BÄSSLER et al. (2010a) studied the community composition of understorey vascular plant species in forests along a low mountain range gradient of 650–1,450 m a.s.l. in southeastern Germany and found a discrete change between 1,100 and 1,200 m a.s.l. within the forest belt. Further analysis revealed that temperature, which correlates linearly with altitude, is the most important factor explaining the observed patterns. However, according to this study, other factors also contribute to this pattern, such as canopy cover and tree species composition. Nevertheless, direct and short-term effects on understorey vascular plant species composition are expected owing to an increase in temperature, but also long-term effects triggered by climate change that change the forest structures (tree species) are expected (SANG 2009).

5 Discussion

The studies reported in this review represent different continents, different mountain ranges, and different latitudes of the world rather well (Fig. 3). Because of the global uneven distribution of high mountains, many studies were concentrated at latitudes between 25 °N and 50 °N (Alps, Himalayas, Rocky Mountains).

One main aspect addressed by these studies is the altitudinal zonation of biodiversity in mountains. The pattern most often observed is hump shaped, which can be described well by the mid-domain effect. The essential, single, main reason for this pattern, however, has not been elucidated (RAHBK 1995). And a general distributional pattern does not hold for all taxonomic groups. The reasons for a hump-shaped distribution pattern may be the higher diversity of different site types per area (e.g., different inclinations, exposures, and geological substrates; many different micro-sites) in mountains compared to flatlands. At higher altitudes, however, the area available for plant settlement decreases disproportionately (KÖRNER 2000), and therefore, also the possibility for species to live there decreases. From the perspective of population ecology, such hump-shaped patterns may result because of the dispersal of species from lower and higher elevations, resulting in the highest overlap of such dispersing populations at mid-elevations, whereas the extremes of the gradient only receive dispersing species from one side (KESSLER 2009). Also human impact has reduced species diversity mainly at lower altitudes and in flatlands (NOGUÉS-BRAVO et al. 2008, CHAWLA et al. 2008). According to SANG (2009), in a continental climate water availability may be relevant at lower altitudes, but temperature is relevant at higher altitudes. Generally, climatic parameters are strongly correlated with species diversity (MCCAIN 2005, BÄSSLER et al. 2010b). Therefore, to make general predictions of the biodiversity of a mountain or mountain range, the taxonomic groups that do not follow the most common patterns of diversity in altitudinal gradients need to be identified and separately analyzed.

What will happen when the climate changes? The most important climatic parameters, i.e., temperature and precipitation, may change independently of each other. Precipitation is expected to become highly variable, both spatially and

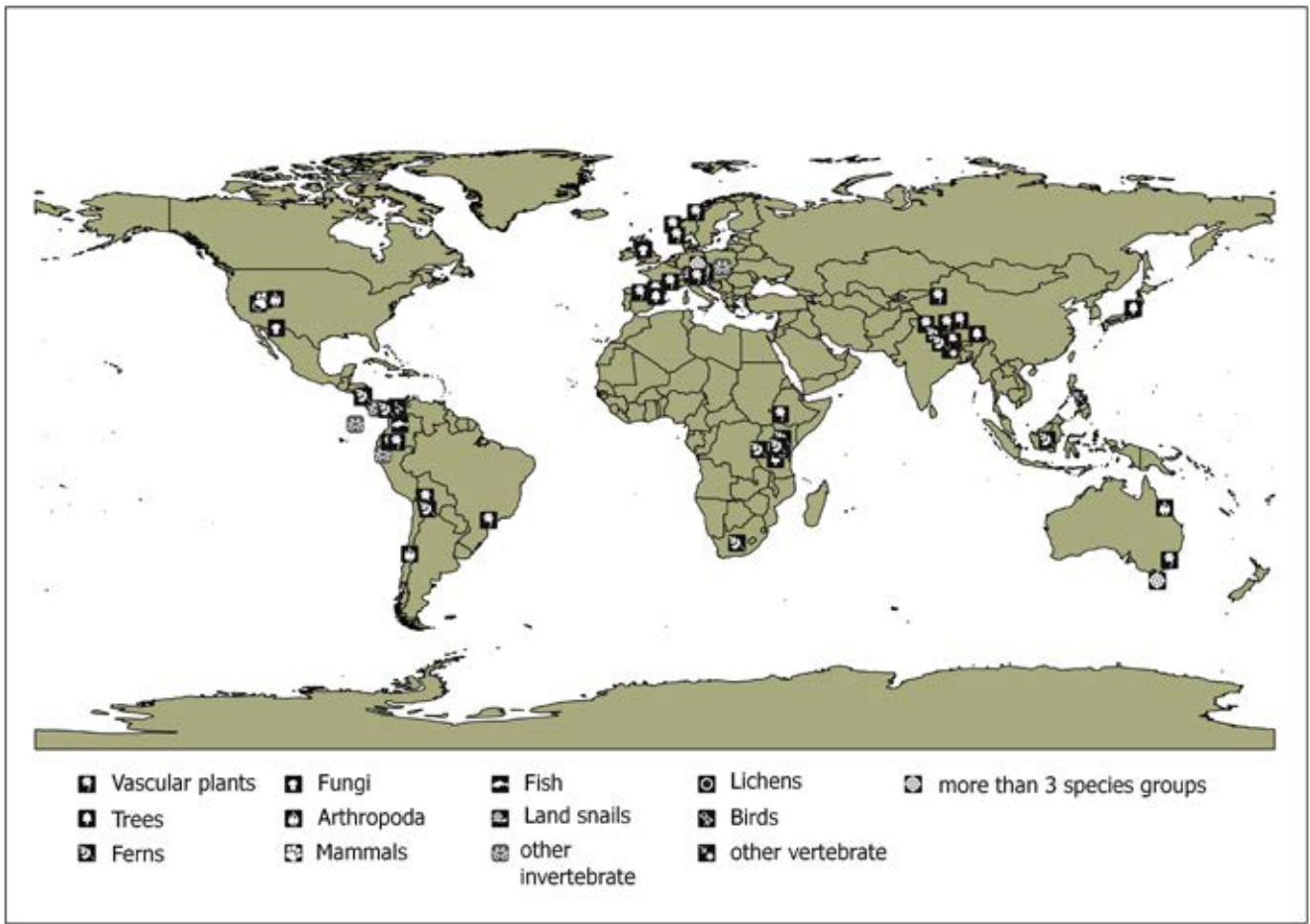


Fig. 3: Position of altitudinal gradients analysis studies of different species groups in the world.

Abb. 3: Lage der Höhengradient-Studien zu diversen Artengruppen der Erde.

temporally (IPCC 2007). The parameters might also become overlaid with effects of other anthropogenic changing parameters (THUILLER 2007), such as nitrogen emission (SALA et al. 2000, GALLOWAY & COWLING 2002). And both, within an altitudinal gradient and along a mountain range, the climatic parameters and their direction of change may also change. This makes changes in species composition and species diversity in such gradients hard to predict.

Since humans contribute to global warming and therefore to the location of climate zones, there has been considerable effort to predict the future distribution of species, ecosystems, and biomes (THOMAS et al. 2004, PARMESAN 2006, JENSEN et al. 2008, SVENNING, KERR & RAHBEK 2009, KÖLLING et al. 2009, MALHI et al. 2010). Most studies in this area focus on coarse resolution data, which is useful in identifying vulnerable regions or taxa (e.g., THOMAS et al. 2004). However, such models based on macroclimate are not appropriate for smaller spatial scales. Currently, the most relevant spatial and temporal scales for the management of biodiversity in the context of global warming or changes in land use are local and span less than three decades (WALTHER et al. 2002, OJEDA et al. 2003). On large spatial scales, predictions based on relationships between species or communities with macroclimate are certainly helpful. However, on a local scale, the picture may be quite different because other factors may override macroclimate (e.g., HEMP 2005). For this reason, especially on a local scale, we need more models considering not only climate variables but also other local predictors to resolve inconsistent effects observed

in studies of biodiversity along altitudinal gradients. Nevertheless, using transects is a successful methodological study approach for analyzing changing altitudinal limits of species as a response to climate change.

Not only the site conditions differ along altitudinal gradients, but also to a certain degree the species pools. Therefore, the same factors may cause different consequences because they interfere with different species (ROWE 2009). This in turn has consequences for the design of field studies (see below).

Recent movements of some species to higher elevations have been recorded, especially of species in high alpine habitats (HOFFER 1992, GRABHERR et al. 1994, BURGA et al. 2004, WALTHER et al. 2005, PAROLO & ROSSI 2008), but also of species of the mountain belt (PENUJELAS & BOADA 2003). For a few alpine species a movement of a few meters per decade could be verified (GRABHERR et al. 1994, ERSCHBAMER et al. 2006, PAROLO & ROSSI 2008), but for most of the species exact measurements have not been made. Obtaining sound data on which species change their lower or upper distribution limits could become one of the most important tasks for transect analysis on permanently marked plots.

Another aspect to consider is species composition. It cannot be expected that whole species assemblages or biocoenoses will start to move upwards. On the contrary, because of the diversity of different site conditions that will be created by changing climate and because of the different qualitative

and quantitative response traits of species during climate change (e.g., KUDERNATSCH et al. 2008), one would expect the affected assemblages to rearrange, with weighting of the involved species to extents not yet known (SCHOLES & VAN BREMEN 1997). In this case, permanently marked transects may also help to detect and document the ongoing changes in species composition.

In studies of altitudinal gradients, focus is often placed on the site factor considered to be the most important, namely temperature, but this is a rough approximation. Indeed, many other ecologically important site factors change with increasing altitude, e.g., precipitation, relative air humidity, air pressure, airborne particles, and water balance, some for the entire year and some for certain time periods. We therefore agree with LOMOLINO (2001) that clines in environmental variables must be analyzed concurrently to be able to connect the species distribution pattern in gradients with environmental patterns, and to do so on a statistically sound basis. Correlating species distribution patterns with many such parameters and identifying which is the ecologically most important parameter is an important task to be tackled. To date, only few studies have attempted to analyze the distribution patterns of different taxonomic groups in altitudinal gradients simultaneously (e.g., BÄSSLER et al. 2009, IBISCA 2008). Such an approach would clarify whether only selected species react to certain environmental changes or whether certain ecological groups react together, and functional traits important for the reaction could be identified (e.g., plant functional types; PFT). Such information could contribute to answering two of the many questions important to the conservation of global biodiversity posed by SUTHERLAND et al. (2009), i.e., whether there are critical thresholds at which the loss of particular species or species diversity disrupts ecosystem functions, and how the thresholds can be predicted.

One problem of transect studies is methodological and concerns the number of replications. It will not be possible to enlarge the number of plots or the number of transects extensively, especially if many different taxonomic groups are being studied. Even if the number of plots or transects could be enlarged, they would be concentrated on one mountain or a certain part of a mountain range. Both mountains and mountain ranges, however, are ecological islands with a particular and unique species pool. The larger the area under study, the more heterogeneous the species pool will be. This will lead either to a limited number of replications per ecological unit, or to the acceptance of an interpretation, e.g., at the level of ecological traits, such as PFT. Therefore, such studies generally have the character of case studies, sometimes with limited sections of the gradient, i.e., cut gradients.

A standardized field record design for such studies has been developed for climate change research on high mountain tops (see www.gloria.ac.at), but only for vascular plants. A standard method for different taxonomic groups and different ecosystems may be difficult to set up, but such combined analyses would be useful in critical areas such as the transition zones of boreal forest and tundra, mediterranean-type and temperate ecosystems, dry flatlands and moister shrub and wood mountain ecosystems. The results obtained would help to better understand ecosystem change in a changing world.

Based on our review of the literature on biodiversity and climate change in altitudinal gradients, we propose the following guidelines for future research in this area:

1. Not only one or a few taxonomic groups should be analyzed, but rather different taxonomic groups covering different ecosystem functions simultaneously. Models could be examined by repeating the analyses every 5 or 10 years.
2. Relevant site conditions are important to be recorded to reveal direct environmental variables responsible for species distribution patterns along the altitudinal gradients.
3. An appropriate field study design in an altitudinal gradient involves transects, which not only record the recent species composition under one set of site factors but also under a series of different ecological situations, which might be relevant for other locations with a changing climate.
4. A standard method developed in a global joint action would help to overcome the problem of case-study character of past studies and would allow a more regional or in the best case a global joint data analysis.
5. A long-term perspective is essential to determine the extent and direction of species changes and to validate species distribution models.
6. As shown by our review, biodiversity surveys are certainly helpful in order to detect the direction and magnitude of changes in species distribution patterns. However, in such studies confounding effects are hard to uncover and evidence about the reason of changes is clearly limited. We therefore support the view of developing and establishing experimental approaches to test specific hypothesis related to climate change arisen from biodiversity survey studies (THULLER 2007). Therefore a "global altitudinal concept" should necessarily encompass both, biodiversity surveys as well as experimental approaches.

6 Acknowledgement

The study was carried out within the framework of the joint research center FORKAST and was funded by the "Bavarian Climate Program 2020", Germany. We also thank Karen A. Brune for critical comments on the first version of the manuscript and for linguistic revision.

Literature

- ALBERT, C.H., THULLER W., YOCCOZ, N.G., SOUDANT, A., BOUCHER, F., SACCONI, P., LAVOREL, S. (2010): Intraspecific functional variability: extent, structure and sources of variation. *Journal of Ecology* **98**: 604-613.
- ALTSHULER, D.L. (2006): Flight Performance and Competitive Displacement of Hummingbirds across Elevational Gradients. *The American Naturalist* **167**: 216-229.
- AXMACHER, J.C., HOLTMANN, G., SCHEUERMAN, L., BREHM, G., MÜLLER-HOHENSTEIN K., FIEDLER K. (2004): Diversity of geometrid moths (Lepidoptera: Geometridae) along an Afrotropical elevational rainforest transect. *Diversity Distrib* **10**: 293-302.
- BACHMAN, S., BAKER, W.J., BRUMMITT, N., DRANSFIELD, J., MOAT, J. (2004): Elevational gradients, area and tropical island diversity: an example from the palms of New Guinea. *Ecography* **27**: 299-310.

- BÄSSLER, C., FÖRSTER, B., MONING, C., MÜLLER, J. (2009): The BIOKLIM Project: Biodiversity Research between Climate Change and Wilding in a temperate montane forest – The conceptual framework. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **7**: 21-34.
- BÄSSLER, C., MÜLLER, J., DZIOCK, F. (2010a): Detection of climate-sensitive zones and identification of climate change indicators: a case study from the Bavarian Forest National Park. *Folia Geobotanica* **45**: 163-182.
- BÄSSLER, C., MÜLLER, J., HOTHORN, T., KNEIB, T., BADECK, F., DZIOCK, F. (2010b): Estimation of the extinction risk for high-montane species as a consequence of global warming and assessment of their suitability as cross-taxon indicators. *Ecological Indicators* **10**: 341-352.
- BEHERA, M.D., KUSHWAHA, S.P.S. (2007): An analysis of altitudinal behavior of tree species in Subansiri district, Eastern Himalaya. *Biodivers Conserv* **16**: 1851-1865.
- BHATTARAI, K.R., VETAAS, O.R., GRYTNES, J.A. (2004): Fern species richness along a central Himalayan elevational gradient. *Nepal J. Biogeogr.* **31**: 389-400.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): *Pflanzensoziologie*. 3rd edn. Springer, Wien - New York: 865 pp.
- BURGA, C., WALTHER, G.R., BEISSNER, S. (2004): Florenwandel in der alpinen Stufe des Berninagebietes – ein Klimasignal? *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* **16**: 57-66.
- CHAWLA, A., RAJKUMAR, S., SINGH, K.N., LAL, B., SINGH, R.D. (2008): Plant Species Diversity along an Altitudinal Gradient of Bhabha Valley in Western Himalaya. *J. Mt. Sci.* **5**: 157-177.
- CHETTRI, B., BHUPATHY, S., ACHARYA, B.K. (2010): Distribution pattern of reptiles along an eastern Himalayan elevation gradient. *India. Acta Oecologica* **36**: 16-22.
- CIAMPOROVÁ-ZAT'OVICOVÁ, Z., HAMERLÍK, L., ŠPORKA, F., BITUŠÍK, P. (2010): Littoral benthic macroinvertebrates of alpine lakes (Tatra Mts) along an altitudinal gradient: a basis for climate change assessment. *Hydrobiologia* **648**: 19-34.
- COLWELL, R.K., HURTT, G.C. (1994): Nonbiological gradients in species richness and a spurious Rapoport effect. *American Naturalist* **144**: 570-595.
- COLWELL, R.K., RAHBEK, C., GOTELLI, N.J. (2004): The Mid-Domain Effect and species richness patterns: What we learned so far? *The American Naturalist* **163**: E1-E23.
- DAVIES, T.J., GRENYER, R., GITTLEMAN, J.L. (2005): Phylogeny can make the mid-domain effect an inappropriate null model. *Biol. Lett.* **1**: 143-146.
- DESALEGN, W., BEIERKUHNEIN, C. (2010): Plant species and growth form richness along altitudinal gradients in the southwest Ethiopian highlands. *Journal of Vegetation Science* **21**: 617-626.
- DORAN, N., BALMER, J., DRIESSEN, M., BASHFORD, R., GROVE, S.J., RICHARDSON, A.M.M., GRIGGS, J., ZIEGLER, D. (2003): Moving with the times: baseline data to gauge future shifts in vegetation and invertebrate altitudinal assemblages due to environmental change. *Organisms, Diversity and Evolution* **3**: 127-149.
- ERSCHBAMER, B., MALLAUN, M., UNTERLUGGAUER, P. (2006): Plant diversity along altitudinal gradients in the Southern and Central Alps of South Tyrol and Trentino (Italy). *Gredleriana* **6**: 47-68.
- FISHER, M.A., FULÉ, P.Z. (2004): Changes in forest vegetation and arbuscular mycorrhizae along a steep elevation gradient in Arizona. *Forest Ecology and Management* **200**: 293-311.
- FLEISHMAN, E., AUSTIN, G.T., WEISS, A.D. (1998): An empirical test of Rapoport's rule: elevational gradients in montane butterfly communities. *Ecology* **79**: 2482-2493.
- FRAHM, J.P. (1990): The altitudinal zonation of bryophytes on Mt Kinabalu. *Nova Hedwigia* **51**: 121-132.
- FRAHM, J.P., GRADSTEIN, S.R. (1991): An altitudinal zonation of tropical rain forests using bryophytes. *J. Biogeography* **18**: 669-678.
- GALLOWAY, J.N., COWLING, E.B. (2002): Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio* **31**: 64-71.
- GLORIA: Global Observation Research Initiative in Alpine Environments. <http://www.gloria.ac.at> (01-26-2010)
- GRABHERR, G., GOTTFRIED, M., PAULI, H. (1994): Climate effects on mountain plants. *Nature* **369**: 448.
- GRABHERR, G., GOTTFRIED, M., PAULI, H. (2000): GLORIA: A Global Observation Research Initiative in Alpine Environments. *Mountain Research and Development* **20**: 190-192.
- GRYTNES, J.A. (2003): Species-richness patterns of vascular plants along seven altitudinal transects in Norway. *Ecography* **26**: 291-300.
- GRYTNES, J.A., VETAAS, O.R. (2002): Species Richness and Altitude: A Comparison between Null Models and Interpolated Plant Species Richness along the Himalayan Altitudinal Gradient, Nepal. *The American Naturalist* **159**: 294-304.
- GRYTNES, J.A., HEEGAARD, E., IHLEN, P.G. (2006): Species richness of vascular plants, bryophytes, and lichens along an altitudinal gradient in western Norway. *Acta oecologica* **29**: 241-246.
- GORELICK, R. (2008): Species Richness and the Analytic Geometry of Latitudinal and Altitudinal Gradients. *Acta Biotheor.* **56**: 197-203.
- HAUSDORF, B. (2006): Latitudinal and altitudinal diversity patterns and Rapoport effects in north-west European land snails and their causes. *Biological Journal of the Linnean Society* **87**: 309-323.
- HEMP, A. (2002): Ecology of the pteridophytes on the southern slopes of Mt Kilimanjaro – I. Altitudinal distribution. *Plant Ecology* **159**: 211-239.
- HEMP, A. (2005): Climate change-driven forest fires marginalize the impact of ice cap wasting on Kilimanjaro. *Global Change Biology* **11**: 1013-1023.
- HOFER, H.R. (1992): Veränderungen in der Vegetation von 14 Gipfeln des Berninagebietes zwischen 1905 und 1985. *Ber. Geob. Inst. ETH Stiftung Rübel* **58**: 39-54.
- IBISCA (2008): IBISCA-Queensland Predicting and assessing the impacts of climate change on biodiversity. Progress Report; Nathan
- IPCC (2007): Climate change 2007: The physical science basis Summary for policymakers – <http://www.ipcc.ch>
- JARAMILLO-VILLA, U., MALDONADO-OCAMPO, J.A., ESCOBAR, F. (2010): Altitudinal variation in fish assemblage diversity in streams of the central Andes of Colombia. *Journal of Fish Biology* **76**: 2401-2417.
- JENSEN, R.A., MADSEN, J., O'CONNEL, M., WISZ, M.S., TOMMERVIK, H., MEHLUM, F. (2008): Prediction of the distribution of Arctic-nesting pink-footed geese under a warmer climate scenario. *Global Change Biology* **14**: 1-10.
- KELLY, A.E., GOULDEN, M.L. (2008): Rapid shifts in plant distribution with recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **105**: 11823-11826.
- KESSLER, M. (2001): Patterns of diversity and range size of selected plant groups along an elevational transect in the Bolivian Andes. *Biodiversity and Conservation* **10**: 1897-1921.
- KESSLER, M. (2009): The impact of population processes on patterns of species richness: Lessons from elevational gradients. *Basic and applied Ecology* **10**: 295-299.

- KLUGE, J., KESSLER, M., DUNN, R. (2006): What drives elevational patterns of diversity? A test of geometric constraints, climate and species pool effects for pteridophytes on an elevational gradient in Costa Rica. *Global Ecol. Biogeogr* **15**: 358-371.
- KÖLLING, C., KNOKE, T., SCHALL, P., AMMER, C. (2009): Überlegungen zum Risiko des Fichtenanbaus in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels – Cultivation of Norway spruce (*Picea abies* (L) Karst) in Germany: Considerations on risk against the background of climate change (in German with English abstract). *Forstarchiv* **80**: 42-54.
- KÖRNER, C. (1999): *Alpine Plant Life*. Springer, Berlin Heidelberg New York
- KÖRNER, C. (2000): Why are there global gradients in species richness? Mountains might hold the answer. *Tree* **15**: 513-514.
- KÖRNER, C. (2007): The use of 'altitude' in ecological research. *Trends in Ecology and Evolution* **22**: 569-574.
- KRASHEVS'KA, V. (2008): Diversity and community structure of testate amoebae (Protista) in tropical montane rain forests of southern Ecuador: Altitudinal gradient, aboveground habitats and nutrient limitation. Doctoral thesis, Darmstadt: 90 pp.
- KREFT, H., KÖSTER, N., KÜPER, W., NIEDER, J., BARTHLOTT, W. (2004): Diversity and biogeography of vascular epiphytes in Western Amazonia, Yasuni, Ecuador. *J. Biogeogr.* **31**: 1463-1476.
- KUDERNATSCH, T., FISCHER, A., BERNHARD-RÖRMERMANN, M., ABS, C. (2008): Short-term effects of temperate enhancement on growth and reproduction of alpine grassland species. *Basic and Applied Ecology* **9**: 263-274.
- KÜPER, W., KREFT, H., NIEDER, J., KÖSTER, N., BARTHLOTT, W. (2004): Large-scale diversity patterns of vascular epiphytes in Neotropical montane rain forests. *J. Biogeogr.* **31**: 1477-1487.
- LENOIR, J., GÉGOUT, J.C., MARQUET, P.A., DE RUFFRAY, P., BRISSE, H. (2008): A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* **320**: 1768-1771.
- LOMOLINO, M.V. (2001): Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography* **10**: 3-13.
- LOVETT, J.C., MARSHALL, A.R., CARR, J. (2006): Changes in tropical forest vegetation along an altitudinal gradient in the Udzungwa Mountains National Park, Tanzania. *Afr. J. Ecol.* **44**: 478-490.
- MALHI, Y., SILMAN, M., SALINAS, N., BUSH, M., MEIR, P., SAATCHI, S. (2010): Introduction: Elevation gradients in the tropics: laboratories for ecosystem ecology and global change research. *Global Change Biology* **16**: 3171-3175.
- MCCAIN, C.M. (2005): Elevational gradients in diversity of small mammals. *Ecology* **86**: 366-372.
- MCCAIN, C.M. (2007): Could temperature and water availability drive elevational species richness patterns? A global case study for bats. *Global Ecology and Biogeography* **16**: 1-13.
- MCCAIN, C.M. (2009): Global analysis of bird elevational diversity. *Global Ecology and Biogeography* **18**: 346-360.
- MILLA R., GIMÉNEZ-BENAVIDES L., ESCUDERO A., REICH P.B. (2008): Intra- and interspecific performance in growth and reproduction increase with altitude: a case study with two *Saxifraga* species from northern Spain. *Functional Ecology* **22**: 1-8.
- MOSCOL OLIVERA, M.C., CLEEF, A.M. (2009): A phytosociological study of the Páramo along two altitudinal transects in El Carchi province, northern Ecuador. *Phytocoenologia* **39**: 79-107.
- MÜLLER, J., BÄSSLER, C., STRÄTZ, C., KLÖCKING, B., BRANDL, R. (2009): Molluscs and climate warming in a low mountain range National Park. *Malacologia* **51**: 89-109.
- NAGAIKE, T. (2010): Effects of altitudinal gradient on species composition of naturally regenerated trees in *Larix kaempferi* plantations in central Japan. *J. For. Res.* **15**: 65-70.
- NOGUÉS-BRAVO, D., ARAÚJO, M.B., ROMADAL, T., RAHBEK, C. (2008): Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients. *Nature* **453**: 216-219.
- ODLAND, A., BIRKS, H.J.B. (1999): The altitudinal gradient of vascular plant richness in Aurland; western Norway. *Ecography* **22**: 548-566.
- OJEDA, R.A., STADLER, J., BRANDL, R. (2003): Diversity of mammals in the tropical-temperate Neotropics: hotspots on a regional scale. *Biodiversity and Conservation* **12**: 1431-1444.
- OLSON, D.M. (1994): The distribution of leaf litter invertebrates along a neotropical altitudinal gradient. *Journal of Tropical Ecology* **10**: 129-150.
- PALACIO, S., MONTSERRAT-MARTÍ, G. (2006): Comparison of the bud morphology and shoot growth dynamics of four species of Mediterranean subshrub growing along an altitudinal gradient. *Botanical Journal of the Linnean Society* **151**: 527-539.
- PARRIS, B.S., BEAMAN, R.S., BEAMAN, J.H. (1992): *The Plants of Mount Kinabalu I. Ferns and Fern Allies* Kew. Royal Botanic Gardens, Kew
- PARMESAN, C. (2006): Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *The Annual Review of Ecology; Evolution, and Systematics* **37**: 637-660.
- PAROLO, G., ROSSI, G. (2008): Upward migration of vascular plants following a climate warming trend in the Alps. *Basic and Applied Ecology* **9**: 100-107.
- PATTERSON, B.D., STOTZ, D.F., SOLARI, S., FITZPATRICK, J.W., PACHECO, V. (1998): Contrasting patterns of elevational zonation for birds and mammals in the Andes of southeastern Peru. *Journal of Biogeography* **25**: 593-607.
- PAULI, H., GOTTFRIED, M., REITER, K., KLETTNER, C., GRABHERR, G. (2007): Signals of range expansions and contractions of vascular plants in the high Alps: observations (1994-2004) at the GLORIA master site Schrankogel; Tyrol; Austria. *Global Change Biology* **13**: 147-156.
- PENUELAS, J., BOADA, M. (2003): A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* **9**: 131-140.
- RAHBEK, C. (1995): The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? *Ecography* **18**: 200-205.
- RAMOS-JILIBERTO, R., DOMÍNGUEZ, D., ESPINOZA, C., LÓPEZ, G., VALDOVINOS, F.S., BUSTAMANTE, R.O., MEDEL, R. (2010): Topological change of Andean plant-pollinator networks along an altitudinal gradient. *Ecological Complexity* **7**: 86-90.
- ROJAS, C., STEPHENSON, S.L. (2008): Myxomycete ecology along an elevation gradient on Cocos Island, Costa Rica. *Fungal Diversity* **29**: 117-127.
- ROWE, R.J. (2009): Environmental and geometric drivers of small mammal diversity along elevational gradients in Utah. *Ecography* **32**: 411-422.
- SALA, O.E., CHAPIN, F.S., ARMESTO, J.J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L.F., JACKSON, R.B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D.M., MOONEY, H.A., OESTERHELD, M., POFF, N.L., SYKES, M.T., WALKER, B.H., WALKER, M., WALL, D.H. (2000): Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**: 1770-1774.
- SANDERS, N.J. (2002): Elevational gradients in ant species richness: area, geometry, and Rapoport's rule. *Ecography* **25**: 25-32.

- SANG, W. (2009): Plant diversity patterns and their relationships with soil and climatic factors along an altitudinal gradient in the middle Tianshan Mountain area, Xianjiang, China. *Ecol. Res.* **24**: 303-314.
- SANTOS, N.D., COSTA, D.P. (2010): Altitudinal zonation of liverworts in the Atlantic Forest, Southeastern Brazil. *The Bryologist* **113**: 631-645.
- SCHMIDL, J., CORBARA, B. (2005): IBISCA - Artenvielfalt der Boden- und Baumkronen-Arthropoden in einem tropischen Regenwald (San Lorenzo NP, Panama). *Entomologische Zeitschrift* **115**: 104-107.
- SCHOLES, R., VAN BREMEN, N. (1997): The effects of global change on tropical ecosystems. *Geoderma* **79**: 9-24.
- SCHREINER, S.M., COX, S.B., WILLIG, M., MITTELBACH, G.G., OSENBERG, C., KASPARI, M. (2000): Species richness, species-area curves and Simpson's paradox. *Evolutionary Ecology Research* **2**: 791-802.
- SHIMONO, A., ZHOU, H., SHEN, H., HIROTA, M., OHTSUKA, T., TANG, Y. (2010): Patterns of plant diversity at high altitudes on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Journal of Plant Ecology* **3**: 1-7.
- STROKELAND, J.N., SIPPOLA, A.L. (2004): Monitoring protocol for wood-inhabiting fungi in the Alberta Biodiversity Monitoring Program, Integrated Resource Management Alberta Research Council, Vegreville: 58 pp.
- SUTHERLAND, W.J. and 42 other Authors (2009): One hundred questions of importance to the conservation of global biological diversity. *Conservation Biology* **23**: 557-567.
- SVENNING, J.C., KERR, J., RAHBECK, C. (2009): Predicting future shifts in species diversity. *Ecography* **32**: 3-4.
- THOMAS, C.D., CAMERON, A., GREEN, R.E., BAKKENES, M., BEAUMONT, L.J., COLLINGHAM, Y.J., ERASMUS, B.F.N., DE SIQUEIRA, M.F., GRAINGER, A., HANNAH, L., HUNTLEY, B., VAN JAARSVELD, A.S., MIDGLEY, G.F., MILES, L., ORTEGA-HUERTA, M.A., PETERSON, A.T., PHILLIPS, O.L., WILLIAMS, S.E. (2004): Extinction risk from climate change. *Nature* **427**: 145-148.
- THULLER, W. (2007): Climate change and the ecologist. *Nature* **448**: 550-552.
- VETAAS, O.R., GRYTNES, J.A. (2002): Distribution of vascular plant species richness and endemic richness along the Himalayan elevation gradient in Nepal. *Global Ecology and Biogeography* **11**: 291-301.
- WANG, Z., TANG, Z., FANG, J. (2007): Altitudinal patterns of seed plant richness in the Gaolingong Mountains, south-east Tibet, China. *Diversity Distrib* **13**: 845-854.
- WALTHER, G.R., POST, E., CONVEY, P., MENZEL, A., PARMESAN, C., BEEBEE, T., FROMENTIN, J.M., HOEGH-GULDBERG, O., BAIRLEIN, F. (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* **416**: 369-395.
- WALTHER, G.R., BERGER, S., SYKES, M.T. (2005): An ecological "footprint" of climate change. *Proceedings of the Royal Society* **272**: 1427-1432.
- WATKINS, J.E. JR, CARDELÚS, C., COLWELL, R.K., MORAN, R.C. (2006): Species richness and distribution of ferns along an elevational gradient in Costa Rica. *American Journal of Botany* **93**: 73-83.
- WIDDEN, P. (1987): Fungal communities in soils along an elevation gradient in northern England. *Mycologia* **79**: 298-309.
- WILSON, R.D., TRUEMAN, W.H., WILLIAMS, S.E., YEATES, D.K. (2007): Altitudinally restricted communities of Schizophoran flies in Queensland's Wet Tropics: vulnerability to climate change. *Biodivers Conserv* **16**: 3163-3177.
- WOLF, J.H.D. (1993): Diversity patterns and biomass of epiphytic bryophytes and lichens along an altitudinal gradient in the northern Andes. *Ann Missouri Bot. Gard.* **80**: 928-960.
- ZHANG, Q.M., WANG, D.X., FISCHER, A. (2011): Vegetation recording in forests: comparison of the Chinese and European approaches. *Arch. Biol. Sci.* **63**: 469-476.

submitted: 11.05.2011
 reviewed: 14.06.2011
 accepted: 04.07.2011

Addresses of authors:

Prof. Dr. Anton Fischer
 Geobotany, Center of Life and Food Sciences
 Technische Universität München
 Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, D 85354 Freising
 Email: a.fischer@wzw.tum.de

Markus Blaschke
 Bavarian State Institute of Forestry
 Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, D 85354 Freising

Dr. Claus Bässler
 Bavarian Forest National Park
 Freyunger Str. 2, D - 94481 Grafenau

Appendix / Anhang

Tab. 1: Overview of the altitudinal gradient studies mentioned in this review.

Tab. 1: Übersicht der Höhengradient-Analysen in dieser Studie.

Author	Region	Elevation m a.s.l.	Taxa	Method	Plot-Design	Number of species
ALBERT et al. (2010)	French Alps	1200–3000	plants	functional traits		16
ALTSHULER (2006)	Andes, Peru and Colorado Rockies, USA	400–3860 1875–2900	hummingbirds	time formal observations, video filmed	8 field sites in Peru, 2 in Colorado	29
AXMACHER et al. (2004)	Mt. Kilimanjaro (Tanzania)	1650–3300	geometrid moths	Manually sampling at a UV-emitting light trap	26 plots with homogeneous vegetation of 400 m ² at 9 elevation levels	188
BÄSSLER et al. (2008), MÜLLER (2009)	Bavarian Forest NP, Germany	650–1420	25 investigated taxa	manually sampling and different kind of traps	293 sampling plots (180 flight interception traps, 36 light traps malaise traps, 180 pitfall traps)	n. d.
BEHERA & KUSHWAHA (2007)	Eastern Himalaya	200–2000	tree	measurement on quadrates	80 plots of 20 x 20 m	336
BHATTARAI et al. (2004)	Himalaya (Nepal)	100–4800	ferns	review of literature	n. d.	293
BHATTARAI et al. (2004)	Himalaya, Nepal	100–4800	ferns	literature survey	n. d.	200
CHAWLA, A. et al. (2008)	Bhabha Valley, Western Himalaya (India)		higher plants	vegetation sampling	n. d.	313
CHEITRI et al. (2010)	Eastern Himalaya, India	300–4800	reptiles	visual encounter survey (VES)	7 elevation zones	42
CIAMPOROVÁ-ZAT'OVICOVÁ et al. (2010)	High Tatra	1725–2157	littoral benthic macro invertebrates	modified Hess sampler	3 lakes	60
DESALEGN & BEIERKUHNEIN (2010)	Southwest Ethiopian highlands	1000–3546	vascular plants	vegetation sampling	74 plots	475
DORAN et al. (2003)	Tasmania, Australia	70–1300	vascular plants and invertebrate	vegetation sampling and traps	4 transects with 24 plots and 240 subplots	155 plants
ERSCHBAMER et al. (2006)	South Tyrol and Trentino, Italy	2199–2893, 2180–3287	vascular plants	vegetation sampling	Two areas with 4 sites of 4 plots 3 x 3 m ² and subplots of 0.1 x 0.1 m ²	198 and 137
FISHER & FULÉ (2004)	San Franzisko Peaks, Arizona	2442–3569	understory vegetation and arbuscular mycorrhizae	vegetation sampling	121 Plots 50 x 20 m ²	200 understory plants
FLEISHMAN et al. (1998)	Great Basin, Nevada	1900–3275	butterflies	walking transects	105 elevational bands	40

Author	Region	Elevation m a. s. l.	Taxa	Method	Plot-Design	Number of species
GRYTNES (2003)	Norway	0–543 0–504 300–1461 0–1271 450–1952 360–2060 600–1666	vascular plants	vegetation sampling	7 transects with each 38–48 plots 5 x 5 m	n. d.
GRYTNES & VETAAS (2002)	Himalaya (Nepal)	60–6400	vascular plants	review of literature	n. d.	4928
GRYTNES et al. (2006)	Western Norway	310–1135	vascular plants, bryo- phytes and lichens	vegetation sampling	42 plots 5 x 5 m ²	n. d.
HAUSDORF (2006)	Austria and Switzerland	115–3798; 195–4634	land snails	review of literature	n. d.	222 and 197
HEMP (2002)	Mt. Kilimanjaro, Tanzania	760–4400	ferns	Plotless sampling	n. d.	140
IBISCA (2008)	Lamington NP, Australia	300–1100	Vegetation (vascular plants, ferns and bryo- phytes) and invertebrate	vegetation sampling and different traps	20 sites with up to 9 traps	140 Lepi- doptera, 229 Cole- optera
JACOBSEN & JACOBSEN (1989)	Southern Africa	0–3482	ferns	literature survey	n. d.	296
JACOBSEN & JACOBSEN (1989)	East Africa, Rwanda- Burundi-Kivu	700–4507	ferns	literature survey	n. d.	254
JACOBSEN & JACOBSEN (1989)	East Africa, Kenya Uplands	0–5195	ferns	literature survey	n. d.	219
JARAMILLO- VILLA et al. (2010)	Central Anden of Columbia	258–2242	freshwater fish	sampling with electro fishing	32 streams	62
KESSLER (2001)	Bolivian Andes	220–3950	Acanthaceae, Araceae, Bromeliaceae, Melasto- mataceae, Palmae and Pteridophyta	204 plots of 400 m ²	23, 57, 51, 180, 25 and 493	
KESSLER (2001)	Carrasco National- park, Bolivia	200–3950	ferns	vegetation sampling	Plots 20 x 20 m ²	493
KLUGE et al. (2006)	Carrillo NP, Costa Rica	100–3400	ferns (Pteridophytes)	vegetation sampling	156 plots 20 x 20 m ²	484
KRASHEVS'KA (2008)	Andes, Southern Ecuador	1000–3000	Testate amoe- bae (Protista)	Litter and soil samples	3 areas at 1000, 2000 and 3000 m of ca. 150 m ² and 6 samplings	166 (135 in soil and 115 epiphytic)
KREFT et al. (2004)	Western Amazonia, Ecuador	230	vascular epiphytes	compare field data with inventories	16 published inventories and representatively sampling of 650 ha	313

Author	Region	Elevation m a. s. l.	Taxa	Method	Plot-Design	Number of species
KÜPER et al. (2004)	Ecuadorian Andes	30–3150	vascular epiphytes	review of literature	11 studies and to catalogue	4026
LELLINGER (1985)	Panamá	0–3250	ferns	literature survey		687
LOVETT et al. (2006)	Udzungwa Mountains, Tanzania	470–1700	woody vegetation	vegetation sampling	6 plots 100 x 25 m with 4 subplots 25 x 25 m and 78 variable-area plots with 20 trees	204
MCCAIN (2005)	global	n. d.	small mammals	global meta-analysis	data from 56 elevational gradients	n. d.
MCCAIN (2007)	global	n. d.	bats	global meta-analysis	data from 27 elevational gradients	n. d.
MCCAIN (2009)	global	n. d.	birds	global meta-analysis	data from 190 elevational gradients	n. d.
MILLA et al. (2008)	northern Spain	100–1872	Saxifraga	leaf traits	6 study sites 100 x 25 m and 78 Points of 20 trees	2
MÜLLER et al. (2009)	Bavarian Forest NP, Germany	651–1420	land snails	pitfall traps and hand collection	111 plots 1000 m ²	46
NAGAIKE (2010)	Central Japan, Mt Kushigata	1300–2000	woody vegetation	vegetation sampling	59 plantations and 26 natural forests 10 x 10m	45 in natural forests and 65 in plantations
NOGUÉS-BRAVO et al. (2008)	Pyrenean, France and Spain	400–3100	vascular plants, bryophytes and lichens	review of literature		3046
ODLAND & BIRKS (1999)	Western Norway	0–1764	vascular plants	Floristic inventories and literature data	18 altitudinal 100 m bands	444
OLSON (1994)	Western Panama	300–2020	leaf litter invertebrates	litter sifting and test tube pitfall traps	8 transects of 180 m elevation	718
PALACIO & MONTSERRAT-MARTÍ (2006)	North-east of Spain	340–1380	subshrubs	morphology and shoot growth	4 plots	4
PARRIS et al. (1992)	Mt. Kinabulu, Borneo	400–4000	ferns	Literature and herbarium survey	613	
PAULI et al. (2007)	Schrankogel, Tyrol, Austria	2912–3457	vascular plants	vegetation sampling	362 plots 1 x 1 m with repeated recording after 10 years	54 and 56
RAMOS-JILIBERTO et al. (2010)	Central Chile	1800–3600	Plant-pollinator networks	review of literature and record of insect visitation on flowers	4 plots	45–88 plants and 31–110 insects
ROJAS & STEPHENSON (2008)	Cocos Island, Costa Rica	5–575	Myxomycete	Moist chamber cultures and field collection	6 study sites	41

Author	Region	Elevation m a. s. l.	Taxa	Method	Plot-Design	Number of species
ROWE (2009)	Utah, USA	1564–4118 1540–3440 1571–3448 1482–3449	small mammals	multiple trap types and review of literature	73 sites	37
SANDERS (2002)	Colorado, Utah and Nevada, USA	150–4400	ant	review of literature	n. d.	226
SANG (2009)	Tianshan Mountain, Xinjiang, China	450–3400	vascular plants	vegetation sampling	87 plots 20 x 20 m with four subplots	341
SANTOS & COSTA (2010)	Southeastern Brazil	100–2300	liverworts	vegetation sampling and literature data	6 areas	736
SHIMONO et al. (2010)	Qinghai-Tibetan Plateau	3200–5200	vascular epiphytes	vegetation sampling	23 study sites	191
VETAAS & GRYTNES (2002)	Himalaya (Nepal)	1000–5000	vascular plants	review of literature	n. d.	4928
WANG et al. (2007)	Gaoligong Mountain, Tibet	215–5791	seed plants	review of literature	n. d.	4156
WATKINS et al. (2006)	La Selva Volcán, Costa Rica	30–3000	ferns (epi- phytic and terrestrial)	vegetation sampling	six study sites with four transects 100 x 2 m	264
WIDDEN (1987)	Northern England	350–880	microfungi	soil survey	6 plots 2 x 2 m	34
WILSON et al. (2007)	Queensland, Australia	100–1200	Schizophoran flies	malaise traps	6 sites with 3 traps each	203
WOLF (1993)	Northern Andes, Columbia	1000–4130	epiphytic bryo- phytes and lichens	canopy trees	15 sites with 59 conopy trees	473 (108 mosses, 187 liver- worts, 178 lichens)

Impact of the admixture of European beech (*Fagus sylvatica* L.) on plant species diversity and naturalness of conifer stands in Lower Saxony

Auswirkungen der Einbringung von Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf die Artendiversität und Naturnähe von Nadelholzbeständen in Niedersachsen

Sabine Budde, Wolfgang Schmidt and Martin Weckesser

Abstract

The promotion and extension of continuous cover mixed stands with a simultaneous reduction of conifer-monocultures play a major role in current silvicultural practices in Central Europe. It is assumed that the admixture of the natural dominant beech (*Fagus sylvatica*) in pure non site-specific conifer stands automatically indicates better conditions in terms of nature conservation and forest management. To test this hypothesis three different conifer-beech-comparisons of pure and mixed stands in Lower Saxony are studied, analysing plant species diversity and naturalness of understorey vegetation as one important indicator for the ecological status of forests. Each comparison includes pure coniferous stands (*Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Pseudotsuga menziesii*), mixed coniferous-beech-stands, and pure beech stands on similar acidic mineral soils where the potential natural vegetation will be an oligotrophic beech forest (*Luzulo-Fagetum*). The age of stands varies between 50 and 150 years. To specify tree species influence on site conditions and vegetation, the study also includes light climate and soil data of the stands.

It is observed that, with regard to all comparisons, the admixture of beech reduces plant species diversity but increases naturalness of the stands. The intensity of beech admixture effects differs. While in Scots pine stands the impact of admixed beech is very noticeable, with the mixed stands being nearly identical with pure beech stands, the species change in Douglas-fir and Norway spruce stands proceeds more slowly.

Assuming that the status in nature conservation and forest management is improving with increasing plant species diversity and increasing naturalness, the results of this study show a contrary development on a stand scale, as the potential natural vegetation of the *Luzulo-Fagetum* is in its self very species poor on vascular plants.

Keywords: Understorey vegetation, *Luzulo-Fagetum*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Pseudotsuga menziesii*, humus accumulation, light, pH-value, nature conservation

Zusammenfassung

Die Förderung und Ausweitung von Mischwäldern bei gleichzeitiger Reduktion reiner Nadelholz-Bestände spielt aktuell eine große Rolle im mitteleuropäischen Waldbau. Gemeinhin wird angenommen, dass die Beimischung der standortsgemäßen

Buche (*Fagus sylvatica*) in standortsfremden Nadelholz-Monokulturen die Bedingungen im Sinne des Naturschutzes und der Forstwirtschaft verbessert. Diese Hypothese wird auf der Grundlage von drei unterschiedlichen Nadelholz-Buchen-Versuchsreihen geprüft. Im Mittelpunkt steht dabei die Bodenvegetation als wichtiger und sensibler Indikator für den ökologischen Zustand von Wäldern. Jede Versuchsreihe umfasst reine Nadelholz-Bestände (*Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Pseudotsuga menziesii*), Nadelholz-Buchen-Mischbestände und reine Buchen-Bestände auf sauren Mineralböden, auf denen von Natur aus nährstoffarme Buchenwälder (*Luzulo-Fagetum*) vorherrschen würden. Das Alter der Bestände variiert zwischen 50 und 150 Jahren. Schwerpunkte der Analyse sind die Artenvielfalt und Naturnähe der Bodenvegetation. Um den Einfluss der Baumarten auf den Standort und die Vegetation zu bewerten, werden die Licht- und Bodenverhältnisse der Bestände charakterisiert.

Es zeigt sich, dass mit der Beimischung der Buche in allen Versuchsreihen die Pflanzenartenvielfalt abnimmt und die Naturnähe zunimmt. Unterschiedlich ist dabei die Intensität der Veränderungen. Zwischen den Kiefern-Buchen-Mischbeständen und den Kiefern-Reinbeständen bestehen sehr deutliche Unterschiede im Aufbau der Bodenvegetation, so dass die Mischbestände den Buchen-Reinbeständen bereits sehr ähnlich sind. In den Douglasien- und Fichten-Versuchsreihen vollzieht sich der Artenwechsel vergleichsweise unauffällig und kontinuierlich. Wenn man davon ausgeht, dass der naturschutzfachliche und waldbauliche Status sich sowohl mit zunehmender Phytodiversität als auch bei zunehmender Naturnähe verbessert, so zeigen diese Ergebnisse auf Bestandesebene eine gegenläufige Entwicklung, da das in der Region der potenziell natürlichen Vegetation entsprechende *Luzulo-Fagetum* von Natur aus sehr artenarm an Gefäßpflanzen ist.

Schlüsselwörter: Bodenvegetation, *Luzulo-Fagetum*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Pseudotsuga menziesii*, Humusakkumulation, Licht, pH-Wert, Naturschutz

1 Introduction

In the 19th century in many parts of Central Europe there was widespread reforestation on degraded soils with non-autochthonous coniferous tree species, such as Scots pine (*Pinus sylvestris*) or Norway spruce (*Picea abies*). These species were favoured because they were easy to establish and to manage, and because these fast growing species appeared to provide a solution to significant timber shortage at this time (SPIECKER 2003). Driven by a similar motivation for fast growing and high yielding timber crops, non-native

Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) has also been introduced into many parts of Central Europe more recently (KOWARIK 2010, KOWNATZKI et al. 2011).

Today the use of these fast growing monocultures is still very common, but it is intensely debated because of their potential instability and their negative impacts on biodiversity (SPIECKER 2003). A high level of biodiversity is thought to increase ecosystem stability, at least with respect to the diversity of overstorey tree species (SCHÜTZ 2001, SCHERER-LORENZEN et al. 2005, RÖHRIG et al. 2006, BARBIER et al. 2008, PAQUETTE & MESSIER 2011). Large-scale conversion of the existing even-aged coniferous stands into continuous cover mixed stands is recognised as a solution to improve forest ecosystem stability and biodiversity. The main broadleaved tree species used in many forest conversions at present is European beech (*Fagus sylvatica*), which is one of the dominant native tree species of Central European forests (BOHN & NEUHÄUSL 2000/2003).

Many studies have found unfavourable effects of conifer plantations on vegetation, humus, soil etc. when compared to pure broadleaf stands (Norway spruce: ZERBE 1994, HÜTTL & SCHAFF 1995; Douglas-fir: KNOERZER et al. 1996, MARQUES & RANGER 1997; Scots pine: ZERBE et al. 2000, AUGUSTO et al. 2002). Fewer studies have explicitly considered how conifer-broadleaf mixtures influence biodiversity or site conditions (Spruce/beech: LÜCKE & SCHMIDT 1997, MATTHES 1998, LEITL 2002, GÄRTNER 2003, ENGELHARD & REIF 2004, GRODZIŃSKA et al. 2004, SCHMIDT et al. 2004; Douglas-fir/beech: VOR & SCHMIDT 2006; Pine/beech: SCHMIDT et al. 2004, VOR & SCHMIDT 2006, DENNER & SCHMIDT 2008). The main objective of these studies is often the analysis of biodiversity. The discussion of the results in context with naturalness or ecosystem functions is mostly lacking.

It is assumed that stands of native forest trees automatically entail a higher naturalness of the associated biotic communities (FRITZ 2006, REIF & WALENTOWSKI 2008). However, at least regarding understorey vegetation of managed mixed forests, this assumption is lacking scientific proof. Our study compares plant species composition, species diversity, and occurrence of forest species of pure coniferous, mixed coniferous-beech, and pure beech stands in Lower Saxony, based on two similar studies by WECKESSER (2003) and BUDDE (2006). To enable a better understanding for the underlying mechanisms, light, humus morphology, and soil acidity are also compared. The aim of this study is to find answers to the following questions:

1. Are plant species diversity and naturalness influenced by the admixture of beech to coniferous plantations?
2. Does a site factor change by the admixture of beech to coniferous stands which then might explain a change in understorey vegetation?

The results and discussion will show how these ecological interactions are influenced by the admixture of beech in coniferous stands and, whether they are as favourable as assumed in terms of silviculture and nature conservation.

2 Material and methods

2.1 Research area

The study sites are located in two separate areas of Lower Saxony (north-western Germany). These are within the Solling Mountains and the Pleistocene regions of Lower Saxony. The Solling Mountains belong to the mountain ranges of southern

Lower Saxony (forest growth zone "Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland", GAUER & ALDINGER 2005) and rise to 528 m above sea level. The research area is characterized by a humid, sub-montane to montane climate (latitude: 51°40' N–51°50' N, longitude: 9°26' E–9°44' E, elevation: 300–450 m NN, annual precipitation: 915–1,030 mm, mean annual temperature: 7.3–7.8°C, GAUER & ALDINGER 2005). The parent rock of the Solling plateau is red sandstone covered with loess. Therefore the main soil type is an acid silty loam cambisol (FAO classification) with a high content of aluminium but a good water supply (WECKESSER 2003, with further details and maps of the research area and investigated stands).

Investigations in the Pleistocene regions cover a much wider geographic range, including three different forest growth zones. The northernmost part is the coastal area of Lower Saxony (forest growth zone "Niedersächsischer Küstenraum", latitude: 53°24' N–53°29' N, longitude: 9°00' E–9°20' E, elevation: 0–75 m NN, annual precipitation: 715–840 mm, mean annual temperature: 8.4–9.0°C, GAUER & ALDINGER 2005). Following a climatic gradient from the Atlantic northwest to the more sub-continental affected southeast, the west-central lowlands of Lower Saxony (forest growth zone "Mittelwestniedersächsisches Tiefland", latitude: 52°33' N–53°18' N, longitude: 8°30' E–9°40' E, elevation: 75–150 m NN, annual precipitation: 650–810 mm, mean annual temperature: 8.5–9.3°C, GAUER & ALDINGER 2005) have a slightly lower annual precipitation and a higher mean annual temperature. Finally, at the end of the climatic gradient the eastern lowlands of Lower Saxony (forest growth zone "Ostniedersächsisches Tiefland", latitude: 52°39' N–53°28' N, longitude: 9°45' E–10°40' E, elevation: 30–170 m NN, annual precipitation: 560–810 mm, mean annual temperature: 8.1–9.1°C, GAUER & ALDINGER 2005) are situated. The entire Pleistocene region is formed by glacial sedimentary deposits resulting in sandy soils partly covered with loess. The main soil type is the fresh sandy podsol-cambisol (FAO classification) with low base saturation and not influenced by a high groundwater table (BUDDE 2006, also with further details and maps of the research area and investigated stands).

The potential natural vegetation in both regions would be the *Luzulo-Fagetum* (GERLACH 1970, HEINKEN 1995, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). In the Middle Ages the latest natural beech forests have been largely replaced by arable fields and meadows on more fertile soils, and by heathlands and pastures on less fertile soils. Remaining forests have been grazed and managed for the production of fuel wood and charcoal. Around 200–250 yrs. ago the devastated areas were converted into large monocultures of conifer (GERLACH 1970, KREMSEMER 1990). While Scots pine is at least considered native in a few parts of the lowlands (HESMER & SCHROEDER 1963, HEINKEN 1995), Norway spruce is not in regard to the Solling Mountains (FIRBAS 1952, SCHMIDT-VOGT 1987). Present-day forest stands are still dominated by these conifer species. Scots pine covers 27–45 % of the total forest area in the three investigated growth zones of the lowlands, while in the Solling Mountains Norway spruce occupies approximately 60 % of the forested area (GAUER & ALDINGER 2005). Since the Second World War there is a tremendous increase in planting of exotic Douglas-fir mainly caused by decreasing prices of Douglas-fir seeds and saplings (KOWNATZKI et al. 2011). Current forest planning allots up to 10 % of the forest area for long-term Douglas-fir silviculture in Lower Saxony, mainly in mixture (KLEINSCHMIT 1991, KOWARIK 2010).

2.2 Sampling methods and analysis

In both study areas pure coniferous and beech stands were compared with mixed stands. One study delivers vegetation data on Norway spruce with beech in the Solling Mountains (WECKESSER 2003), the other on Douglas-fir with beech, and Scots pine with beech in the Pleistocene lowlands (BUDDE 2006). To enable a better comparison within the two studies, 20 plots (400 m²) of each stand type (Solling Mountains: pure spruce, pure beech, spruce/beech mixture, Lowlands: pure pine, pure Douglas-fir, pure beech, pine/beech mixture, Douglas-fir/beech mixture) have been selected for this analysis. Criteria for the selection of stands included stand age (> 50 and < 150 years), canopy cover of > 50 % and, in mixed stands, the proportions of the beech-conifer mixture was restricted to a coverage of at least 40 % coverage for either tree species. The wide range of stand age is due to the fact, that some tree species, like Douglas-fir, reach high productivity and maturity more early than other. Furthermore, many of the Douglas-fir stands have been established not before the Second World War (KOWNATZKI et al. 2011). To minimize influence of stand age on results, chosen stands should be more or less in their optimum of tree layer coverage and wood productivity. All plots were situated in managed forests, but no management activities took place in the last three years prior to the start of field research.

Vegetation was assessed within the 400 m² plots in tree (≥ 5 m height), shrub (woody plants: 0.5–5 m height), herb (woody plants: < 0.5 m, all ferns, grasses, herbs), and moss layer at the peak of the vegetation period (June, July). Visual estimates of the percentage cover of each of the species present were recorded in each of these different strata (DIERSCHKE 1994). The nomenclature for vascular plants followed WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) and for the bryophytes KOPERSKI et al. (2000).

Alpha-diversity was calculated for each study plot including all species in the herb and moss layers. Degree of naturalness was assessed by species occurring only in the herb layer using a method developed by SCHMIDT et al. (2003): this method provides an affinity value for every species for different forest habitats. The relative proportions of these so-called forest species as well as the non-forest species in each plot is used as an indicator of naturalness. Facilities and limits of this approach are discussed by SCHMIDT et al. (2004) and SCHMIDT & SCHMIDT (2007).

Any differences in vegetation species composition between study plots were calculated and visualized by Detrended Correspondence Analysis (DCA) with Pc Ord (McCUNE & MEFFORD 1999). Additionally, two different indices were applied to illustrate vegetation similarity between pure and mixed stands: For a qualitative approach the SØRENSEN coefficient (SØRENSEN 1948, cited by DIERSCHKE 1994), based on the

presence-absence relationship between the number of species of two stand types and the total number of species. For quantitative purposes the percent similarity index was used (CZEKANOWSKI 1909, cited by GOODALL 1973), based on constancy (number of relevés within one stand type in which a given species occurs, DIERSCHKE 1994). Both DCA and similarity indices include all species of the herb and moss layer.

The relative irradiance was measured on homogeneously clouded days directly above the herb layer with PAR sensors (type Licor S190). 36 (lowlands) and 40 (Solling) measurements per plot (each lasting two seconds) have been related to continuous data recorded at a reference outside the forest (HEINKEN 1995). For measuring the thickness and soil acidity of the humus layer 12 soil samples (25x25 cm by using a metal frame) were taken per plot. In the lowland plots humus samples were separated into O_L (organic litter layer) and O_F/O_H (decomposing organic layer) horizons while in the Solling plots the humus layer was not separated. For pH analysis in KCl, all 12 fresh samples of each plot were combined to form a mixed sample.

Because the investigated stands appeared to be very diverse and heterogeneous, tests for a normal distribution of the data failed. Accordingly, the non-parametric Kruskal-Wallis test was applied for the comparison between the forest types. The level of significance was set at $p \leq 0.05$. Statistical analyses were done using STATISTICA 6.1 (STATSOFT, Inc. 2004).

3 Results

3.1 Vegetation structure and diversity

Results are always shown in separate comparisons according to the three coniferous tree species. Concerning percentage cover of vegetation layers (Tab. 1) all three comparisons coincide more or less in their results. Highest coverages of tree layer are found in the pure beech stands, accompanied by low coverages of ground vegetation. In pure conifer stands the relations are vice-versa (exception: herb layer of Norway spruce stands).

Within the Douglas-fir and Scots pine comparisons an evident influence of admixture of beech to coniferous species exists. Percentage covers of bryophytes and herbs show an obvious depression in mixed stands that do not differ significantly from pure beech forests. In contrast to this, the coverage of the moss layer in mixed stands of spruce and beech is as high as in pure spruce stands.

In each of the three types of pure coniferous stands, a higher species diversity of herbs and mosses was found than in pure beech forests (Fig. 1). Nevertheless, admixture of beech to coniferous species does not necessarily have a negative influence on plant species diversity as mean species numbers

	Tree layer (%)			Shrub layer (%)			Herb layer (%)			Moss layer (%)						
	Mean	±SE	(Median)	Mean	±SE	(Median)	Mean	±SE	(Median)	Mean	±SE	(Median)				
Douglas-fir																
Douglas fir	77,8	2,2	(77,5)	a	1,1	0,5	(0,1)	a	31,0	6,7	(23,8)	a	30,5	5,0	(22,5)	a
Mixed	89,8	2,4	(91,3)	b	0,8	0,3	(0,1)	a	6,6	2,1	(1,7)	b	1,9	0,9	(0,2)	b
Beech	94,4	1,5	(96,3)	b	0,2	0,1	(0,0)	a	15,6	6,8	(0,3)	b	0,2	0,0	(0,1)	b
Norway spruce																
Spruce	72,5	1,0	(73,8)	a	0,0	0,0	(0,0)	a	8,3	1,7	(4,8)	a	7,9	1,3	(5,1)	a
Mixed	77,5	1,4	(75,6)	a	1,3	0,5	(0,0)	a	16,5	3,3	(13,0)	a	5,9	1,0	(5,0)	a
Beech	85,5	1,4	(87,5)	b	0,1	0,0	(0,0)	a	11,1	2,8	(8,4)	a	0,5	0,1	(0,3)	b
Scots pine																
Pine	58,0	1,2	(57,5)	a	4,9	1,9	(2,0)	a	96,1	1,0	(97,5)	a	72,0	5,3	(78,8)	a
Mixed	94,0	1,4	(96,3)	b	0,6	0,3	(0,0)	b	7,0	3,1	(0,3)	b	0,7	0,3	(0,1)	b
Beech	94,4	1,5	(96,3)	b	0,2	0,1	(0,0)	b	15,6	6,8	(0,3)	b	0,2	0,0	(0,1)	b

Tab. 1: Coverage of vegetation layers ($n = 20$, plot size = 400 m²). Means that do not share the same letter differ significantly (Kruskal-Wallis test, $p < 0.05$).

Tab. 1: Deckungsgrade der Vegetationsschichten ($n = 20$, Aufnahme-fläche = 400 m²). Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Mittelwerten (Kruskal-Wallis-Test $p < 0.05$).

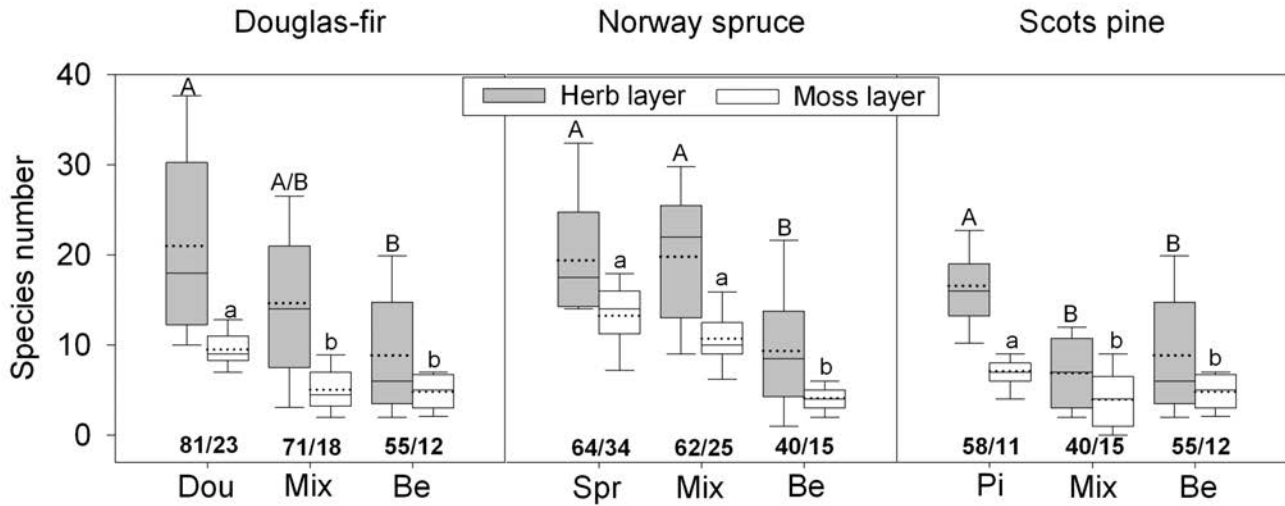


Fig. 1: Species number per plot (400 m², n = 20) for herb and moss layer, including all species. The solid line indicates median, the dotted line mean value, n = 20. Figures below the box plots show cumulative species richness in each stand type. Means that do not share the same letter differ significantly (Kruskal-Wallis test, p < 0.05).

Abb. 1: Zahl der Arten in der Kraut- und Moosschicht pro Aufnahme­fläche (400 m², n = 20). Die durchgezogene Linie bezeichnet den Median und die gepunktete den Mittelwert. Die Ziffern unterhalb der Boxplots geben die kumulative Artenvielfalt für jeden Bestandestyp wieder. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Kruskal-Wallis-Test, p < 0.05).

in mixed stands of beech and spruce (20 herbs, 13 mosses) do not differ significantly from numbers found in pure spruce stands (19 herbs, 11 mosses). In contrast to this, species diversity in mixed forests of pine and beech (7 herbs, 5 mosses) is as low as in pure beech stands (9 herbs, 5 mosses). Furthermore, in mixed stands of Douglas-fir and beech the herb layer diversity (15) has an intermediate position between the pure stands (Douglas-fir 21, beech 9) whereas the number of moss species is as low as in the pure beech stands.

Cumulative species richness in each stand type (Fig. 1) corroborates these findings. While mixed stands of spruce and beech, with a total of 62 herbs show a similar diversity to pure spruce stands (64) concerning the herb layer, mixed stands of Douglas-fir and beech have an intermediate position (both herb with 71 species and moss layer with 18 species). As for the Scots pine comparison mixed stands even present the lowest diversity in the herb layer (40).

3.2 Naturalness

For comparison of biological diversity, which is one of the main aims of nature conservation, it is important not only to determine α -diversity for the different stand types, but it is rather necessary to differentiate between plants that are typical for a certain habitat and which are not. Following the “list of vascular forest plant species” of SCHMIDT et al. (2003) in the Lowlands (Douglas-Fir, Scots pine) over 50 % of the species in the herb layer are plants growing predominantly in forests, summarized as “Category 1” (Fig. 2). As for the Solling sites (Norway spruce) ratios of forest plants (Cat. 1) and plants which are not predominantly linked to forest (Cat. 2) are just the other way around. Not even the beech stands in the Solling Mountains reach a percentage of 40 % forest plants.

If the comparisons are viewed with respect to the influence of beech on coniferous stands, there is always an increasing percentage of typical forest plants with the admixture of beech. In relation to Norway spruce and Scots pine, this beech effect is much clearer than in Douglas-fir, whereas the shifting in the

Scots pine stands is mainly a result of a changing proportion of regenerating tree species. On the other hand, it must be taken into consideration that according to the absolute number of species (Fig. 2) both categories show decreasing trends from pure conifer to pure beech stands, simply because species diversity is decreasing in general (see previous chapter).

3.3 Similarity

In the Douglas-fir and Norway spruce comparisons, composition of vegetation in mixed stands has a greater similarity with coniferous stands than with beech stands (Tab. 2). However, mixed stands with pine and beech have a greater affinity towards pure beech stands than towards pure pine stands. Similarity is actually lowest between mixed stands and pure pine stands. This suggests an absolute dominance effect of beech trees in the mixed stands.

Tab. 2: Similarity coefficients based on presence-absence (SØRENSEN-index, calculated following DIERSCHKE 1994) or constancy (percent similarity-index, calculated following DIERSCHKE 1994) of all species of the herb and moss layer within each stand type.

Tab. 2: Ähnlichkeitskoeffizienten (SØRENSEN-Index: Vorkommen/Nicht-vorkommen; Percent similarity-Index: Vorkommen mit Berücksichtigung der Stetigkeit, jeweils unter Anwendung der Formeln bei DIERSCHKE 1994) unter Einschluss aller Arten der Kraut- und Moosschicht innerhalb eines Bestandestyps.

Douglas-fir		Norway spruce		Scots pine		
Sørensen						
	Be	Mix		Be	Mix	
Mix	66.7		Mix	60.6	Mix	60.7
Dou	69.0	72.5	Spr	58.6	Pi	60.3
				72.4		53.2
Percent similarity						
	Be	Mix		Be	Mix	
Mix	66.6		Mix	55.1	Mix	60.8
Dou	53.2	66.9	Spr	47.1	Pi	42.1
				74.9		38.3

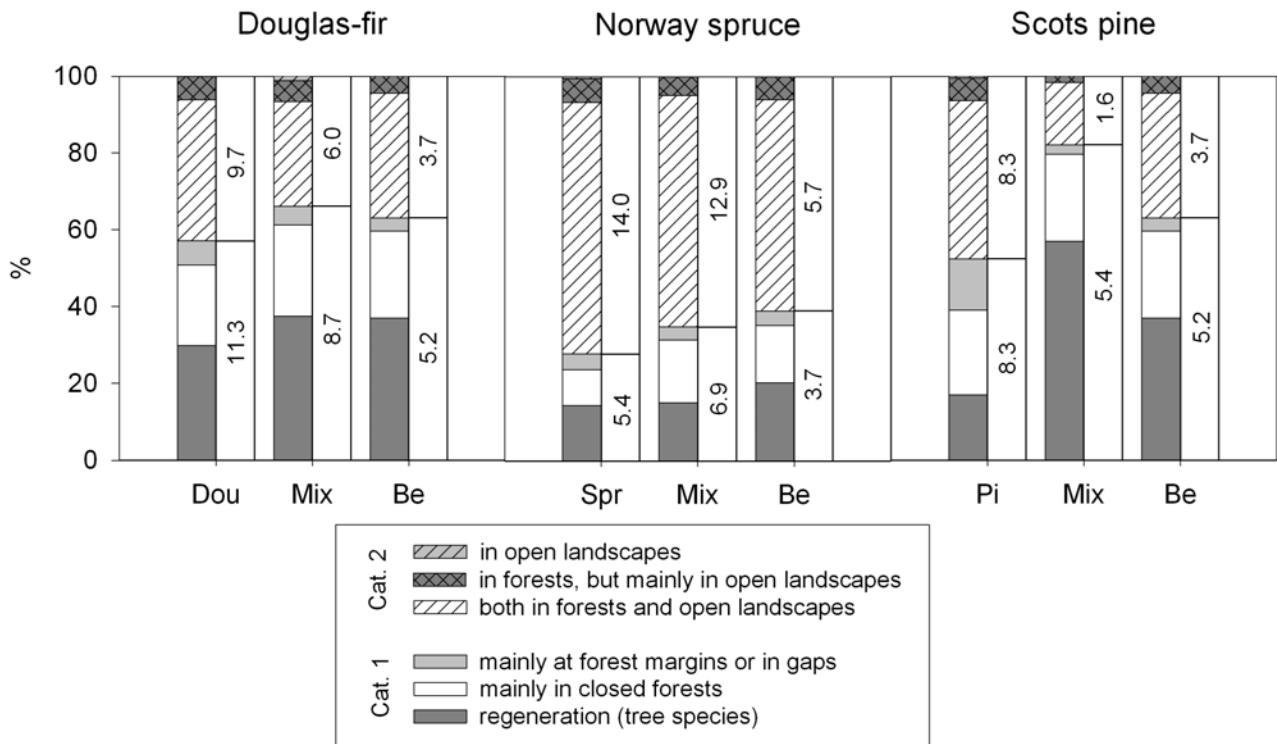


Fig. 2: Percentages of forest plants (herb layer, all species) based on means of qualitative analysis of vegetation relevés ($n = 20$, plot size = 400 m²). Figures beside the bars show mean absolute numbers of species per plot relating to categories 1 and 2.

Abb. 2: Qualitatives Waldartenspektrum der Krautschicht in den verschiedenen Bestandestypen ($n = 20$, Flächengröße 400 m²). Die Ziffern neben den Balken geben die mittleren Artenzahlen pro Fläche für die Kategorien 1 und 2 wieder.

The qualitative interpretation with SØRENSEN (1948, cited by DIERSCHKE 1994) as well as the percent similarity index (CZEKANOWSKI 1909, cited by GOODALL 1973) generally indicate high similarities between the stand types, nearly always more than 50 %. Luzulo-Fagetum could therefore be understood to form the potential natural vegetation even in most of the studied pure coniferous stands. Differences between both indices occur when pure beech stands are considered. For all three comparisons they show about the same similarity towards the mixed stands and towards the pure coniferous stands in terms of the SØRENSEN coefficient. When the frequency of species occurrence in the stand types is included (percent similarity index) similarity towards mixed stands is clearly higher than towards pure coniferous stands, especially concerning the pine stands.

If coverage of species is considered, similarity of stand types shows a quite distinct pattern referring to the ordination diagram (Fig. 3). The first axis (eigenvalue 0.34 and length of gradient 2.98) separates corresponding pure beech stands from pure coniferous stands, with the mixed stands always showing an intermediate position.

Beech and pine stands show the greatest distance in regard to species composition. Most differentiating species in the herb layer, serving as main variables for the first axis, are *Fagus sylvatica* with a strong positive correlation ($r = 0.62$) and *Deschampsia flexuosa* ($r = -0.76$) or *Vaccinium myrtillus* ($r = -0.73$) with a negative correlation. All differentiating species with a negative correlation have a high frequency and coverage in the pure pine stands (Tab. 3 Appendix). Table 3 also shows that within the comparison of pure coniferous stand – mixed stand – pure beech stand a qualitative change of the species pool does not take place. Almost all plant species occurring

in pure beech stands are also found in the mixed and pure coniferous stands enriched by species typical to coniferous forests (e.g. *Vaccinium myrtillus*, *Trientalis europaea*, *Dicranum scoparium*) and forest gaps (e.g. *Epilobium angustifolium*, *Rubus spec.*).

Another influencing factor which is worked out by the ordination is the site dependency. The second axis (eigenvalue 0.23 and length of gradient 2.56) clearly differentiates the stands from the Solling region from those in the lowland region. But also a more compact arrangement is visible within the Solling stands, which points at more homogenous stands compared to the Lowland stands. This may be a matter of tree species (Norway spruce), but it is more likely that this effect is caused by the different geographic extent of the two study sites.

3.4 Light climate, humus accumulation and soil acidity

The main environmental variables affecting vegetation are light and soil. In order to reduce soil variables, only the humus accumulation and pH-values of the organic layer are analysed as the most representative factors.

In all of the three comparisons relative irradiance measured on the forest floor was very low in beech stands (2.1 % and 2.8 %) and differs significantly from pure conifer stands (Fig. 4). Within the conifer stand types, maximum irradiance values are found in the pine stands, presenting a mean value of 25.3 %. For the mixed stands a strong impact of beech on the light climate is obvious in the admixture with Douglas-fir as well as with pine. With relative irradiance values of 3.5 % (Douglas-fir-beech) and 2.1 % (Scots pine-beech) they do not show significant differences to the pure beech forests. In contrast to this, relative irradiance in mixed stands of spruce

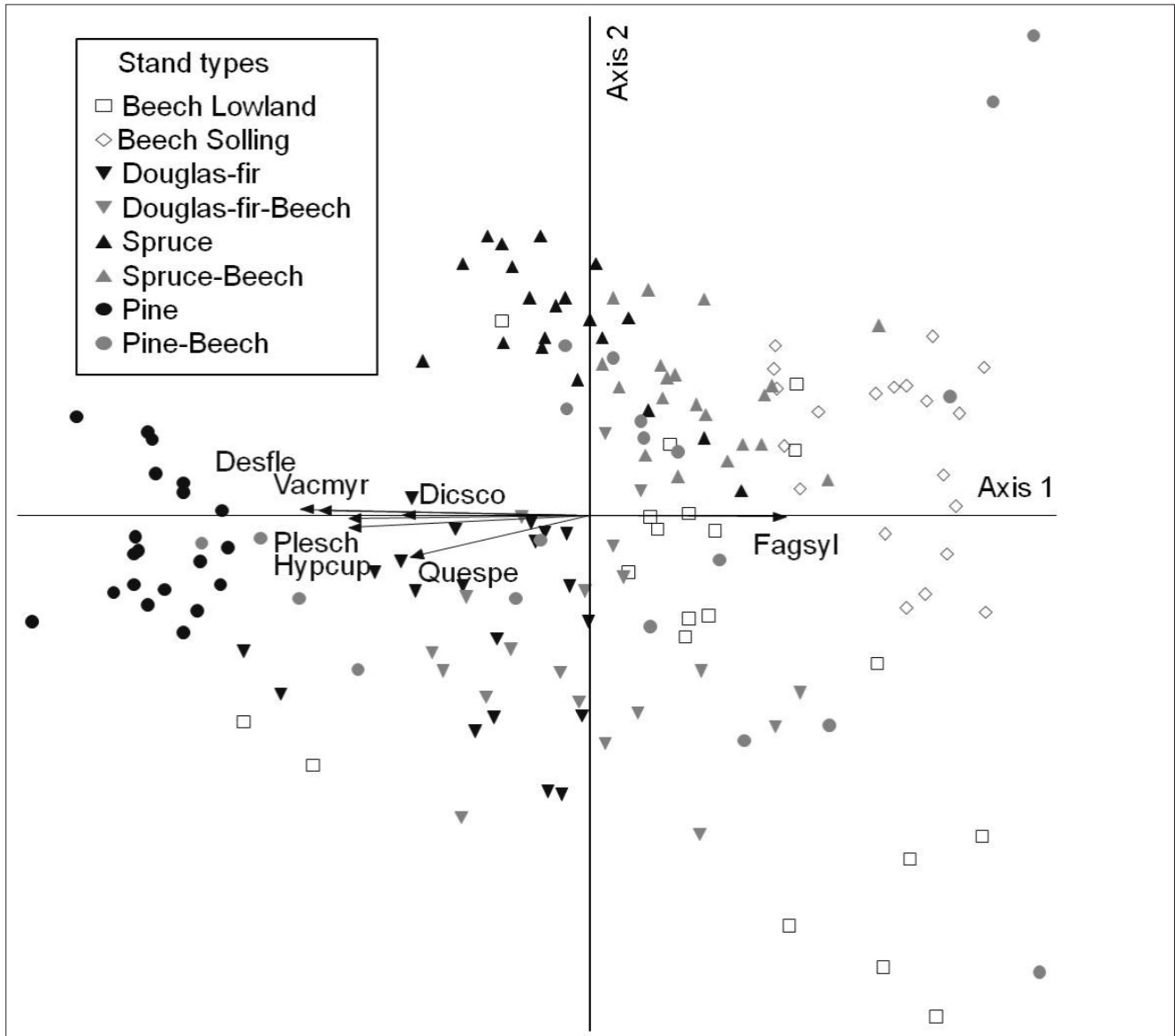


Fig. 3: Ordination diagram based on DCA of plots (plot size = 400 m²) in different stand types. Cover of species was squareroot-transformed. Arrows indicate the most important species according to a Pearson correlation coefficient $r \geq 0.60$. Desfle: *Deschampsia flexuosa*, Dicsco: *Dicranum scoparium*, Fagsyl: *Fagus sylvatica*, Hypcup: *Hypnum cupressiforme* (includes *H. jutlandicum* in the lowlands), Quespe: *Quercus spec.*, Plesch: *Pleurozium schreberi*, Vacmyr: *Vaccinium myrtillus*.

Abb. 3: DCA-Ordinationsdiagramm der Aufnahmen (Aufnahmefläche 400 m²) in den verschiedenen Bestandestypen. Der Deckungsgrad wurde einer Wurzeltransformation unterzogen. Pfeile zeigen die wichtigsten Arten mit einem Pearson-Korrelationskoeffizienten $r \geq 0.60$. Desfle: *Deschampsia flexuosa*, Dicsco: *Dicranum scoparium*, Fagsyl: *Fagus sylvatica*, Hypcup: *Hypnum cupressiforme* (im Tiefland einschließlich *H. jutlandicum*), Quespe: *Quercus spec.*, Plesch: *Pleurozium schreberi*, Vacmyr: *Vaccinium myrtillus*.

and beech (5.9 %) does not differ significantly from the values measured in the pure spruce stands (5.6 %).

In each of the three comparisons, the humus layer is thickest in the mixed stands (Fig. 4). In the Douglas-fir comparison, the lowest humus accumulation is found in the conifer stands, whereas in the Norway spruce comparison, humus accumulation is at its lowest in the pure beech stands. Within the Scots pine comparison, pure stands do not differ from each other. Generally, humus accumulation in the Solling Mountains does not exceed a depth of 6 cm, whereas all plots in the lowlands are at least 5 cm deep (pure Douglas-fir) and in most stand types about 8 cm. With a depth of nearly 12 cm, the mixed stands of Scots pine and beech have the greatest accumulation of all the stands.

Compared to pure beech forests, the three pure conifer stand types are generally characterized by lower pH values in the humus layer (Fig. 4). pH-values in the Solling Mountains are generally lower, on average 3.0 in the pure spruce stands, up to 3.7 in the pure beech stands. In the lowlands, beech stands show pH-values of nearly 4 (O_F/O_H -horizon) and at least 3.6 in the conifer stands. Mixed stands, especially with spruce and Douglas-fir, show a greater affinity with pure conifer stands than with beech stands. In the O_L -horizon a considerable influence of the beech litter on soil acidity can be shown only for the mixed stands with Scots pine, as pH-values do not differ from those measured in pure beech plots. In the O_F/O_H -horizon this effect is not obvious.

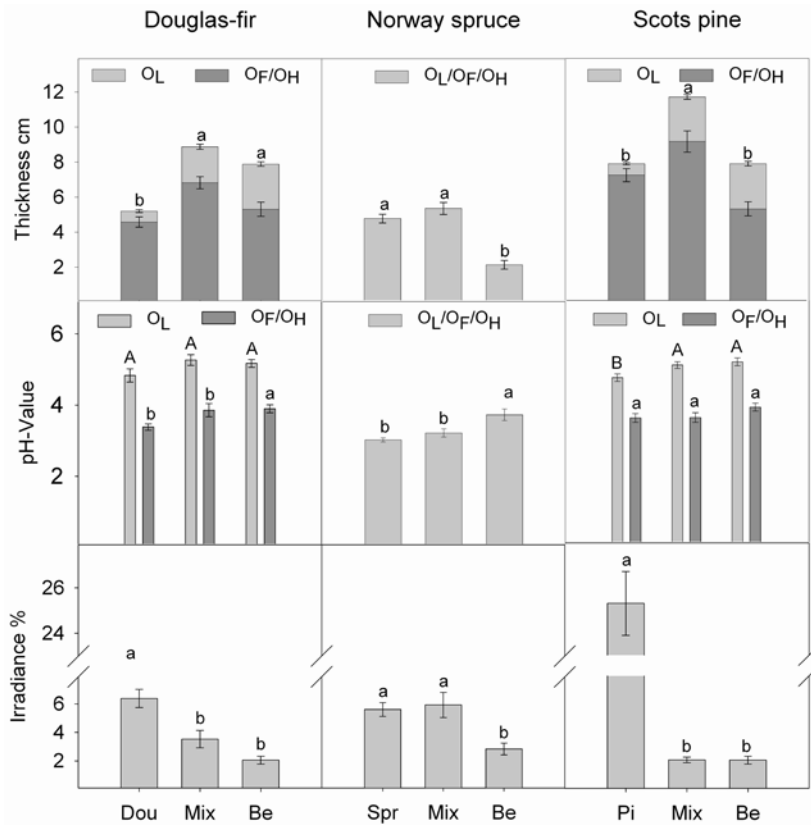


Fig. 4: Thickness and pH-value (KCl) of the litter layer (O_L), decomposed humus layer (O_F/O_H), and relative irradiance for the herb layer. $n = 20$ except for the Solling site (soil data: Spr 13, Mix 8, Be 16, irradiance: Spr 13, Mix 14, Be 16) and irradiance in the lowlands (Dou 11, Dou-Be 11, Be 9, Pi 9, Pi-Be 14), plot size = 400 m²; means that do not share the same letter differ significantly (Kruskal-Wallis test, $p < 0.05$).

Abb. 4: Mächtigkeit und pH-Wert (KCl) der Humusaufgabe (unzeretzte Streuschicht O_L), zersetzte Humusaufgabe (O_F/O_H) und relativer Lichtgenuss der Krautschicht. $n = 20$ mit Ausnahme: Fi 13, Fi-Bu 8, Bu 16, Licht: Fi 13, Fi-Bu 14, Bu 16) und der Lichtdaten im Flachland (Dgl 11, Dgl-Bu 11, Bu 9, Kie 9, Kie-Bu 14), Flächengröße 400 m². Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0.05$).

4 Discussion

Questions about the improvement of the status for nature conservation and forestry by admixture of beech in coniferous stands are, strictly speaking, questions about how ecological interactions meet the aims of silviculture or nature conservation. Both agree on fundamental assumptions concerning the preservation of biological diversity and increasing naturalness of forests. Although the connection between diversity and ecosystem functions is not yet known in detail (SCHULZE & MOONEY 1993, LOREAU et al. 2002, SCHERER-LORENZEN et al. 2005, LEUSCHNER et al. 2009), it is a commonly held opinion, that biodiversity increases ecosystem stability (SUKOPP & TREPL 1987, FÜHRER 2000, SCHMIDT 2006, PAQUETTE & MESSIER 2011). Changes in forest tree species composition and structure inevitably lead to changes in the biodiversity of forest-dwelling species. A meta-analysis by PAILLAT et al. (2010) shows that diversity of some taxa is more affected by forest management than others. Our study only highlights one component, the understorey vegetation with vascular plants and soil-dwelling bryophytes, well aware that results may be different if including species like epiphytic lichens, fungi, birds or insects.

4.1 Diversity and naturalness

The results generally show a decreasing species diversity from conifer stands towards beech stands. Clear gradients of diversity, in comparable Scots pine admixtures, are also found by SCHMIDT et al. (2004) or VOR & SCHMIDT (2006). Comparisons of the diversity of Douglas-fir stands with mixed stands or beech stands are rare and results are varying depending on the research area and site conditions. While studies from ZERBE (1999) in the Spessart Mountains coincide with the present results, KNOERZER & REIF (1996) observed the opposite in the Black Forest. Both studies only compared pure stands of Douglas-fir with beech. VOR & SCHMIDT (2006),

who compared pure Douglas-fir with mixed stands, found no significant differences concerning diversity. As for the Norway spruce comparison, the influence of beech on diversity is often not considerable until the beech fraction is clearly dominant (LEITL 2002). Plant species numbers, as well as coverage of vegetation layers, of mixed and pure spruce stands in the Solling Mountains do not differ significantly. Nevertheless, other authors were able to observe clear relationships where mixed stands always have a medium position (LÜCKE & SCHMIDT 1997, MATTHES 1998, ENGELHARD & REIF 2004, SCHMIDT et al. 2004, BARBIER et al. 2008).

As far as naturalness of herb layer is concerned, in Douglas-fir and Scots pine comparisons the highest percentage of typical forest plants is reached in the mixed stands. Only the Norway spruce comparison shows a continuous relative increase of typical forest species from pure spruce over mixed up to pure beech stands. LÜCKE & SCHMIDT (1997), LEITL (2002), GÄRTNER (2003) and SCHMIDT et al. (2004) also found in their vegetation studies an increasing naturalness with increasing beech fraction. But, similarly to the results of the present study, LÜCKE & SCHMIDT (1997) point out that the absolute number of forest species is decreasing with an increasing beech fraction. Based on the potential occurrence of plant species in close-to-nature beech forests SCHMIDT et al. (2004) also confirm a continuous increase of naturalness with the conversion of Scots pine stands into beech stands.

The claim for both more diversity and more naturalness often means a conflict on a local scale in regions where one would expect the *Luzulo-Fagetum* to be the potential natural vegetation. These forests show very low numbers of plant species in general and therefore, diversity increases due to enrichment or conversion with non site-specific tree species. Relationships between increasing number of plant species and anthropogenic influence have been noticed by

several authors. WECKESSER (2003) and FRITZ (2006) describe increased species diversity of artificial coniferous forests as a direct effect of human impact. The studies of DETSCH (1999), OHEIMB et al. (1999), SCHMIDT (1999, 2005), WESTPHAL (2001) and SCHMIDT & SCHMIDT (2007) as well as a meta-analysis on European forests (PAILLET et al. 2010) document higher vascular plant species diversity in managed forests compared with unmanaged forests.

Diversity does not necessarily mean naturalness, depending very much on the spatial scale used (ANDERS & HOFMANN 1997, STANDOVÁR et al. 2006). Hence FRITZ (2006) points out, that for the postulation of more diversity it is important to observe a wider area than only one stand. At the landscape level, the conflict between diversity and naturalness recovers because of different stand types. At least concerning the gamma-diversity of this study, defined as cumulative species richness per stand type, naturalness and diversity remain contrary. To mix different stand types with a clearly distinct naturalness may not be convincing in this context.

With regard to higher naturalness, it is important to differentiate between natural and artificial diversity (DIERSSEN & KIEHL 2000, SCHMIDT et al. 2003). Therefore mixed forests should be promoted first of all to their natural habitats, e. g. the transition zone between broadleaves and conifers in mountainous areas. Furthermore, mixed forests are also important regarding the uncertainty of future climate trends and the long-term perspective which is necessary for stand conversion. Considering economical aspects, LÜPKE & SPELLMANN (1999) highlight the positive impact of beech on pure spruce stands, because beech is less sensitive to environmental disturbances and therefore reduces economic risks. Even so, an absolute exclusion of spruce would result in noticeable profit cuts because of the higher productivity of spruce (PRETZSCH & SCHÜTZE 2005).

4.2 Similarity and site conditions

While plant species diversity and naturalness show more or less consistent trends for all three comparisons, with a decreasing diversity and an increasing naturalness due to admixture of beech, similarity highlights the differences between them. Both the admixture with Douglas-fir and Norway spruce seem to change species composition relatively slowly, with the mixed stands still having a higher similarity towards the pure coniferous than the pure beech stands. For Norway spruce this is confirmed by LEITL (2002) and FRITZ (2006). In contrast, mixed stands with pine and beech are scarcely distinguishable from pure beech stands, which means that Scots pine stands are ecologically more sensitive to conversion with beech. In this regard, SCHMIDT (2007) refers to European beech as an "Ecosystem engineer" because physical and chemical site conditions change strongly by replacing coniferous trees with European beech. However, a qualitative change of the species pool does not take place. Almost all species occurring in pure beech stands are also found in the mixed and pure coniferous stands enriched by typical species of coniferous forests. This could be understood that not only tree species composition itself is an important factor for understorey species composition, but also the homogenous site conditions characterizing the *Luzulo-Fagetum* as potential natural vegetation. AUGUSTO et al. (2003) even found a lower impact from tree species on understorey vegetation in comparison with the impact from site conditions and silvicultural management. In fact there is no consensus about the effect of different tree species on understorey vegetation (LÜCKE & SCHMIDT 1997, EWALD 2000, AUGUSTO et al. 2002, 2003). On the one hand,

every tree species produces typical light conditions which are more or less independent from silvicultural management (MITSCHERLICH 1981, MESSIER et al. 1998, HAGEMEIERS 2002, FRECH 2006, MÖLDER et al. 2008, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). On the other hand, light conditions at stand level are highly influenced by silvicultural impacts, which again may be typical for each tree species. In Lower Saxony, the silviculture follows the guidelines of the LÖWE program (Long term program for ecological-orientated forest management, NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN 2011). This means that harvesting methods do not differ between stand types because trees are always single-tree- or group-selected. Differences therefore can arise due to stand structure, which mainly depends on stand history. Investigated beech stands often have a more differentiated age distribution because they have been naturally regenerated for some decades while conifers were planted and even-aged. Likewise, top soil quality is affected by the tree species, especially acidification through conifer trees (Spruce: ZERBE 1994, HÜTTL & SCHAAF 1995, LÜCKE & SCHMIDT 1997; Douglas-fir: MARQUES & RANGER 1997). Humus accumulation (FISCHER et al. 2002, KAUTZ & TOPP 1998) and C/N-ratio (LÜCKE & SCHMIDT 1997, ZHONG & MAKESCHIN 2004) change as well with the introduction of deciduous trees into conifer stands. Forest management also has been shown to influence soil fertility (AUGUSTO et al. 2002). However, even if the use of harvesting machines is more common in conifer stands than in beech stands, there should not be any difference in soil disturbance because the machines should stay on strictly defined skidding tracks.

The effect of beech introduction on understorey vegetation in pure conifer stands is therefore indirectly measurable in terms of light and soil conditions. Light conditions clearly play a major role, especially concerning coverage of understorey vegetation, e. g. WEISBERG et al. (2003) found a greater influence from light conditions on coverage than on plant species diversity.

5 Conclusion

To address the issue of the improvement of conifer stands through beech, first of all it is important to declare objectives concerning their status for nature conservation and forestry. Assuming that these objectives are promotion or preservation of a natural diversity, measured by the potential natural vegetation of the *Luzulo-Fagetum*, beech clearly has a positive impact on artificial conifer forests. Depending on the conifer tree species, the effects are different. While mixed stands of pine and beech are hardly distinguishable from pure beech stands, in terms of species diversity or vegetation structure, mixed spruce-beech stands show a higher similarity towards pure spruce stands. Douglas-fir-beech stands range in between, with a greater similarity to the pure beech stands.

Acknowledgements

Andrea Bauer, Heiko Rubbert and Andreas Parth were a great help during the fieldwork and the analysis of soil samples and data. Special thanks to Steffi Heinrichs for helpful suggestions that improved the manuscript and to two anonymous reviewers and the editor Michael Manthey for their valuable comments. We are grateful to Ginamarie Lopez and Ruth Gilbert for language correction. This research was supported by the German Science Foundation (DFG, grant number Schm 319/13) and the German Federal Ministry of Education and Research (BMBF).

References

- ANDERS, S., HOFMANN, G. (1997): Vielfalt in der Vegetation von Wäldern und Forsten. Schriftenreihe des BML „Angewandte Wissenschaft“ **465**: 94-108.
- AUGUSTO, L., RANGER, J., BINKLEY, D., ROTHE, A. (2002): Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Ann. For. Sci.* **59**: 233-253.
- AUGUSTO, L., DUPOUEY, J.-L., RANGER, J. (2003): Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. *Ann. For. Sci.* **60**: 823-831.
- BARBIER, S., GOSSELIN, F., BALANDIER, P. (2008): Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – A critical review for temperate and boreal forests. *For. Ecol. Manage.* **254**: 1-15.
- BOHN, U., NEUHÄUSL, R. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas, Maßstab 1 : 2 500 000, Teil 1: Erläuterungstext, Teil 2: Legende, Teil 3: Karten. Landwirtschaftsverlag, Münster: 655 pp.
- BUDE, S. (2006): Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Bodenvegetation im nordwestdeutschen Tiefland. Cuvillier, Göttingen: 111 pp.
- DENNER, M., SCHMIDT, P.A. (2008): Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus von Kiefernforsten zu Buchenmischwäldern in der Dübener Heide auf die Bodenvegetation. *Tuexenia* **28**: 51-84.
- DETSCH, R. (1999): Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt: ein Vergleich ausgewählter waldökologischer Parameter aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern des Hienheimer Forstes (Kelheim, Niederbayern). *Wissenschaft und Technik*, Berlin: 208 pp.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie, Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart: 683 pp.
- ELLENBERG, H., LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1333 pp.
- ENGELHARD, J., REIF, A. (2004): Veränderungen der Bodenvegetation durch Fichtenanbau auf Standorten des Kalkbuchenwaldes. *Waldökologie Online* **1**: 29-56.
- EWALD, J. (2000): The influence of coniferous canopies on understory vegetation and soils in mountain forests of the northern Calcareous Alps. *Appl. Veg. Sci.* **3**: 123-134.
- FIRBAS, F. (1952): Spät- und nacheiszeitliche Geschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Band II: Waldgeschichte der einzelnen Landschaften. Fischer, Jena: 256 pp.
- FISCHER, H., BENS, O., HÜTTL, R.F. (2002): Veränderung von Humusform, -vorrat und -verteilung im Zuge von Waldumbaumaßnahmen im Nordostdeutschen Tiefland. *Forstwiss. Cbl.* **121**: 322-334.
- FRECH, A. (2006): Walddynamik in Mischwäldern des Nationalparks Hainich: Untersuchung der Mechanismen und Prognose der Waldentwicklung. *Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme* **A196**: 120 pp.
- FRITZ, P. (Ed.) (2006): Ökologischer Waldumbau in Deutschland – Fragen, Antworten, Perspektiven. Oekom, München: 351 pp.
- FÜHRER, E. (2000): Forest functions, ecosystem stability and management. *For. Ecol. Manage.* **132**: 29-38.
- GAUER, J., ALDINGER, E. (Hrsg.) (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke – mit Karte 1:1.000.000. Mitt. Ver. forstl. Standortskd. Forstpflanzenzücht. **43**: 324 pp.
- GÄRTNER, S. (2003): Auswirkungen des Waldumbaus auf die Vegetation im Südschwarzwald. Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung **26**: 233 pp.
- GERLACH, A. (1970): Wald- und Forstgesellschaften im Solling. *Schr.reihe Veg.kd.* **5**: 79-98.
- GOODALL, D.W. (1973): Sample similarity and species correlation. In: WHITTAKER, R.H. (Eds.): *Ordination and classification of communities*. *Handbook of Vegetation Science* **5**: 105-156.
- GRODZIŃSKA, K., GODZIK, B., FRACZEK, W., BADEA, O., OSZLANYI, J., POSTELNICU, D., SHPARYK, Y. (2004): Vegetation of selected forest stands and land use in the Carpathian Mountains. *Environmental Pollution* **130**: 17-32.
- HAGEMEIERS, M. (2002): Funktionale Kronenarchitektur mitteleuropäischer Baumarten am Beispiel von Hängebirke, Waldkiefer, Traubeneiche, Hainbuche, Winterlinde und Rotbuche. *Diss. Bot.* **361**: 154 pp.
- HEINKEN, T. (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. *Diss. Bot.* **239**: 311 pp.
- HESMER, H., SCHROEDER, F.-G. (1963): Waldzusammensetzung und Waldbehandlung im Niedersächsischen Tiefland westlich der Weser und in der Münsterschen Bucht bis zum Ende des 18. Jahrhunderts: forstgeschichtlicher Beitrag zur Klärung der natürlichen Holzartenzusammensetzung und ihrer künstlichen Veränderung bis in die frühe Waldbauzeit. *Decheniana (Bonn), Beih.* **11**: 304 pp.
- HÜTTL, R.F., SCHAAF, W. (1995): Nutrient supply of forest soils in relation to management and site history. *Plant and Soil* **168/169**: 31-41.
- KLEINSCHMIT, J. (1991): Prüfung von fremdländischen Baumarten für den forstlichen Anbau – Möglichkeiten und Probleme. *NNA-Berichte* **4**: 48-55.
- KNOERZER, D., KÜHNEL, U., THEODOROPOULOS, K., REIF, A. (1996): Neophytische Gehölze in Wäldern Südwestdeutschlands, bei besonderer Berücksichtigung des Douglasienanbaues. *Beitr. Akademie f. Natur- u. Umweltschutz Bad.-Württ.* **22**: 19-28.
- KNOERZER, D., REIF, A. (1996): Die Naturverjüngung der Douglasie im Bereich des Stadtwaldes von Freiburg. *AFZ* **51**: 1117-1121.
- KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W., GRADSTEIN, S.R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. *Schr.reihe Veg. kd* **34**: 519 pp.
- KOWARIK, I. (2010): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl. Ulmer, Stuttgart: 420 pp.
- KOWNATZKI, D., KRIEBITZSCH, W.-U., BOLTE, A., LIESEBACH, H., SCHMITT, U., ELSASSER, P. (2011): Zum Douglasienanbau in Deutschland – Ökologische, waldbauliche, genetische und holzbiologische Gesichtspunkte des Douglasienanbaus in Deutschland und den angrenzenden Staaten aus naturwissenschaftlicher und gesellschaftspolitischer Sicht. *Landbauforschung Sonderheft* **344**: 67 pp.
- KREMSER, W. (1990): Niedersächsische Forstgeschichte: eine integrierte Kulturgeschichte des nordwestdeutschen Forstwesens. *Rotenburger Schriften, Sonderband* **32**: 965 pp.
- LEITL, R. (2002): Teil 2/2: Bodenvegetation. In: AMMER, U., SCHMIDT, O. (Eds.): *Vergleichende waldökologische Untersuchungen in Naturwaldreservaten (ungenutzten Wäldern) und Wirtschaftswäldern unterschiedlicher Naturnähe (unter Einbeziehung der Douglasie) in Mittelschwaben*. Abschlussbericht des Forschungsvorhabens des BMBF (0339735A) und der bayer. Staatsforstverwaltung (L51): 12 pp.
- LEUSCHNER, C., JUNGKUNST, H.F., FLECK, S. (2009): Functional role of forest diversity: Pros and cons of synthetic stands and across-site comparisons in established forests. *Basic Appl. Ecol.* **10**: 1-9.

- LOREAU, M., NAEEM, S., INCHAUSTI, P. (2002): Biodiversity and Ecosystem Functioning – Synthesis and Perspectives. Oxford University Press, New York: 294 pp.
- LÜCKE, K., SCHMIDT W. (1997): Vegetation und Standortverhältnisse in Buchen-Fichten-Mischbeständen des Sollings. Forstarchiv **68**: 135-142.
- LÜPKE, B. v., SPELLMANN, H. (1999): Aspects of stability, growth and natural regeneration in mixed Norway spruce - beech stands as a basis of silvicultural decisions. In: OLSTHOORN, A.F.M., BARTELINK, H.H., GARDINER, J.J., PRETZSCH, H., HEKHUIS, H.J., FRANC, A. (Eds.): Management of Mixed-Species Forest: Silviculture and Economics. IBN Scient. Contrib. **15**: 245-267.
- MARQUES, R., RANGER, J. (1997): Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) stands on the Beaujolais Mounts (France). 1: Qualitative approach. For. Ecol. Manage. **91**: 255-277.
- MATTHES, U. (1998): Waldökologische Analyse und Bewertung von Umbaumaßnahmen im bayerischen Staatswald als Beitrag für eine naturnahe Forstwirtschaft. Herbert Utz Verlag Wissenschaft, München: 208 pp.
- MCCUNE, B., MEFFORD, M.J. (1999): PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.02 MjM Software. Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- MESSIER, C., PARENT, S., BERGERON Y. (1998): Effects of overstory and understory vegetation on the understory light environment in mixed boreal forests. J. Veg. Sci. **9**: 511-520.
- MITSCHERLICH, G. (1981): Waldklima und Wasserhaushalt. In: MITSCHERLICH, G. (Hrsg.): Wald, Wachstum und Umwelt. Band 2. 2. Aufl., Sauerländer, Frankfurt am Main: 402 pp.
- MÖLDER, A., BERNHARDT-RÖRMERMANN, M., SCHMIDT W. (2008): Herb-layer diversity in deciduous forests: Raised by tree richness or beaten by beech? For. Ecol. Manage. **256**: 272-281.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN (2011): <http://www.landesforsten.de/Vision> und Leitbild (access 2011-02-02).
- OHEIMB, G. v., ELLENBERG, H., HEUVELDOP, J., KRIEBITZSCH, W.U. (1999): Einfluß der Nutzung unterschiedlicher Waldökosysteme auf die Artenvielfalt und -zusammensetzung der Gefäßpflanzen in der Baum-, Strauch- und Krautschicht unter besonderer Berücksichtigung von Aspekten des Naturschutzes und des Verbissdruckes durch Wild. In: SCHOLZ, F., DEGEN, B. (Hrsg.): Wichtige Einflußfaktoren auf die Biodiversität in Wäldern. Mitt. Bundesforsch.anst. Forst- Holzwirtschaft. **195**: 279-450.
- PAILLET, Y., BERGÈS, L., HJÁLTÉN, J., ÓDOR, P., AVON, C., BERNHARDT-RÖRMERMANN, M., BIJLSMA, R.-J., DE BRUN, L., FUHR, M., GRANDIN, U., KANKA, R., LUNDIN, L., LUQUE, S., MAGURA, T., MATEANZ, S., MÉSZÁROS, I., SEBASTIÁ, M.-T., SCHMIDT, W., STANDOVÁR, T., TÓTHMÉRÉSZ, B., UOTILA, A., VALLADARES, F., VELLAK, K., VIRTANEN R. (2010): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. Conservation Biology **24**: 101-112.
- PAQUETTE, A., MESSIER C. (2011): The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. Global Ecol. Biogeogr. **20**: 170-180.
- PRETZSCH, H., SCHÜTZE G. (2005): Crown allometry and growing space efficiency of Norway Spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European Beech (*Fagus sylvatica* L.) in pure and mixed stands. Plant Biology **7**: 628-639.
- REIF, A., WALENTOWSKI, H. (2008): The assessment of naturalness and its role for nature conservation and forestry in Europe. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz **6**: 63-76.
- RÖHRIG, E., BARTSCH, N., v. LÜPKE, B. (2006): Waldbau auf ökologischer Grundlage. 7. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 479 pp.
- SCHERER-LORENZEN, M., KÖRNER, C., SCHULZE, E.-D. (Eds.) (2005): Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems. Ecol. Stud. **176**: 399 pp.
- SCHMIDT, M., EWALD, J., FISCHER, A., OHEIMB, G. v., KRIEBITZSCH, W.-U., SCHMIDT, W., ELLENBERG, H. (2003): Liste der in Deutschland typischen Waldgefäßpflanzen. Mitt. Bundesforsch.anst. Forst- Holzwirtschaft. **212**: 34 pp.
- SCHMIDT, M., OHEIMB, G. v., KRIEBITZSCH, W.-U., ELLENBERG, H. (2004): Liste der Waldgefäßpflanzen Deutschlands – ein Bewertungskriterium für Artenvielfalt im Wald. AFZ/Der Wald **59**: 1276-1279.
- SCHMIDT, M., SCHMIDT W. (2007): Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten. Forstarchiv **78**: 205-214.
- SCHMIDT, P.A., DENNER, M., JÄGER, U.G. (2004): The ground vegetation as indicator of a nature conservation assessment of forest conversion. Sustainable methods and ecological processes of a conversion of pure Norway Spruce and Scots Pine stands into ecologically adapted mixed stands. Forstwiss. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc. **20**: 98-110.
- SCHMIDT, W. (1999): Die Bodenvegetation als Indikator für die biotische Mannigfaltigkeit von Wäldern – Beispiele aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern. Verhandl. Ges. Ökol. **29**: 133-143.
- SCHMIDT, W. (2005): Herb layer species as indicators of biodiversity of managed and unmanaged beech forests. For. Snow Landsc. Res. **79**: 111-125.
- SCHMIDT, W. (2006): Biodiversity and plant productivity in a grassland succession: effects of nutrient levels and disturbance regimes. Pol. Bot. Stud. **22**: 437-448.
- SCHMIDT, W. (2007): Ökologische Folgen des Waldumbaus von Fichtenreinbeständen: Die Buche (*Fagus sylvatica* L.) als „Ökosystemingenieur“? In: NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (Hrsg.): Walddynamik und Waldumbau in den Entwicklungszonen von Nationalparks: 41-53.
- SCHMIDT-VOGT, H. (1987): Die Fichte. Band 2/1: Taxonomie, Verbreitung, Morphologie, Ökologie, Waldgesellschaften. 2. Aufl., Parey, Hamburg, Berlin: 647 pp.
- SCHÜTZ, J.-P. (2001): Der Plenterwald und weitere Formen strukturierter und gemischter Wälder. Parey, Berlin: 207 pp.
- SPIECKER, H. (2003): Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe - temperate zone. J. Environ. Manag. **67**: 55-65.
- STANDOVÁR, T., ÓDOR, P., ASZALÓS, R., GÁLHIDY, L. (2006): Sensitivity of groundlayer vegetation diversity descriptors in indicating forest naturalness. Community Ecology **7**: 199-209.
- SUKOPP, H., TREPL, L. (1987): Extinction and naturalization of plant species as related to ecosystem structure and function. Ecol. Studies **61**: 245-276.
- VOR, T., SCHMIDT, W. (2006): Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Vegetation der Naturwaldreservate „Eselskopf“ (Nordwesteifel) und „Grünberg“ (Pfälzer Wald). Forstarchiv **77**: 169-178.
- WESTPHAL, C. (2001): Theoretische Gedanken und beispielhafte Untersuchungen zur Naturnähe von Wäldern im Staatlichen Forstamt Sellhorn (Naturschutzgebiet Lüneburger Heide). Ber. Forschungszentrum Waldökosyst. **A174**: 189 pp.
- WECKESSER, M. (2003): Die Bodenvegetation von Buchen-Fichten-Mischbeständen im Solling – Struktur, Diversität und Stoffhaushalt. Cuvillier, Göttingen: 157 pp.
- WEISBERG, P.J., HADORN, C., BUGMANN, H. (2003): Predicting understory vegetation cover from overstory attributes in two temperate mountain forests. Forstwiss. Cbl. **122**: 273-286.

- WISSKIRCHEN, R., HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer, Stuttgart: 765 pp.
- WOLFF, B., ERHARD, M., HOLZHAUSEN, M., KUHLOW, T. (2003): Das Klima in den Forstlichen Wuchsgebieten und Wuchsbezirken Deutschlands. Mitt. Bundesforsch.anst. Forst- Holzwirtsch. **211**: 29 pp.
- ZERBE, S. (1999): Die Wald- und Forstgesellschaften des Spesarts mit Vorschlägen zu deren zukünftigen Entwicklung. Mitt. naturwiss. Mus. Aschaffenburg **19**: 3-354.
- ZERBE, S., BRANDE, A., GLADITZ, F. (2000): Kiefer, Eiche und Buche in der Menzer Heide (N-Brandenburg) – Veränderungen der Waldvegetation unter dem Einfluß des Menschen. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg **133**: 45-86.
- ZERBE, S. (1994): Vegetations- und Strukturveränderungen in Fichtenforsten im Vergleich zu Hainsimsen-Buchenwäldern als Ausdruck ökologischer Instabilität. Verhandl. Ges. Ökol. **23**: 191-196.
- ZHONG, Z., MAKESCHIN, F. (2004): Comparison of soil nitrogen dynamics under beech, Norway spruce and Scots pine in central Germany. Eur. J. Forest Res. **123**: 29-37.

submitted: 15.03.2011

reviewed: 19.05.2011

accepted: 25.08.2011

Adresses of authors:

Dr. Sabine Budde (corresponding author)

Email: sbudde@gwdg.de

Prof. Dr. Wolfgang Schmidt

Email: wschmid1@gwdg.de

Dr. Martin Weckesser

Email: martinweckesser@web.de

Georg-August-Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Burckhardt-Institut, Abteilung Waldbau und Waldökologie der Gemäßigten Zonen
Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen

Appendix / Anhang

Tab. 3: Plant species of herb and moss layer (*: *Hypnum cupressiforme* includes *H. jutlandicum* in the lowland stands). Absolute frequency (F) and coverage (C, mean %, $0.0 \leq 0.05$ %), $n = 20$, plot size = 400 m². r = Pearson correlation with the first order axis of the DCA matrix. Only species reaching $r \geq 0.33$ or at least a frequency of ten in one stand type are included.

Tab. 3: Arten der Kraut- und Mooschicht(*: im Tiefland wurden *H. cupressiforme* und *H. jutlandicum* zusammengefasst). Absolute Häufigkeit (F) und Deckungsgrad (C, prozentuales Mittel, $0.0 \leq 0.05$ %), $n = 20$, Aufnahmefläche = 400 m². r = Pearson-Korrelation mit der 1. Achse der DCA-Matrix. Nur Arten mit $r \geq 0.33$ oder einer Häufigkeit von mindestens 10 in einem Bestandestyp wurden berücksichtigt.

	Douglas-fir						Norway spruce						Scots pine						r
	Dou		Mix		Be		Spr		Mix		Be		Pi		Mix		Be		
Herb layer	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	
Predominantly in conifer stands																			
<i>Deschampsia flexuosa</i>	17	0.9	12	0.2	5	1.0	19	2.3	17	3.3	5	0.0	20	43.8	7	0.1	5	1.0	-0.76
<i>Vaccinium myrtillus</i>	19	1.2	8	0.0	-	-	18	1.7	14	0.2	-	-	20	48.8	7	4.0	-	-	-0.73
<i>Dryopteris carthusiana</i>	6	0.0	8	0.0	4	0.0	10	0.0	17	0.0	8	0.0	20	0.8	5	0.0	4	0.0	-0.49
<i>Sorbus aucuparia</i>	19	0.1	15	0.0	6	0.0	20	0.0	20	0.0	8	0.0	15	0.1	11	0.0	6	0.0	-0.48
<i>Dryopteris dilatata</i>	20	12.7	17	2.8	10	0.0	20	1.2	19	0.6	11	0.0	19	1.4	5	0.2	10	0.0	-0.35
<i>Quercus spec.</i>	12	0.0	8	0.0	6	0.0	3	0.0	2	0.0	-	-	19	0.1	10	0.0	6	0.0	-0.60
<i>Rubus idaeus</i>	11	6.6	10	1.1	2	0.0	13	0.0	12	0.5	8	0.6	19	15.2	3	0.0	2	0.0	-0.42
<i>Galium saxatile</i>	7	0.0	3	0.0	-	-	19	0.2	16	0.1	-	-	12	0.5	-	-	-	-	-0.33
<i>Epilobium angustifolium</i>	8	0.0	1	0.0	2	0.0	17	0.1	12	0.0	1	0.0	13	0.0	1	0.0	2	0.0	-0.38
<i>Trientalis europaea</i>	11	0.2	6	0.0	-	-	15	0.1	4	0.0	-	-	16	1.0	1	0.0	-	-	-0.52
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	15	0.1	11	0.0	1	0.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.0	-0.17
<i>Agrostis capillaris</i>	5	0.0	1	0.0	1	0.0	15	0.0	10	0.3	8	0.0	3	0.0	-	-	1	0.0	0.09
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	13	0.1	5	0.0	4	0.0	3	0.0	9	0.1	3	0.0	12	0.5	4	0.0	4	0.0	-0.44
<i>Pinus sylvestris</i>	2	0.0	1	0.0	2	0.0	-	-	-	-	-	-	10	0.0	-	-	2	0.0	-0.51
<i>Calluna vulgaris</i>	1	0.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	0.1	-	-	-	-	-0.48
<i>Frangula alnus</i>	6	0.0	7	0.0	3	0.0	-	-	1	0.0	-	-	10	0.0	4	0.0	3	0.0	-0.47
<i>Betula spec.</i>	10	0.0	5	0.0	3	0.0	1	0.0	-	-	-	-	6	0.0	-	-	3	0.0	-0.41
<i>Ceratocarpus claviculata</i>	8	0.2	3	0.1	2	0.0	-	-	-	-	-	-	8	0.5	2	0.0	2	0.0	-0.44
Predominantly in beech stands																			
<i>Fagus sylvatica</i>	8	0.0	20	0.3	19	3.1	8	0.0	19	2.2	20	7.1	-	-	18	0.4	19	3.1	0.62
Indifferent																			
<i>Luzula luzuloides</i>	-	-	-	-	-	-	17	0.0	20	0.6	16	0.7	-	-	-	-	-	-	0.38
<i>Carex pilulifera</i>	19	0.2	12	0.0	13	0.0	19	0.1	20	0.0	14	0.1	5	0.0	1	0.0	13	0.0	0.12
<i>Oxalis acetosella</i>	10	6.8	9	1.4	2	2.3	10	1.8	17	7.5	12	2.3	1	0.0	6	0.3	2	2.3	0.28
<i>Athyrium filix-femina</i>	4	0.2	-	-	-	-	6	0.1	15	0.0	3	0.0	-	-	1	0.0	-	-	0.14
<i>Juncus effusus</i>	7	0.0	3	0.0	1	0.0	8	0.0	12	0.0	8	0.0	1	0.0	-	-	1	0.0	0.11
<i>Cardamine flexuosa</i>	4	0.0	1	0.0	2	0.0	8	0.0	10	0.0	4	0.0	-	-	-	-	2	0.0	0.21
<i>Prunus serotina</i>	3	0.0	7	0.0	2	0.0	-	-	-	-	-	-	2	0.0	3	0.0	2	0.0	-0.31
Moss layer																			
Predominantly in conifer stands																			
<i>Hypnum cupressiforme</i> *	19	8.9	15	0.5	11	0.0	10	0.5	18	0.0	11	0.0	20	26.6	11	0.1	11	0.0	-0.69
<i>Pleurozium schreberi</i>	13	0.1	-	-	-	-	6	0.0	3	0.0	-	-	20	29.7	2	0.0	-	-	-0.69
<i>Dicranum scoparium</i>	20	0.2	8	0.1	14	0.0	16	0.3	16	0.1	1	0.0	18	2.7	12	0.1	14	0.0	-0.61
<i>Plagiothecium laetum</i> var. <i>curvifolium</i>	-	-	-	-	-	-	13	1.1	19	0.1	1	0.0	-	-	-	-	-	-	-0.13
<i>Eurhynchium praelongum</i>	17	5.0	6	0.0	1	0.0	8	0.0	4	0.0	1	0.0	11	0.7	-	-	1	0.0	-0.30
<i>Lophocolea bidentata</i>	1	0.0	1	0.0	-	-	9	0.3	-	-	-	-	15	0.1	2	0.0	-	-	-0.46

<i>Scleropodium purum</i>	11	1.5	1	0.0	-	-		-	-	-	-	-	-	10	4.4	-	-	-	-	-0.42
Predominantly in beech stands																				
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	-	-	-	-	2	0.0		-	-	3	0.0	9	0.0	-	-	-	-	2	0.0	0.36
Indifferent																				
<i>Polytrichum formosum</i>	20	6.3	17	0.5	15	0.1		20	3.3	20	5.0	19	0.4	17	1.6	12	0.3	15	0.1	-0.12
<i>Herzogiella seligeri</i>	1	0.0	2	0.0	4	0.0		14	0.1	20	0.1	1	0.0	-	-	7	0.1	4	0.0	0.14
<i>Brachythecium rutabulum</i>	15	7.8	9	0.6	13	0.0		15	0.2	19	0.3	9	0.0	18	7.5	9	0.2	13	0.0	-0.35
<i>Mnium hornum</i>	13	1.4	11	0.0	13	0.0		10	0.5	15	0.1	5	0.0	-	-	3	0.0	13	0.0	0.10
<i>Atrichum undulatum</i>	13	0.1	7	0.0	8	0.0		5	0.0	6	0.0	5	0.0	-	-	3	0.0	8	0.0	0.18

Selbstverständnis des russischen Naturschutzes und die Entwicklung der Sapowedniks – eine Interviewstudie

The Way Russian Nature Conservationists See Themselves and Development of the Sapowedniks – an Interview Study

Bianca Lieske

Abstract

Nature conservation in Russia is facing a difficult situation at present. In 2000 the independent state-run Office of Environmental Care was abolished in actuality. The work of the environmental movement is being impeded by the state, and conservationists have to change their strategies in order to assert themselves against other interest groups. Russia's nature reserves occupy vast areas, particularly the traditional 'zapovedniki', most of which belong to the conservation category Ia of IUCN. Any human activity in the 'zapovedniki' is prohibited, with the exception of scientific research work. The system of nature reserves is facing a serious crisis due to the radical social changes of the past 20 years, the institutional guidelines and the continual low financing of research institutions. The nature reserves are greatly restricted as to their existence and function. Possibilities for preserving and further developing nature reserves in the Russian Federation as seen by competent Russian conservationists are looked at in detail. Observations on effectively supporting Russian nature conservation are made in conclusion.

This article is based on an analysis of mainly Russian specialist literature and documents referring to Russian nature conservation covering a period of over 100 years. The current situation is studied by analysing expert interviews with ten Russian conservationists. This article is an excerpt from the diploma thesis by the author with the title „The Way Russian Nature Conservationists See Themselves and Development Prospects of the System of Nature Reserves” written at the Institute of Botany and Landscape Ecology at Greifswald University (march 2006 – november 2007). The issues of this article refer to the research of 2007. Of sure there are further literature and newer developments, which couldn't considered.

Keywords: *International Nature Conservation, Russian Nature Conservation, the Russian Federation, Russian Conservation Experts, Zapovedniki, Russian Nature Reserves*

Zusammenfassung

Der Naturschutz in Russland befindet sich gegenwärtig in einer schwierigen Situation. Im Jahr 2000 wurde die staatliche eigenständige Umweltschutzbehörde faktisch abgeschafft. Die Arbeit der Umweltbewegung wird durch den Staat erschwert, und die Naturschutzakteure sind gezwungen ihre Strategien zu ändern, um Naturschutz gegenüber anderen Interessensgruppen durchzusetzen. Demgegenüber nehmen Russlands Schutzgebiete, insbesondere die traditionellen „Sapowedniks“, die überwiegend der IUCN-

Schutzkategorie Ia zuzurechnen sind, im Land riesige Territorien ein. In den Sapowedniks ist jegliche menschliche Tätigkeit mit Ausnahme wissenschaftlicher Forschung untersagt. Durch die gesellschaftlichen Umbrüche der letzten 20 Jahre, die institutionellen Rahmenbedingungen und die andauernde Unterfinanzierung von Forschungseinrichtungen befindet sich das Schutzgebietssystem in einer tiefen Krise und die Schutzgebiete sind in ihrer Existenz und Funktion stark beeinträchtigt. Es wird analysiert, welche Möglichkeiten im Naturschutz insbesondere zum Erhalt und zur Weiterentwicklung insbesondere der Sapowedniks in der Russischen Föderation aktuell von maßgeblichen russischen Naturschutzakteuren gesehen werden. Abschließend werden Überlegungen zu einer wirksamen ausländischen Unterstützung des russischen Naturschutzes angestellt.

Dem Artikel liegt eine Analyse vor allem russischer Fachliteratur und Dokumente zum russischen Naturschutz zugrunde, die sich auf einen Zeitraum von über 100 Jahren beziehen. Die aktuelle Situation wird durch die Auswertung von Experteninterviews mit 10 russischen Naturschutzakteuren dargestellt. Der Artikel ist ein Teil der Ergebnisse aus der Diplomarbeit der Autorin mit dem Titel „Das Selbstverständnis des russischen Naturschutzes und Entwicklungsperspektiven des Schutzgebietssystems“, geschrieben am Institut für Botanik und Landschaftsökologie der Universität Greifswald (März 2006 bis November 2007). Die Ausführungen dieses Artikels beziehen sich auf den Forschungsstand 2007. Es gibt sicher weitere Literatur und neuere Entwicklungen zu dem Thema, die aber nicht mehr berücksichtigt werden konnten.

Schlüsselwörter: Internationaler Naturschutz, Russischer Naturschutz, Russische Föderation, Russische Naturschutzakteure, Sapowedniks, Russische Schutzgebiete

1 Einleitung

Der Russischen Föderation kommt mit ihrem Reichtum an unberührten Naturlandschaften und ihrer natürlichen Vielfalt an Ökosystemen eine essenzielle Rolle beim Erhalt der biologischen Vielfalt und der Regulierung der globalen Stoffkreisläufe zu.

Naturschutz hat in Russland eine lange Tradition. Ein wissenschaftlich begründeter Ansatz im Gebietsschutz wurde erstmals Ende des 19. Jahrhunderts geäußert und mündete Anfang der 1920er Jahre im Aufbau von sogenannten **Natur-**

Sapowedniks¹ in allen Landschaftszonen. Prinzip und Ideal beim Aufbau dieses Schutzgebietssystems war es, in großen, menschlich noch unbeeinflussten Gebieten durch die absolute **Nichteinmischung** (absolute Sapowednost) des Menschen in den Gebieten diesen Status zu erhalten und eine anthropogen unbeeinflusste Entwicklung der Gebiete zu ermöglichen. Eine Ausnahme stellte lediglich die ökologische Grundlagenforschung dar. Damit ging der Naturschutz in der Russischen Föderation einen weltweit einzigartigen Weg. Heute existiert ein System von 101 Sapowedniks, die etwa 1,6 % des Territoriums der Russischen Föderation umfassen. Die Sapowedniks nehmen insgesamt eine Fläche von fast 337.000 km² ein, was in etwa der Fläche Deutschlands entspricht.

Spricht man heute über den „Naturschutz in Russland“, trifft man häufig die Auffassung, dass Naturschutz dort nicht existiere. Russland hat jedoch eine Reihe internationaler **Natur- und Umweltschutzkonventionen**² unterschrieben, wie z. B. die Konvention über Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung oder die Konvention zum Schutz des Natur- und Kulturerbes der UNESCO und engagiert sich damit offiziell im internationalen Naturschutz. 1995 unterschrieb Russland die „Convention on Biological Diversity“ und übernahm damit die Verantwortung für den Schutz der lebenden Natur auf 17 Mio. km² seiner Fläche. Allerdings setzt Russland die Konventionen nur ungenügend um, da die institutionellen Voraussetzungen hierzu fehlen. Die Ursachen dieser Situation werden klar, wenn man die gesellschaftlichen Verhältnisse betrachtet und hierbei auch die historisch bedingten Besonderheiten des Naturschutzes in Russland vor Augen hat. Auf dieser Basis ein Verständnis für den russischen Naturschutz zu entwickeln ist die Grundlage dafür, eine **internationale Mitverantwortung** für ihn zu erkennen und wahrzunehmen.

In ihrer Diplomarbeit untersuchte die Autorin den besonderen Charakter des Naturschutzes in Russland am **Selbstverständnis entscheidender Akteure aus national und international agierenden NGOs³ sowie wissenschaftlicher Institutionen** (naturschutzrelevante Forschungseinrichtungen – Institute und Hochschulen). Mit Hilfe von Experteninterviews, die von März bis April 2006 in Moskau durchgeführt wurden, und einer umfassenden Literaturanalyse wurden Auffassungen und Wertungen der Naturschutzakteure systematisch ermittelt und ausgewertet. Der Fokus lag dabei auf der Wahrnehmung

1. des politisch-gesellschaftlichen Rahmens für die Entwicklung des Naturschutzes,

1 Abgesehen von den hier ausschließlich betrachteten Natur-Sapowedniks existieren in der Russischen Föderation auch Museums-Sapowedniks.

2 Bedeutende Konventionen, in denen die Russische Föderation Mitglied ist: Baseler Konvention, Konvention der europäischen Wirtschaftskommission zum Schutz und zur Nutzung grenzübergreifender Ströme und internationaler Seen; Konvention über den internationalen Handel mit wilden Tier- und Pflanzenarten, die vom Aussterben bedroht sind (CITES); Konvention über Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung; Konvention über die biologische Vielfalt (CBD); Konvention zum Schutz des Natur- und Kulturerbes UNESCO; das Kyoto-Protokoll wurde 2004 ratifiziert (vgl. LARIN et al. 2003, S. 216 ff.).

3 Nichtstaatliche Organisationen (engl. „non-governmental organizations“, kurz: NGOs, russ. „ne prawitelstwennye organizazii“ oder „obschestwennye organizazii“).

2. der Möglichkeiten und Strategien der befragten Akteure, zu einer positiven Entwicklung beizutragen und
3. der Entwicklung der Schutzgebiete, insbesondere der Sapowedniks.

Die wichtigsten Ergebnisse sollen in diesem Beitrag dargestellt werden.

2 Material und Methoden

Die Untersuchung eines Selbstverständnisses ist neben dem naturschutzrelevanten Untersuchungsgegenstand im soziologischen Kontext angesiedelt, weshalb **qualitative Methoden** der Sozialforschung angewendet wurden. Die **offene qualitative Vorgehensweise** ergab sich aufgrund der wenigen verfügbaren Literatur im deutsch- und englischsprachigen Raum zu diesem Thema, dem Problem der Forschung in einer anderen Kultur und der Erhebung von Deutungswissen, d. h. subjektive Relevanzen, Regeln, Sichtweisen und Interpretationen der Experten (vgl. BOGNER & MENZ 2005, S. 43). Vor Untersuchungsbeginn wurden weder eine rational-theoretische Strukturierung des Untersuchungsbereichs vorgenommen, noch Hypothesen über erwartete Zusammenhänge aufgestellt. In der Arbeit kam Leitfragen eine entscheidende Bedeutung zu. Ein Leitfaden diente der thematischen Orientierung und versuchte den Befragten weitgehende Artikulationschancen einzuräumen und sie zu freien Erzählungen anzuregen.

Es wurden offene **halbstrukturierte** Experteninterviews geführt, in denen eine von maßgeblichen Naturschutzakteuren interpretierte und damit gesellschaftlich konstruierte Realität erhoben wurde. Es ging um die Ermittlung von sog. „verborgenem Wissen“, Deutungsmustern und Relevanzstrukturen einer Gruppe, deren Wissen höchst praxiswirksam ist (MEUSER & NAGEL 1991, S. 103). Sowohl durch eine bestimmte Auswahl von Interviewpartnern, als auch durch die Erstellung eines Interviewleitfadens und die Auswertung des erhaltenen Materials erfolgte eine sog. analytische Konstruktion des Expertenwissens.

Es wurde eine Kombination verschiedener sich ergänzender Methoden aus **Literaturanalyse, Dokumentenanalyse und qualitativen Interviews** angewandt, womit das derzeitige Selbstverständnis der Naturschutzakteure erfasst wurde. Unter Akteuren werden sowohl individuelle als auch kollektive Akteure gefasst. Der Brockhaus (1995, Band 28) spricht von Selbstverständnis, als „Vorstellung von sich selbst, mit der eine Person, eine Gruppe o. ä. lebt“. In dieser Arbeit wird das **Selbstverständnis des russischen Naturschutzes** definiert als: die von den Naturschutzakteuren wahrgenommenen Probleme und Aufgaben, Strategien, welche die Naturschutzakteure nutzen, die Naturschutzbegründungen mit denen sie an die Öffentlichkeit treten sowie die Traditionen, denen sie sich verbunden fühlen.

Die Datenerhebung erfolgte im Rahmen eines einmonatigen Forschungsaufenthalts in Moskau von Ende März bis Ende April 2006. Drei Interviews kamen aus zumeist terminlichen Gründen nicht zustande (in zwei Fällen handelte es sich um Vertreter staatlicher Naturschutzeinrichtungen, einmal um einen Vertreter einer internationalen zwischenstaatlichen Organisation), so dass Interviews mit 14 Experten geführt wurden. Bei zwei Interviews erlaubte die Qualität der Ton-

Tab. 1: Liste der Institutionen der Interviewpartner.**Tab. 1:** *List of interview partners' institutions.*

Institutionen und Organisationen befragter Naturschutzexperten	
Nationale NGOs	
1	Umweltbildungszentrum „Sapowedniki“
2	„ECOCOOP“ „Ökologischer Bund“
3	Rat der Sozial-Ökologischen Union (SoES)
Internationale NGOs	
4	WWF (World Wide Fund for Nature) Russland, Naturschutzpolitik
5	Greenpeace Russland, Öffentlichkeitsarbeit Greenpeace Russland
Zwischenstaatliche NGOs	
6	IUCN (International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources) Russland und der GUS-Staaten
Wissenschaftliche Institutionen	
7	Institut für Geographie der Russischen Akademie der Wissenschaften (RAN)
8	Institut für ökologische Bodenkunde der MGU, Lehrstuhl für allgemeine Bodenkunde der bodenkundlichen Fakultät der MGU
9	Institut für Probleme der Ökologie und Evolution der RAN
10	Geographisches Institut Moskau, Russisches Forest Stewardship Council (FSC)-Nationalbüros

aufzeichnung keine Auswertung. Ein Interview konnte nicht aufgezeichnet werden, da es der vom Experten gewählte Ort nicht erlaubte. Und ein Interview brachte keine stichhaltigen Daten im Sinne der Fragestellung, da kaum auf die gestellten Leitfadenfragen eingegangen und deutlich abweichende Themen in den Vordergrund gestellt wurden. 10 Interviews wurden aufgezeichnet und ausgewertet.

Die **Auswahl der Interviewpartner** fand nach verschiedenen inhaltlichen sowie organisatorischen Gesichtspunkten statt. Es handelte sich dabei um Naturschutzakteure, die Experten im russischen Naturschutz darstellen. Die Befragung wurde auf Naturschutz-Institutionen in Moskau fokussiert. Hier befinden sich zentrale staatliche Organe, die für den Naturschutz verantwortlich sind, große internationale und nationale Nichtregierungs-Naturschutzorganisationen (Naturschutz-NGOs), zwischenstaatliche Naturschutzorganisationen und ist ein weites Spektrum wissenschaftlich-akademischer Strukturen ansässig.

Um eine hohe Aussagefähigkeit zu gewährleisten, wurden die Leiter oder deren Stellvertreter der entsprechenden Organisationen im Sinne derjenigen Personen mit hoher bzw. der höchsten Bedeutung ausgewählt. Auf die Nennung der Interviewpartner wird in der Veröffentlichung verzichtet, da systemkritische Äußerungen den Betroffenen schaden könnten.

2.1 Datenauswertung

Die in russischer Sprache aufgezeichneten Interviews wurden vollständig **übersetzt** und gleichzeitig vollständig **transkribiert**. Die anschließende Auswertung der Interviews orientiert sich an der von MEUSER & NAGEL (1991) vorgeschlagenen **interpretativen Auswertungsstrategie** für leitfadenorientierte Experteninterviews. Dieses Verfahren ist der qualitativen Inhaltsanalyse ähnlich, jedoch wurden in der Analyse auch quantitative Aspekte der Ergebnisse berücksichtigt.

In einem ersten Auswertungsschritt, der **Paraphrase**, bemühte sich die Autorin um die textgetreue Wiedergabe des Gesagten in eigenen Worten, mit dem Ziel der Tilgung von Redundanzen. Danach wurden die paraphrasierten Passagen auf verschiedenen Ebenen kategorisiert. Im nächsten Schritt wurde nach **thematisch vergleichbaren Textpassagen** aus verschiedenen Interviews gesucht und zu diesem Zweck eine Datenbank angelegt, um auch quantitative Aussagen machen zu können. Im letzten Schritt der **Datenauswertung** kam es zur Ablösung von Texten und der Terminologie der Interviewten, um Relevanzen, Typisierungen, Verallgemeinerungen und Deutungsmuster der Experten zu systematisieren.

2.2 Untersuchungsbeschränkungen und Grenzen der Ergebnisse

Die inhaltliche und organisatorische Anordnung der Arbeit brachte einige Schwierigkeiten bei der Datenaufnahme und -auswertung mit sich.

Die Untersuchung wurde in einem von dem der Autorin verschiedenen Kulturkreis vorgenommen. Die Autorin ist von einer kulturell mitteleuropäischen Sichtweise geprägt, weshalb eine Reflektion des in Erfahrung Gebrachten vor diesem Hintergrund stattfand.

Die befragte Gruppe war homogen naturwissenschaftlich, da alle Experten ausnahmslos aus dem Umfeld der Biologie oder Geographie kommen.

Es war nicht möglich, Vertreter aus staatlichen Naturschutzinstitutionen zu befragen, weshalb in die Auswertung nur die Meinungen der Vertreter aus dem Bereich „Wissenschaft“ und solche aus dem Bereich der „NGOs“ berücksichtigt wurden und deren Selbstverständnis dargestellt werden konnte. Der Fakt, dass keine staatlichen Naturschutzinstitutionen interviewt werden konnten, scheint symptomatisch für die Vernachlässigung des russischen Naturschutzes durch den

Staat und die Unterbesetzung der Abteilung für Internationale Zusammenarbeit im Ministerium für Naturressourcen.

Die befragten Experten stellen sich als Naturwissenschaftler verschiedener institutioneller Anbindung dar, die in verschiedenen Funktionen und Organisationen tätig sind und ein eng zusammenarbeitendes Netzwerk bilden. Das hat seine Ursache nicht etwa in einer zu eng angelegten Recherche, sondern in der Geschichte und der Gründung der Naturschutz-NGOs selbst.

Einen weiteren Einfluss auf die Daten hatte, dass die Interviews von einer deutschen Interviewerin mit guten Russischkenntnissen (fließend in Wort und Schrift) geführt wurden, jedoch mit dem Ziel der späteren genauen Übersetzung der Ton-Aufnahme, so dass kleinere Unklarheiten nicht immer sofort aufgeklärt werden konnten.

Um eine Aussage darüber abzuleiten, wie die Gültigkeit, die Relevanz und die Repräsentativität der Aussagen der Teilnehmer einzuschätzen sind, müssen die **Interaktionsstrukturen in den Experteninterviews reflektiert** werden. Bestimmte Kommunikationsstrukturen können je nach Erkenntnisinteresse und Untersuchungsziel ertragreicher sein als andere, weil sie zur Artikulation jeweils erwünschter spezifischer Wissensformen und -bestände anregen.

Die Antworten der Naturschutzexperten sind zum Teil emotional formuliert, was Einfluss auf die Darstellung des „Selbstverständnisses“ hat. Ein Einfluss durch „naiv“ gestellte Fragen kann dabei nicht vollständig ausgeschlossen werden. Zum einen können solche Fragen eine starke emotionale Reaktion bezüglich angesprochener Themen oder Konfliktfelder hervorrufen. Diese prägen aber auch das Selbstverständnis bezüglich wahrgenommener Konflikte und sind deshalb Ergebnis der Arbeit. Bei der Lektüre von Beiträgen der Befragten wurde deutlich, dass auch in Publikationen zum Teil emotional argumentiert wird. Zweifelsohne spielte auch der Status einer Studentin aus dem Ausland in der Interaktion eine Rolle.

3 Ergebnisse

3.1 Naturraum und Sapwedniks

Die Landesfläche Russlands von 17.075.400 km² entspricht 12,5 % des Festlandes der Erde. Russlands Ufer werden von 12 Meeren umspült, die in Wechselbeziehung zu drei Ozeanen stehen. Die Ausdehnung der Meeresküsten beträgt ca. 40.000 km. Auf 90 % der Landesfläche kommen weitgehend natürliche Ökosysteme vor, etwa zwei Drittel der Ökosysteme sind von menschlicher Tätigkeit unbeeinflusst. Deren Anteil an der Landesfläche variiert jedoch zwischen weniger als 20 % im Zentrum und im Süden des Europäischen Teils und mehr als 98 % in den Rayonen⁴ des Hohen Nordens (TYRLYSCHKIN et al. 2003, S. 9).

In Russland finden wir die Hälfte der globalen Nadelwälder und ein Viertel aller „unberührten“ Wälder weltweit. Die Bergwälder des Kaukasus und des Fernen Ostens sind *hot spots* der natürlichen biologischen Vielfalt der gemäßigten Wälder der Erde. Die Wälder in den Dauerfrostgebieten, an der Grenze zur Tundra und in der ariden Zone spielen eine glo-

⁴ Unterster Verwaltungsbezirk in der Russischen Föderation, im Norden des Landes von riesigen Ausmaßen.

bale Rolle bei der Stabilisierung von Klima und Wasserhaushalt. Sie verhindern die Erosion von Boden und Untergrund und bremsen die Wüstenbildung. Russland verfügt über die weltweit reichsten Vorkommen an Oberflächengewässern und Feuchtgebieten auf ca. 12 % seiner Landesfläche (TYRLYSCHKIN et al. 2003, S. 9). Die landwirtschaftliche Nutzfläche Russlands umfasst klimatisch bedingt nur 12 % der Landesfläche (MEYERS Hrsg. 1999).

Die **Klima- und die Vegetationszonen** (nach SCHROEDER 1998) verlaufen in Russland weitgehend breitenkreisparallel. Die Klimazonen reichen von der polaren Zone im Norden bis zur nemoralen Klimazone im Südwesten des Landes. Vegetationszonen sind von der polaren Eiswüste im Norden bis zu den winterkalten Steppen und (Halb)wüsten im zentralen südlichen Teil des Landes und den Trockenwäldern an der Schwarzmeerküste im Südwesten der Russischen Föderation zu finden.

Russland zeichnet sich entsprechend seiner naturräumlichen Vielfalt durch eine hohe **biologische Diversität** aus. Davon zeugen folgende Artenzahlen: Gefäßpflanzen (11.000), Säugetiere (320), Vögel (730), Reptilien & Amphibien (105), Meeres- und Süßwasserfische (mehr als 670). In Russland kommen 330 seltene und verschwindende Tier- und Pflanzenarten der Roten Liste der IUCN vor (LARIN et al. 2003, S. 183).

Die Sapowedniks waren der Kern der sowjetischen Naturschutzbemühungen und hatten immer Priorität im Schutzgebietssystem. Sie sind streng geschützt und der IUCN-Kategorie I und insbesondere Ia zuzuordnen. Ihre Fläche beträgt im Schnitt etwa 3.400 km². Der größte Sapowednik, der „Bolschoj Arktitscheskij Sapowednik“ im Norden Russlands, ist mit 41.692 km² beinahe so groß wie das Bundesland Niedersachsen.

Die russischen Sapowedniks sind Gebiete ohne jede wirtschaftliche Nutzung. Die *„wirtschaftliche Nutzung des Naturkomplexes und der Naturgüter (Boden, Wasser, Bodenschätze, Flora, Fauna)“* ist im Sapowednik untersagt. Der Sapowednik ist eine *„Naturschutz-, Wissenschafts- und Umweltbildungseinrichtung mit dem Ziel der Erhaltung und Erforschung der natürlichen Prozesse und Erscheinungen, des genetischen Fonds von Flora und Fauna, einzelner Arten und Artengemeinschaften, typischer und einzigartiger Ökosysteme“* (vgl. Art. 6 Abs. 1 Schutzgebietgesetz).

Sie sichern den strengen Schutz aller Naturkomplexe und Objekte auf ihrem Territorium. Darüber hinaus sichern sie die Aufrechterhaltung sowie die Erforschung natürlicher dynamischer Prozesse und dienen der Umweltbildung.

Seit 1983 wurden auch **Nationalparks**⁵ geschaffen, um Ökosysteme und Kulturerbe mit kontrollierter wissenschaftlicher, kultureller, erzieherischer und touristischer Aufgabe und Nutzung zu schützen. Dies geschah mit der Absicht, einen Gegenpol zu den streng geschützten Sapowedniks zu schaf-

⁵ Gemessen an den IUCN-Kriterien entsprechen Nationalparke in ihrer Funktion der Kategorie II. Sie sind, wie die amerikanischen Nationalparke, in Kernzonen ohne kommerzielle Nutzung und Zonen mit regulierter wirtschaftlicher und touristischer Nutzung unterteilt. Nationalparke sind nach dem Schutzgebietgesetz *„natürliche Landschaften und Objekte, die eine besondere ökologische, historische und ästhetische Wertigkeit besitzen und dem Naturschutz, der Umweltbildung, der Wissenschaft und Kultur sowie dem eingeschränkten Tourismus dienen“* (vgl. Art. 12 Abs. 1 Schutzgebietgesetz).

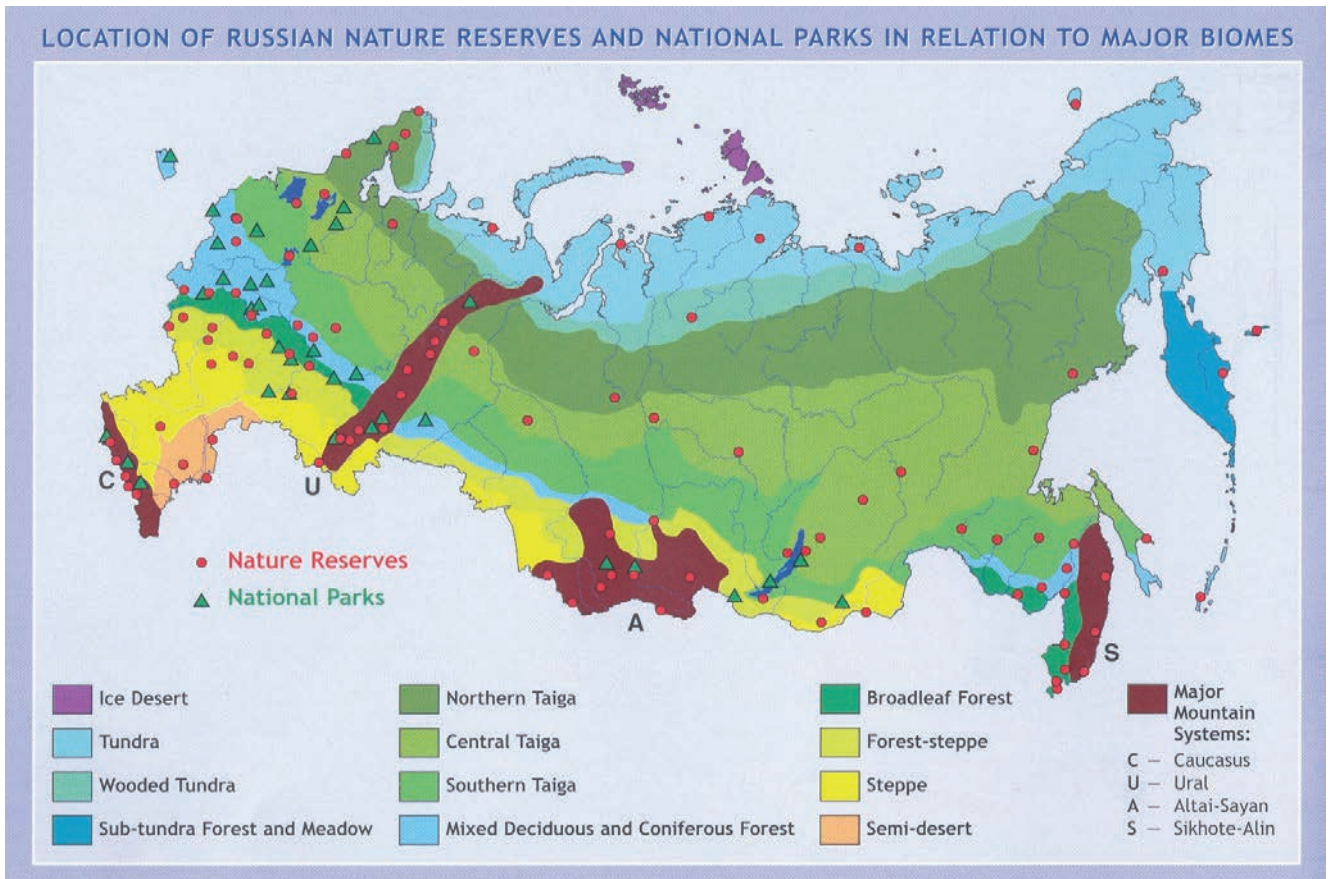


Abb. 1: Lage der russischen Sapowedniks und Nationalparke in den Hauptvegetationszonen (Karte des Ministeriums für Naturschutz der RF [MPR]).

Fig. 1: Location of Zapovedniki and national parks in relation to major biomes (Map of Ministry of Natural Resources).

fen, um den Druck von diesen zu nehmen und den lokalen Bedürfnissen nach wirtschaftlicher und touristischer Entwicklung zu entsprechen. Die meisten russischen Nationalparke schützen jedoch nicht so sehr herausragende geologische Objekte und Landschaften, sondern ergänzen vielmehr das Sapowedniksystem, da sie ebenfalls biogeographische Regionen repräsentieren (TENNHARDT 1996). Die existierenden 36 Nationalparke nehmen ca. 0,4 % der Landesfläche ein. Gemessen an den IUCN-Kriterien entsprechen Nationalparke in ihrer Funktion der Kategorie II.

Seit 1978 kam es in der Sowjetunion durch die Unterzeichnung des MAB-(Man-and-Biosphere)-programms zur Umwandlung von einigen Sapowedniks in **Biosphären-Sapowedniks**, die durch die UNESCO als Bestandteil des internationalen Netzes von Umweltmonitoring-Gebieten anerkannt sind. In Biosphärenreservaten soll die Veränderung des Zustands der Umwelt unter dem Einfluss menschlicher Tätigkeit verfolgt werden. Das Konzept der UNESCO Biosphärenreservate entsprach noch in den 1970er Jahren dem russischen Sapowednikkonzept, wie es seit Anfang des 20. Jahrhunderts verfolgt wurde (TENNHARDT 1996, S. 30). Auch deshalb fanden die Biosphärenreservate Anfang der 1980er Jahre eine verstärkte Aufmerksamkeit im russischen Naturschutz. In den 1980er Jahren setzte sich jedoch international eine veränderte Biosphärenreservatskonzeption durch. Mit der Sevilla-Strategie 1995 rückte der Modellcharakter für eine nachhaltige Regionalentwicklung in den Vordergrund (Succow et al. 2001, S. 232). Die Einbeziehung der in diesen Gebieten lebenden und wirtschaftenden Menschen wurde

fortan ausdrücklich gefordert. In Biosphären-Sapowedniks wird besonderes Gewicht auf Forschung, Monitoring und Umweltbildung gelegt.

1972 wurde die Konvention zum Schutz des Natur- und Kulturerbes der Menschheit von der UNESCO-Generalkonferenz verabschiedet. Die **Weltnaturerbekonvention** schützt Gebiete, deren Einzigartigkeit und universeller Wert im Vordergrund stehen und in denen das Prinzip des Ausschlusses wirtschaftlicher Inanspruchnahme gilt (Succow et al. 2001, S. 231). 1994 schlug der Umweltminister der Russischen Föderation, V.L. Danilow-Daniljan die Aufnahme von acht Naturgebieten in die Welterbeliste vor, womit Russland die Verpflichtung aus dem Beitritt der Konvention umsetzen wollte. Es existieren derzeit 9 russische Weltnaturerbegebiete. Seit dem Anfang der Umsetzung der Konvention 1995 arbeitet Deutschland mit Russland in diesem Rahmen zusammen. Seit 2004 gab es keine neuen Nominierungen in Russland (PLACHTER 2006, S. 86).

Auf russische Schutzgebietskategorien von geringerem Status (z. B. Naturpark, Sakasnik, Naturdenkmal) wird im Folgenden nicht eingegangen.

Insgesamt befinden sich 12 % des Territoriums der Russischen Föderation in Schutzgebieten föderaler und regionaler Ebene. Waldökosysteme nehmen 90 % des Landes ein und sind in 80 % der föderalen Schutzgebiete vorhanden. Meeres-, Steppen- und andere Ökosystemtypen sind im Schutzgebietssystem dagegen unterrepräsentiert (TYRLYSCHKIN et al. 2003).

Tab. 2: Liste der 101 Sapowedniks in der Russischen Föderation 2010 (nach: ZENTR OCHRANY DIKOJ PRIRODY [ZODP] 2010).

Tab. 2: *List of Russian Zapovedniks (after: ZENTR OCHRANY DIKOJ PRIRODY [ZODP] 2010).*

3.2 Ursprung und Entstehungsgeschichte der Sapowedniks

Russlands Dimensionen „unberührter“ Natur bildeten den Hintergrund für die Entwicklung des Naturschutzes. Ende des 19. Jahrhunderts hatten sich drei theoretische, untereinander konkurrierende Ansätze⁶ im Naturschutz entwickelt:

- die *nutzenorientierte* („*pragmatitscheskij*“) Richtung, deren Vertreter den **Nutzungswert der Natur** fokussieren und die Nutzungsmöglichkeiten erhalten wollen,
- die *kulturell-ästhetisch-ethische* („*pastoral*“) Richtung, deren Mitglieder den Akzent auf den **Eigenwert der Natur** legten, und
- die in den 1880er Jahren hinzukommende *wissenschaftliche* Richtung, deren Mitglieder meinten, dass nur die ökologische Analyse ein **nachhaltiges wirtschaftliches Wachstum** garantieren könne. Sie plädierten auch für die Notwendigkeit des Schutzes der Gesundheit der Natur und für die Abwendung ökologischer Katastrophen (WEINER 1988).

Noch im Zarenreich wurden die ersten staatlichen Sapowedniks ausgewiesen (Vilsandi im heutigen Estland 1910, Lagodechi im heutigen Georgien 1912). Auf dem Gebiet der heutigen Russischen Föderation wurde, insbesondere aus nutzenorientierten Erwägungen, die in den staatlichen Behörden dominierten, der erste Sapowednik im Sabaikal-Gebiet (Bargusinskij Sapowednik) zum Schutz des Zobels ausgewiesen.

Seit Mitte des 19. Jahrhunderts gab es in der russischen Gesellschaft verstärkt Bestrebungen, die Wissenschaft zu fördern. Pioniere der Pflanzenökologie sahen die „unberührte“ Natur als ein Modell der Harmonie, Effektivität und Produktivität, das sich ein Agrarwissenschaftler zum Vorbild nehmen sollte (WEINER 1988, S. 12). Diese Forschung schien ihnen am besten in unberührten Regionen möglich, die als Modell bzw. Mustergebiet (*Etalon*⁷) von anderen Nutzungsansprüchen verschont wurden, um mit dem kultivierten Land verglichen zu werden. Dieser Ansatz wurde 1890 das erste Mal von N.I. Kusnezow in der Literatur erklärt (WEINER 1988, S. 12). Das Verlangen nach wissenschaftlich orientierten Schutzgebieten wurde auch von Vertretern einer kulturell-ästhetisch-ethischen Linie wie I.P. Borodin und A.P. Semnow-Tjan-Schanskij erkannt.

Der Zoologe G.A. Koshewnikow nutzte Argumente der russischen Pflanzensoziologen der 1880er Jahre, um zu beweisen, dass eine rationale ökonomische Aktivität ohne ein vorrangig wissenschaftliches Studium der unberührten Natur unmöglich sei. Er argumentierte: „[...] *Wenn wir für unsere Studien zuerst alle Natur zerstört und dann kultiviert haben, bleibt keine mehr oder weniger unberührt belassene Ecke zum Vergleich* [...]“. Um Verständnis für „[...] *dieses ökologi-*

*sche Equilibrium*⁸, das die Natur regiert [...]“, zu gewinnen, präsentierte Koshewnikow nun das **Konzept der Sapowedniks**, deren Regime der Unverletzbarkeit das alleinige Organisationsmerkmal war (WEINER 1988, S. 14). SCHTILMARK (2002, S. 7 ff.) schreibt zur Herkunft unantastbarer Schutzgebiete, dass während der Zarenzeit aus den staatlichen Wäldern besondere Haine als eine unberührbare Reserve abgetrennt wurden und diese von den Siedlern die Bezeichnung „*sapowednyj*“⁹ bekamen.

Koshewnikow stellte ein Programm der Bildung eines **Netzes von Sapowedniks** vor, das alle Landschaftszonen des russischen Territoriums repräsentieren sollte. Für die Biologen war das Studium der unberührten „gesunden Natur“ und der wirtschaftlich ausgenutzten „krankhaften“ Natur der Ausgangspunkt für den Vergleich beider. Die Sapowedniks sollten als Modellgebiete für die gesunde Natur dienen (WEINER 1988, S. 15).

Seit den 1920er Jahren wurden die **Sapowedniks als Institutionen** errichtet, in denen Wissenschaftsstationen zur Durchführung ökologischer Grundlagenforschung vorgesehen waren.

Ende der 1920er Jahre konnten verbreitete ästhetische und ethische Argumente nicht mehr straflos geäußert werden, weshalb die Notwendigkeit von Sapowedniks nun ausschließlich mit wissenschaftlichen Argumenten begründet wurde. Dem Hauptteil der praktischen Aktivitäten im vorrevolutionären Russland lag jedoch ein ästhetischer Ansatz zugrunde (WEINER 1988, S. 12). Auch zum begrifflichen Verständnis des Wortes „*Sapowednik*“ hat der kulturell-ästhetisch-ethische Ansatz den stärksten Bezug. Das Adjektiv „*Sapowednyj*“ bedeutet zum einen unverletzlich, unberührt, unberührbar, reserviert und zum anderen lebenslang, geheim, innerstes, heilig.

In der Sowjetunion wurde das System der Sapowedniks von heimat- und naturverbundenen Menschen, Schriftstellern, Künstlern, wissenschaftlichen Naturschutzaktivisten und politischen Funktionären über Generationen hinweg gegenüber ideologischen Angriffen, wirtschaftlichem Interessen und technokratischem Fortschrittsglauben verteidigt (KNAPP 2002, S. 10). Trotz politischer Repressalien und aufgrund einer sehr geschickten Argumentation der Naturschutzaktivisten, die sie in die jeweilige Staatsdoktrin verpackten, z. B. durch die Argumentation mit dem wirtschaftlichen Nutzen von völlig unberührten Gebieten mit einem gewissen Maß an wissenschaftlicher Grundlagenforschung, konnten die Sapowedniks ein „Untergrunddasein“ führen, von der Außenwelt weitestgehend abgeschlossen und so ihr Überleben gesichert werden. Weitere Gründe für den Erhalt der Sapowedniks waren abgesehen vom Engagement der Naturschutzaktivisten das extreme Klima, die geringe Wirtschaftskraft und der geringe materielle Wohlstand des Landes (SUC-COW et al. 2001, S. 225) sowie riesige unberührte Räume mit einer sehr geringen Besiedlungsdichte und nicht zuletzt das totalitäre Staatssystem. Das russische System der Sapowedniks war das am umfassendsten und bis vor kurzem am

6 In der Bezeichnung der Ansätze vor der Revolution und während der Sowjetunion folgt die Autorin der Einteilung nach WEINER (1988), die der von LARIN et al. (2003) und anderer russischer Wissenschaftler (vgl. SCHTILMARK 2002) ähnelt.

7 Etalon; von fr. *étalon* (Normalmaß, Eichmaß)

8 Equilibrium; von fr. *équilibre* (Gleichgewicht)

9 Erstaunlicher Weise hat sich der Sapowednik-Begriff gerade in den Zeiten der Sowjetmacht fest eingebürgert (KNAPP 2002, S. 10).

1. Altaiskij Sapowednik	52. Ordenburgskij Sapowednik
2. Astrachanskij Sapowednik	53. Ostrow Wrangelja
3. Baikalo-Lenskij Sapowednik	54. Petschoro-Ilytschskij Sapowednik
4. Baikalskij Sapowednik	55. Pineshskij Sapowednik
5. Bargusinskij Sapowednik	56. Polistowskij Sapowednik
6. Baschkirskij Sapowednik	57. Poronaiskij Sapowednik
7. Basegi	58. Prioksko-Terrasnyi Sapowednik
8. Bastak	59. Prisurskij Sapowednik
9. Belogorje	60. Priwolshskaja lesostep
10. Bogdinsko-Baskuntschakschskij Sapowednik	61. Putoranskij Sapowednik
11. Bolonskij Sapowednik	62. Rdeiskij Sapowednik
12. Bolschechschirskij Sapowednik	63. Rostowskij Sapowednik
13. Bolschoi Arktitscheskij Sapowednik	64. Sajano-Schuschenskij Sapowednik
14. Bottschinskij Sapowednik	65. Sapowednik „Asas“
15. Bureinskij Sapowednik	66. Sapowednik „Bolschaja Kokschaga“
16. Chakasskij Sapowednik	67. Sapowednik „Brjanskij les“
17. Chankaiskij Sapowednik	68. Sapowednik „Deneshkin Kamen“
18. Chinganskij Sapowednik	69. Sapowednik „Ersi“
19. Choperskij Sapowednik	70. Sapowednik „Kalushskie saseki“
20. Dagestanski Sapowednik	71. Sapowednik „Kedrowaja pad“
21. Dalnewostotschny Morskoj Sapowednik	72. Sapowednik „Kiwatsch“
22. Darwinskij Sapowednik	73. Sapowednik „Kologriwskij Les“
23. Dauriskij Sapowednik	74. Sapowednik „Malaja Soswa“
24. Dsherginskij Sapowednik	75. Sapowednik „Nurgusch“
25. Dshugdshurskij Sapowednik	76. Sapowednik „Paswik“
26. Galitschja gora	77. Sapowednik „Schulgan-Tasch“
27. Gydanskij Sapowednik	78. Sapowednik „Sichote-Alinskij“
28. Ilmenskij Sapowednik	79. Sapowednik „Stolby“
29. Juganskij Sapowednik	80. Sapowednik „Ubsunurskaja kotlowina“
30. Jushno-Uralskij Sapowednik	81. Sapowednik „Zentralno-Lenskoj“
31. Kabardino-Balkarskij Sapowednik	82. Sapowednik „Tschernye semli“
32. Kandalakschskij Sapowednik	83. Seiskij Sapowednik
33. Katunskij Sapowednik	84. Sewero-Osetinskij Sapowednik
34. Kawkasskij Sapowednik	85. Shigulewskij Sapowednik
35. Kershenskij Sapowednik	86. Sochondinskij Sapowednik
36. Kirilskie ostrowa	87. Taimyrskij Sapowednik
37. Komandorskij Sapowednik	88. Teberdinskij Sapowednik
38. Komsomolskij Sapowednik	89. Tigirekskij Sapowednik
39. Korjakskij Sapowednik	90. Tungusskij Sapowednik
40. Kostomukschskij Sapowednik	91. Ussurijskij Sapowednik
41. Kronozkij Sapowednik	92. Ust-Lenskij Sapowednik
42. Kusnezskij Alatau	93. Werchne-Tasowskij Sapowednik
43. Laplandskij Sapowednik	94. Wischerskij Sapowednik
44. Lasowskij Sapowednik	95. Wisimskij Sapowednik
45. Magadanskij Sapowednik	96. Witimskij Sapowednik
46. Mordowskij Sapowednik	97. Wolshsko-Kamskij Sapowednik
47. Nenezkij Sapowednik	98. Woroneshskij Sapowednik
48. Nishne-Swirskij Sapowednik	99. Woroninskij Sapowednik
49. Norskij Sapowednik	100. Zentralnosibirskij Sapowednik
50. Okskij Sapowednik	101. Zentralno-Tschernosemnyj Sapowednik
51. Olekminskij Sapowednik	

konsequentesten abgeschirmte Gebietssystem der Welt zum Schutz der Wildnis (KNAPP 2002, S. 12).

3.3 Probleme, Ziele und Strategien der Naturschutzbewegung aus Sicht der Akteure

3.3.1 Politisch-gesellschaftliche Rahmenbedingungen für Naturschutz

Seit Beginn der 1980er Jahre kam es verstärkt zu Protesten für Transparenz und Aufklärung über Umweltkatastrophen sowie gegen geplante umweltfeindliche staatliche Projekte. Diese Proteste führten 1988 während der Perestroika zur Bildung einer **eigenständigen Naturschutzbehörde in der Sowjetunion** (Goskompriroda SSSR) und in der RSFSR (Goskompriroda RSFSR). Seit Anfang der 1990er Jahre wurden alle gesellschaftlichen Strukturen in Frage gestellt. Dieser Prozess führte zur finanziellen Vernachlässigung von Forschungseinrichtungen und zum Fehlen aktueller wissenschaftlicher Naturschutzkonzepte. Dadurch geriet vor allem der auf ökologischer Forschung basierende Naturschutz in Russland in Schwierigkeiten. Hinzu kommt, dass seit Beginn des 21. Jahrhunderts die einzigartigen und bedrohten Naturräume Russlands immer weniger internationale Beachtung finden, was sich in der geringen Anzahl von internationalen Projekten äußert. Naturschutzprojekte in anderen Regionen Eurasiens (Südkaukasien, Zentralasien) erfahren weit stärkere internationale Unterstützung.

Die volkswirtschaftliche Krise Anfang der 1990er Jahre machte die Finanzierung des föderalen Schutzgebietsystems in Russland unmöglich. Seit 1991 kam es für die Sapowedniks zu einer massiven Gefährdung einerseits und zu einem kräftigen Aufschwung und einer zunehmenden internationalen Aufmerksamkeit andererseits (KNAPP 2002). Die internationalen Finanzinstitute, einschließlich nichtstaatlicher Organisationen, die den Schutz sicherstellen wollten, befanden sich in einem Dilemma: Entweder sie richteten ihre Unterstützung auf den Erhalt der bestehenden Schutzgebiete oder sie konzentrierten sich auf die „*einzigartige Möglichkeit der Vollendung der Errichtung eines repräsentativen Netzes von Sapowedniks und Nationalparks*“ (LARIN et al. 2003, S. 189). Die Frage wurde in der Fachpresse scharf diskutiert und darin gegen die Errichtung neuer föderativer Schutzgebiete entschieden, um „*kein Elend zu erzeugen*“ (NIKOLSKIJ 1995 in LARIN et al. 2003, S. 189). Faktisch fiel die Entscheidung jedoch zugunsten der Erweiterung der Fläche aus und das Schutzgebietssystem erfuhr ein gewaltiges Wachstum. In den Jahren 1992–2003 wurden 26 neue Sapowedniks und 18 Nationalparke ausgewiesen. Außerdem wurde das Territorium von 21 Sapowedniks erweitert (STEPANIZKIJ et al. 2003, S. 9). Jedoch war die Finanzierung der Sapowedniks und Nationalparke zwischen 1991 und 1999 defizitär. In einzelnen Jahren betrug sie nur 25–40 % des Mindestbedarfs für Verwaltung, Entwicklung und Ausbau. Damit konnten die gesetzlichen Aufgaben nur unzureichend erfüllt werden (LARIN et al. 2003, S. 191).

Seit der politischen Wende 1991 wurden die staatlichen Umweltinstitutionen im Land jedoch immer wieder umstrukturiert, wobei sich ihr Einfluss jedes Mal verringerte. Den tiefsten Einschnitt erlebte der Naturschutz im Jahr 2000, als die eigenständige staatliche Naturschutz- bzw. Umweltschutzbe-

hörde, das Staatliche Komitee für Umweltschutz (Goskomekologija), kurz nach Amtsantritt des Staatspräsidenten W.W. Putin mit dem „Erlass über die Struktur der föderalen Organe der Exekutive“ abgeschafft wurde. Seine Funktionen wurden dem Ministerium für Naturressourcen (MPR) übergeben. Auf diese Weise wurde die oberste Naturschutzbehörde nach zwölf Jahren aufgelöst und die Nutzung sowie der Schutz der natürlichen Ressourcen wurden in ein und dieselbe Hand gelegt. Die im Rahmen der Untersuchung befragten Experten bezeichneten den beschriebenen Prozess der Deinstitutionalisierung des Naturschutzes als Deökologisierung des Staates.

Ein Jahr nach der Auflösung von Goskompriroda beschloss die Regierung, bis zum Jahr 2010 die Ausweisung 9 neuer Sapowedniks und 12 neuer Nationalparke vorzunehmen. Doch bis 2006 wurde nur ein weiterer Sapowednik errichtet. DJOSCHKIN (2006) sieht darin einen Indikator für den Kollaps des Systems. Ein Vertreter des INSTITUTS FÜR ÖKOLOGISCHE BODENKUNDE, MGU (Interview, April 2006) bemerkt, dass sich nach den von internationaler Naturschutzseite mitgetragenen Schutzgebietsausweisungen in den 1990er Jahren das Ausland nun zurückgezogen hat und die Konsolidierung der neuen Schutzgebiete dem Land selbst überlässt. Auch MEISSNER (2002) kommt zu dem Schluss, dass die Ausweisung neuer Schutzgebiete auf Kosten der schon bestehenden stattfand. Die **unzureichende staatliche Finanzierung** schränke in der Zwischenzeit nicht nur die Funktionsfähigkeit ein, sondern leiste sogar dem Zusammenbruch und Zerfall dieses einzigartigen Schutzgebietssystems Vorschub.

DROSDOW et al. (2002, S. 113) schätzen anhand des „1. Nationalen Berichts zur Erhaltung der biologischen Vielfalt in Russland“ den Finanzbedarf auf etwa 40–50 Mio. US-Dollar pro Jahr. Der Staat gab zwischen 1994–2003 für den Natur- und Umweltschutz lediglich ca. 120 Mio. USD aus. Daneben wurden Mittel für Wasserressourcen, Waldressourcen u. a. bereit gestellt, die nur am Rande dem Naturschutz zu gute kamen (vgl. LARIN et al. 2003, S. 128). Der WWF Russland als finanzstärkste Naturschutz-NGO, verfügte 2006 über ein Jahresbudget von 6 Mio. USD. Dies ist ein bedeutender Anteil an den jährlichen Ausgaben für Naturschutz im heutigen Russland und verdeutlicht die Marginalität des staatlichen Naturschutzes.

Die interviewten Naturschutzakteure erkennen derzeit **von Seiten des Staates kein Interesse am Naturschutz** und sehen eine Behinderung der Arbeit der NGOs durch den Staat. Nach ihrer Meinung dominieren im obersten Verwaltungsapparat Lobbyisten, vor allem aus dem Energiesektor. Deren Interessen bestimmten die gegenwärtige Politik, die sich im Bereich des Naturschutzes u. a. in der Ignoranz gegenüber Bürgerprotesten äußert, wobei selbst Recht und Gesetz von behördlicher Seite missachtet würden. Derzeit kommt es durch das rohstoffintensive Wirtschaftswachstum zu einem extremen Nutzungsdruck in der Fläche, der sich auch auf die Schutzgebiete auswirkt. Exemplarisch dafür steht der illegale Holzschlag in weiten Teilen des Landes, der nach unabhängigen Schätzungen die Hälfte des gesamten Einschlages ausmacht (BLOKOW & SCHUWALOW 2005).

Der Öl- und Gaskomplex ist der mit Abstand wichtigste Sektor der russischen Wirtschaft. Aus ihm kommen mehr als 50 % aller Steuer- und Währungseinnahmen. Das Volumen der Förderung steigt jedes Jahr, die satten Erträge werden in die Erschließung neuer Fundstätten und ganzer Öl-Gas-

Provinzen investiert. Dabei ist dieser Wirtschaftszweig durch eine baufällige Infrastruktur, auslaufende Ölleitungen, niedrige technologische Standards und eine schwache gesetzliche Regulierung gekennzeichnet (SERYCH 2005).

LARIN et al. (2003) weisen darauf hin, dass es in früheren Zeiten (z. B. 1951 und 1961 mit Stalins „großer Umgestaltung der Natur“ bzw. der Neulandkampagne Chruschtschows) wiederholt Angriffe auf die Schutzgebiete gegeben hat. Sie sehen die Angriffe auf die Sapowedniks 1951 und 1961 in der räumlichen Konkurrenz zwischen Schutzgebieten und extensiver Forst- (Nordeuropa, Sibirien, Ferner Osten) und Landwirtschaft (Zentrum und Süden) begründet. Vergleichend schätzen LARIN et al. (2003) ein, dass 2000–2002 die Schäden in erster Linie am System der Verwaltungsorgane und in der Gesetzgebung sichtbar wurden, während es 1951 und 1961 zu Beschädigungen an den Sapowedniks selbst kam, als viele von ihnen aufgelöst oder drastisch verkleinert wurden.

Die befragten Naturschutzakteure nehmen seit 2000 einen **Bedeutungsverlust der Zivilgesellschaft** wahr. Aus ihrer Sicht ignorieren staatliche Behörden Proteste, blockieren bürgerschaftliches Engagement und erschweren die Organisation der NGOs, die bisweilen auch direkt von staatlichen Stellen angegriffen werden. Die Möglichkeiten der Naturschutz-NGOs, die Interessen der Gesellschaft zu vertreten, seien äußerst beschränkt. Die Akteure hätten kaum Zugang zu den Massenmedien. Weiterhin herrscht die Erkenntnis, dass der Erfolg ihrer Aktivitäten in erster Linie von der Position der Staatsmacht abhängt. Die Akteure sind sich sicher, dass sich ein Naturbewusstsein im derzeit herrschenden gesellschaftlichen Wertesystem nur langsam entwickeln kann. In der Literatur (JANIZKIJ 2005a, SASLAWSKAJA 2003, S. 395) und von einigen Interviewpartnern wird eine sich weiter vertiefende Spaltung in der Gesellschaft erkannt. Einer dünnen Elite, die sich an der Ausbeutung der nationalen Ressourcen bereichert, steht eine arbeitende Bevölkerung gegenüber, die ums „tägliche Überleben“ kämpft und selten über Fragen nachdenkt, die darüber hinausgehen.

Ein gesellschaftliches Engagement für den Naturschutz wird von den befragten Akteuren vor allem dort gesehen, wo es sich um greifbare Maßnahmen im städtebaulichen Bereich handelt: Hier gibt es zunehmend Bürger, die ihre Interessen artikulieren und ihre Rechte nutzen. Im Grunde handele es sich dabei allerdings um Umweltschutz. Die verbreitete (nicht gesetzmäßige) Nichtbeteiligung der Bevölkerung bei staatlichen Planungen lässt die Anzahl der Protestgruppen ansteigen. Dies sieht WOROBEJEW (2005) als eine Eigenart der heutigen russischen Umweltbewegung. Oft kommt es zur „Skandalisierung“ von Umweltfragen, weil es an Alternativen mangelt: Elemente direkter Demokratie fehlen, der Weg durch die gerichtlichen Instanzen wird durch die russischen Behörden blockiert. Damit zusammenhängend sehen zwei Befragte ein Anwachsen von Umweltgruppen mit Protestcharakter, die zum Teil von den Umwelt-NGOs integriert werden. Auch in der Literatur gibt es hierfür Hinweise (BLOKOW & SCHUWALOW 2005, WOROBEJEW 2005). Ein Experte sieht in derart „beunruhigten“ Bevölkerungsgruppen (Lehrer, Mütter, ethnische Minderheiten) eine **neue Quelle der Bildung natur- und umweltengagierter Gemeinschaften**.

Insgesamt ist trotz der schwierigen Lage bei den Akteuren auch Hoffnung zu spüren. Ein Akteur sieht im gegenwärtigen Verhalten des Staates gegenüber dem Naturschutz

einen „gewöhnlichen“ Zustand, an den man sich schon zu Zarenzeiten angepasst habe und mit dem man sich entwickelt. Fakt ist, dass es den Naturschutzaktivisten aus dem Wissenschaftssektor gelang, unter den schwierigen Bedingungen in der Sowjetunion das Wachstum des Sapowednik-Netztes voranzutreiben.

Aus diesen Rahmenbedingungen ist abzuleiten, dass im Naturschutz in erster Linie von Seiten des Staates Handlungsbedarf besteht. Folgende Schwerpunkte sind zu nennen:

1. Es müssen staatliche Naturschutzstrukturen aufgebaut und **Naturschutz als gesamtgesellschaftliche Priorität** anerkannt werden. Dazu bedarf es einer staatlich getragenen Strategie. Außerdem müssen staatliche Institutionen geschaffen werden (Naturschutzbehörde), die in der Lage sind, bestehendes Recht durchzusetzen. Von den befragten Akteuren wird in diesem Zusammenhang eingeschätzt, dass die Finanzierung des Naturschutzes aus Staatsmitteln möglich sei, um die gesetzlich verankerten Naturschutzaufgaben wahrzunehmen, es jedoch am Willen mangelt.
2. Es muss eine **nationale, nachhaltige Wirtschaftsstrategie** verfolgt werden, die zu einem Wandel des Wertesystems in der Gesellschaft beiträgt.
3. Es muss (von staatlicher Seite) eine starke **Bürgergesellschaft als Gegenpol und Korrektiv zur Staatspolitik** zugelassen werden. Elemente einer aktiven Zivilgesellschaft müssen rechtlich abgesichert werden. Den Bürgern und damit den (Föderations)-Subjekten¹⁰ und Kommunen ist mehr Macht einzuräumen, anstatt weiter vertikale Strukturen zu stärken (vgl. MAGARIL 2003, S. 252).

Die Mehrzahl der Naturschutzakteure glaubt allerdings nicht an eine Veränderung der staatlichen Naturschutzpolitik. Sie sehen **alle erforderlichen strategischen Grundlagen** für den Naturschutz in Russland **erstellt** (von der staatlichen Gesetzgebung über die „Ökologische Doktrin“ von 2002 bis hin zu Schutzgebietsstrategien, z. B. 2003, 2006), es mange jedoch an einer arbeitsfähigen Exekutive.

3.3.2 Situation der Akteursgruppen im russischen Naturschutz

In der Russischen Föderation existiert ein breites Spektrum an nichtstaatlichen Organisationen und akademischen Einrichtungen, die sich mit Naturschutzthemen beschäftigen.

Die **wissenschaftlichen Einrichtungen** befinden sich gegenwärtig in einer existentiellen Krise. Sie werden von allen befragten Akteuren als kraftlos wahrgenommen. Daraus ergibt sich ein akutes Problem für die Naturschutz- und Sapowednikwissenschaft. In der Sowjetunion waren Forschungseinrichtungen, die sich mit ökologischen Fragen beschäftigten, Vertreter des Naturschutzes gegenüber dem Staat und erfüllten darüber hinaus Funktionen (z. B. akade-

¹⁰ Die Russische Föderation setzt sich derzeit aus 89 Föderationssubjekten zusammen. Das sind die Elemente auf der administrativen Ebene der Republiken, Regionen (*kraj*), Gebiete (*oblast*), sowie der 2 Städte von föderaler Bedeutung. Die Subjekte wiederum untergliedern sich in die nächstkleinere Verwaltungsebene der *Rayone*.

mische Institutionen, die naturwissenschaftliche Zirkel mit praktischer Tätigkeit für Kinder anbieten, anderweitig ehrenamtlich engagierte Naturschützer aus dem Wissenschaftssektor, die heute gesellschaftliche Organisationen übernommen haben. Die auf ökologische Grundlagenforschung ausgerichtete Arbeit in den Sapovedniks ist aufgrund des Einfluss- und Prestigeverlustes der naturschutzorientierten Forschungseinrichtungen und des Verlustes ihrer politischen Beratungsfunktion nicht mehr sicherzustellen. Ein Wissenschaftler bemerkte, dass sein Institut nur zu 20 % aus staatlichen Mitteln finanziert wird. Der Rest wird durch Aufträge aus der Wirtschaft aufgebracht. Mit neuen staatlichen Mitteln für die Erarbeitung und Umsetzung langfristiger Naturschutz-Strategien wird nicht gerechnet. Angemerkt wurde auch, dass den akademischen Einrichtungen und ihren Beschäftigten kaum Ressourcen zu gesellschaftlicher Arbeit blieben, wie sie sich in der Sowjetunion etabliert hatte.

Die Zahl der **Umwelt-NGOs** in Russland ist kaum zu bestimmen. Zählungen der Umwelt-NGOs liefern widersprüchliche Ergebnisse. Nach verschiedenen Schätzungen gibt es in Russland 1.500 bis 11.000 nichtstaatliche Umwelt- und Naturschutzorganisationen, die überwiegend auf dem Gebiet der Umweltbildung aktiv sind, meist in Schulen und Hochschulen. Es gibt nur wenige große Organisationen, die in ganz Russland vertreten sind.

Im Gegensatz zu den lokalen Protestgruppen sind die Umwelt-NGOs stark vernetzt: Gut die Hälfte der NGOs sind Ortsvereine von allrussischen Umweltorganisationen oder Mitglieder von Verbänden. Der größte der aktiven Verbände ist die Sozialökologische Union (SoES).

In Russland sind ebenso internationale NGOs (WWF, Greenpeace, Wetlands International) aktiv. Sie unterstützen die russische Naturschutzbewegung in bedeutendem Maße fachlich und finanziell. In der Russischen Föderation aktive zwischenstaatliche Organisationen sind die IUCN und die UNESCO.

Die Akteure schätzen ein, dass es den Aktivitäten der NGOs bisweilen an Effizienz mangelt, was DROSDOW et al. (2002) damit erklären, dass die demokratischen Grundlagen erst seit relativ kurzer Zeit in der russischen Gesellschaft existieren. Damit verbunden wird von den Akteuren auch ein Grund im „Bremsen“ solcher Aktivitäten durch den Staat gesehen. Einige Akteure sind der Meinung, die verminderte Effektivität liege an der ideologischen Zersplitterung der Naturschutzbewegung und den Größenmaßstäben des Landes.

Anfang der 1990er Jahre gab es einen fruchtbaren inhaltlichen und personellen Austausch zwischen nationalen Naturschutz-NGOs und staatlichen Institutionen. Die NGOs standen in jener Zeit jedoch vor großen fachlichen und organisatorischen Problemen: Eine komplett neue Aufgabe war die **Finanzierung der eigenen Tätigkeit**, vor allem getrieben durch die wirtschaftliche Krise des Staates und Haushaltskürzungen für Forschung und Praxis. Damit waren die NGOs in erster Linie mit ihrem Selbsterhalt beschäftigt, ohne eine große Außenwirkung zu erzielen: Der Umweltsoziologe JANIZKIJ (vgl. 1994, 1995) kritisierte mehrfach den Elitismus der Naturschutzbewegung, die sich zu eng an reinen Naturschutzinteressen ausrichtete, ohne die gesamtgesellschaftliche Umweltproblematik auf ihre Agenda zu setzen.

Ihre wirtschaftlichen Probleme lösten die NGOs in den 1990er Jahren zunehmend über die internationale Finanzie-

rung von Naturschutz-Projekten. Noch 2002 kam die größte finanzielle Unterstützung des Naturschutzes von ausländischen Geldgebern (DROSDOW et al. 2002, S. 113). Doch seit 2000 versiegt diese Finanzquelle zunehmend. So wundert es kaum, wenn die meisten der befragten Akteure auch bei den **nationalen Naturschutz-NGOs** einen **Bedeutungsverlust** erkennen. Ein Experte schätzt ein, dass sich viele der in der Perestroika und in den 1990ern gegründeten NGOs auf Umweltbildung zurückgezogen haben.

In Russland tätige **internationale Naturschutz-NGOs** wie WWF und Greenpeace werden von den befragten Akteuren als effektiv wahrgenommen. Sie hätten einen engen Kontakt zu ihren westlichen „Mutterorganisationen“ und nutzen deren Know-how. Ihre Leiter kommen zum Teil aus der russischen Studentenbewegung für Naturschutz (*dwishenija drushin po ochrane prirody*). Die Vertreter der internationalen NGOs sind der Meinung, dass sie effektiv Erfolge im Naturschutz erzielen und zunehmend die Bevölkerung erreichen.

Der WWF, der seit 2004 als nationale NGO nach russischem Recht geführt wird, ist die am stärksten wachsende Naturschutzorganisation. Dies liegt nach Meinung der Autorin in der Anpassung an das heutige „**marktwirtschaftliche Paradigma**“. Der WWF verbindet erfolgreich die Interessen der neuen, langsam erstarkenden Mittelschicht sowie der Privatwirtschaft mit dem Naturschutz. Sozial-ökologische Ansprüche der Bevölkerung sehen alle Experten als Basis für bürgerschaftliches Engagement. Der WWF konzentriert sich dabei auf die erstarkende Mittelklasse und will seine Einnahmen aus dem nationalen Fundraising jährlich verdoppeln, 2006 sollten bereits 28 % der Einnahmen aus nationalen Quellen kommen, vor allem aus der Privatwirtschaft (WWF, Interview 2006). Einige Experten schätzen diese Arbeitsweise als einen positiven Weg des Ausgleichs zwischen den Interessensgruppen ein.

Aufgrund der Übernahme von Staatsaufgaben wurde von den NGOs ein sogenanntes „Wohltätigkeitsgesetz“ erarbeitet, auf dessen Annahme einige der Befragten nach der Präsidentschaftswahl 2008 und einem darauf folgenden Regierungswechsel gehofft hatten, was bislang jedoch nicht geschah. Das Problem besteht darin, dass bisher private Spenden an gemeinnützige Vereine steuerlich nicht absetzbar sind. Die Strukturen der Bürgergesellschaft übernehmen aber wichtige Funktionen, welche Ressourcen erfordern. Mit diesen Mitteln wird faktisch der Staat bei der Erfüllung seiner Aufgaben unterstützt bzw. bei Nichterfüllung ersetzt. Mit einem sog. „Gesetz der Wohltätigkeit“ könnte jeder Bürger zwischen dem Staat und den Strukturen der bürgerlichen Gesellschaft, als Bezieher eines Teiles seiner Steuern frei entscheiden und Naturschutzorganisationen bekämen für die Übernahme von Staatsaufgaben einen Teil der Abgaben (LARIN et al. 2003).

Trotz aller Schwierigkeiten verfügen die Naturschutz-NGOs heute oft über mehr finanzielle Ressourcen und bessere Informationen als die staatlichen Dienste (WOROBJEW 2005). Aktuell geht der Anteil der Ausgaben des Staatshaushalts für den Natur- und Umweltschutz seit Beginn der sogenannten „Reformperiode“ 2004 zurück. Im Entwurf für den Staatshaushalt Russlands für das Jahr 2005 beispielsweise war eine Verringerung der Ausgaben für den Umweltschutz um 8 % vorgesehen, trotz des bedeutend größeren Staatshaushalts im Vergleich zu 2004 (BLOKOW & SCHUWALOW 2005).

3.3.3 Strategien: Verschiedene gesellschaftliche Gruppen als Verbündete im Naturschutz

Aus Sicht der befragten Naturschutzakteure sind momentan Naturschutz- bzw. Umwelt-NGOs, besonders internationale NGOs, die wichtigsten Akteure im russischen Naturschutz, die Erfolge gegenüber der Regierung erzielen. Die wichtigsten **Ziele und Inhalte der Naturschutz-NGOs** sind nach Meinung der befragten Naturschutzakteure

- der Ausbau der Umweltbildung,
- das verstärkte Aufgreifen sozioökonomischer Belange der Bevölkerung und
- mehr kooperative Projekte mit der Wirtschaft.

Die NGOs wollen die Akzeptanz für den Schutz der Wildnis steigern und einen Beitrag zum Wandel des gesellschaftlichen Wertesystems leisten. Durch Umweltbildung und die ansatzweise Nutzung des Protestpotentials in Umweltkonflikten wollen die NGOs zu einer Veränderung der staatlichen Naturschutzpolitik gelangen. Um eine schrittweise „Ökologisierung“ der Wirtschaft zu erreichen, suchen sie nach gemeinsamen Interessen mit dem Wirtschaftssektor. Ihre Hoffnungen setzen sie dabei auf die finanzkräftige neue Mittelklasse, engagierte Enthusiasten, Aktivisten in den Regionen und auf den interessierten Teil der Privatwirtschaft. Insgesamt findet von Seiten der Naturschutz-NGOs eher eine Identifikation mit „ehrlich arbeitenden“ Wirtschaftsunternehmen als mit staatlichen und z. T. auch wissenschaftlichen Institutionen statt. Es gibt den Wunsch, eine öffentliche Meinung zu bilden und die Zivilgesellschaft zu stärken. Nach Meinung der Autorin haben die Naturschutzakteure auf kurze Sicht allerdings kaum Instrumente dazu.

Heute wird in der Arbeit der Umwelt-NGOs eine pragmatische **Umorientierung von der Zusammenarbeit mit dem Staat und der starken Finanzierung durch das Ausland in den 1990ern zur Zusammenarbeit mit anderen gesellschaftlichen Gruppen** deutlich. Im Selbstverständnis der befragten Akteure bestätigte sich, dass wie von JANIZKIJ (2005, S. 34) ausgedrückt, eine Hoffnung auf den Übergang von einem Naturschutz „von oben“ zum Schutz „von unten“ besteht: Anfangs verteidigten sie die Natur „vor den Menschen“, dann „für die Menschen“ und heute immer mehr „zusammen mit den Menschen“. Die befragten Akteure schätzen dennoch ein, dass die Naturschutzbewegung so schwach ist, dass sie von der Mehrheit der Bevölkerung nicht wahrgenommen wird.

Das **Natur- und Umweltbewusstsein der Gesellschaft** ist für alle Experten der Schlüssel zu einer positiven Veränderung im Umgang mit der Natur. Sie erkennen jedoch, dass dieses Bewusstsein nur über einen Zeitraum von mindestens zwei Generationen aufzubauen ist und einer Strategie zur Umweltbildung und Akzeptanzsteigerung bedarf. Die genannten Strategien machen deutlich, dass alle Hoffnungen für den Naturschutz auf „morgen“ und „die Kinder“ gesetzt werden. So äußern alle Akteure den Wunsch nach stärkerer Zusammenarbeit mit der Bevölkerung: Naturschutz soll „jedem in seiner Sprache“ verständlich gemacht werden, so der Vertreter der Sozialökologischen Union. Als grundlegend für eine erfolgreiche Naturschutzarbeit bewerten alle Akteure weiterhin die **Verbesserung der wirtschaftlichen Lage der Bevölkerung**. Dazu bauen die Naturschutzakteure zunehmend auf die Durchsetzung einer **nationalen nachhal-**

tigen Entwicklung und den Schutz einer gesunden Umwelt (SoES). Hierzu wurde von wissenschaftlichen Einrichtungen und Umwelt-NGOs 2001 die Ökologische Doktrin¹¹ als **mittelfristige Strategie** erarbeitet.

Kurzfristig bleibt sowohl den wissenschaftlichen wie auch den nichtstaatlichen Naturschutzorganisationen nur die **Zusammenarbeit mit dem Wirtschaftssektor** und die Werbung um Spenden. Eine erfolgreiche Lobbyarbeit der Naturschutzaktivisten zur Entstehung einer eigenständigen Staatsbehörde für Umwelt- und Naturschutz scheint gegenwärtig unrealistisch.

Alle befragten Naturschutzakteure sehen in der Kooperation mit der Wirtschaft Möglichkeiten für Naturschutz und wollen diese Beziehungen ausbauen. Erfolgreiche Beispiele sind Programme zur ökologischen Zertifizierung im Forstsektor, Projekte zur Kreislaufwirtschaft in Ballungsräumen oder unabhängige Umweltgutachten für die Industrie.

Die NGOs setzen auch darauf, dass unter dem Druck verantwortungsvoller Verbraucher der „entwickelten Länder des Westens“ die russische Wirtschaft schneller „ergrünt“ als der Staat, und somit die Umweltverantwortung der Wirtschaft wächst. Die Erfüllung von Umweltstandards als Wettbewerbsvorteil wird auch in Russland wichtiger werden, so die Hoffnung.

Als Erfolg für den Naturschutz sehen die Akteure das langsam beginnende unabhängige Sponsoring durch die Wirtschaft. Kein Wunder: diese Mittel sind eine notwendige, bisweilen die einzige Finanzquelle für deren Organisationen. Positiv werden auch erste Abkommen mit Wirtschaftsunternehmen zur Reservierung unberührter Naturterritorien gesehen, die als potenzielle Schutzgebiete vorgemerkt sind. Diese Zusammenarbeit wird jedoch auch skeptisch gesehen. Einige Akteure meinen, dass eine effektive Zusammenarbeit im engeren Sinne (Gebietsschutz, Artenschutz) nur dort möglich ist, wo keine Eigeninteressen der (Staats-)Wirtschaft berührt werden.

Einige große Wirtschaftsunternehmen engagieren sich bereits bei der Wiederherstellung der Naturschutzinstitutionen, z. B. durch Finanzierung und Unterstützung von Schutzgebieten. So unterstützt z. B. „Norilsk Nickel“¹² Forschungsprogramme zum Erhalt der Biodiversität in den staatlichen Sapowedniks „Putoranskij“ und „Bolschoj Arktischeskij“. Eines der größten Industrieunternehmen Russlands „Sibirskij aluminij“ zählt zu den Gründungsmitgliedern der kleinen Stiftung „Strana sapowednaja“¹³ (DROSDOW et al. 2002, S. 113).

11 Strategisches Ziel der staatlichen Umweltpolitik ist der Erhalt der Ganzheit der natürlichen Systeme und ihrer lebenssichernden Funktionen für die nachhaltige Entwicklung der Gesellschaft, die Gesundheit der Bevölkerung und die Sicherung der ökologischen Sicherheit des Landes (ÖKOLOGISCHE DOKTRIN 2002).

12 Der Nickel-Abbau hat in der Umgebung von Norilsk zu schwersten Umweltverschmutzungen geführt. Deshalb wurde die Stadt im November 2001 wieder für Ausländer gesperrt. 2006 wurde die Stadt vom Blacksmith Institute zu einem der zehn am meisten verschmutzten Orte der Welt erklärt. Der Hauptverursacher ist MMC. Norilsk Nickel nimmt außerdem in Sachen Luftverschmutzung Platz eins unter den russischen Industrieunternehmen ein.

13 Die Stiftung setzt sich für eine stärkere Zusammenarbeit zwischen der Zivilgesellschaft, dem Staats- und dem Wirtschaftssektor zum „Erhalt des nationalen Eigentums Russlands“ ein – d. h. des Schutzgebietssystems, durch die Unterstützung seiner Mitarbeiter und Engagement in der Umweltbildung (ZEPR 2008).

Von zwei Experten, die auf die traditionelle Aufgabe der Sapowedniks hinweisen, wird die Errichtung eigener Sapowedniks bzw. die maßgebliche Finanzierung der Gebiete von großen ressourcenabbauenden Unternehmen und die damit verbundene Gefahr der Korruption kritisch gesehen. Die Förderung von Schutzgebieten durch große ressourcenabbauende Wirtschaftsunternehmen, die den Schutzgebieten durch ihre Unterstützung **eine Existenz ermöglichen**, zeigt deren Einfluss in der heutigen Russischen Föderation – auch im Naturschutz.

3.4 Mögliche Entwicklungen der Sapowedniks

Im russischen Naturschutz gibt es zwei Besonderheiten. Von den Akteuren werden einerseits die **ästhetisch-ethisch geprägten Naturschutzmotive** hervorgehoben, die zu Beginn des Aufbaus eines Netzes von Schutzgebieten sehr stark waren, jedoch nach Stalins „Revolution von oben“¹⁴ 1927 bis zur Perestroika offiziell an Bedeutung verloren. Sie spielen bei der Diskussion um den Erhalt der Sapowedniks in ihrer klassischen Form (keine menschlichen Einflüsse mit Ausnahme wissenschaftlicher Forschung) nach der politischen Wende wieder verstärkt eine Rolle. Dabei finden sich Bezüge zu vorrevolutionären Ideen, aber auch zu holistischen Konzepten aus anderen Kulturen. Es entstehen Mischungen aus den unterschiedlichen Konzepten und es werden neue den Eigenwert der Natur betonende Konzeptionen zum Schutz der Wildnis entwickelt. Nach Meinung der Autorin sollte die Naturschutzgemeinschaft auch zunehmend das Anknüpfen an historische und aktuelle Argumente des ethisch-ästhetischen Ansatzes und Werbung für deren Akzeptanz nutzen.

Andererseits werden die **wissenschaftlichen Forschungstraditionen** in den Sapowedniks selbst als Besonderheit gesehen. Von vielen der befragten Akteure wird mit **Stolz darauf** verwiesen, da sie den russischen Naturschutz von dem in anderen Teilen der Erde deutlich unterscheiden und auszeichnen.

Mit den wissenschaftlichen Begründungskonzepten wandten sich die Wissenschaftler in der Sowjetunion an den Staat und nicht an die Bevölkerung. Alle Akteure sind sich daher einig, dass sich Naturschutz gegenüber der Bevölkerung nur durch für sie verständliche und akzeptierbare Begründungen rechtfertigen lässt. Solange dies nicht geschieht, werden die Sapowedniks Fremdkörper bleiben. Viele Akteure sind der Meinung, dass Konzepte, die den Schutz der Sapowedniks lediglich mit wissenschaftlicher Forschung begründen, gegenwärtig weder in der staatlichen Politik noch in der Bevölkerung „gefragt“ sind. Damit laufen die Sapowedniks Gefahr, mehr oder weniger als „Spielzeug“ einer traditionellen Naturschutzelite wahrgenommen zu werden. SCHTILMARK (1996) schätzt ein, dass die Vorstellungen von der echten Sapowednost sowohl im Zaristischen Russland als auch in der Sowjetunion konträr zu Einstellungen und Sichtweisen in Staat und Gesellschaft standen.

Es lassen sich drei Hauptfaktoren ausmachen, die dem Fortbestand der Sapowedniks in ihrer traditionellen Form heute entgegenstehen:

¹⁴ Stalins „Revolution von oben“ bezeichnet die Zeit zwischen 1929–1933, von der Zwangskollektivierung in der Landwirtschaft und ideologische „Säuberungen“ vermeintlicher Gegner durch das stalinistische Regime geprägt.

- Es gibt keine öffentliche Meinung, die den Schutz der Gebiete verteidigt, was in der schwierigen Lage der Bevölkerungsmehrheit und einer nur schwach entwickelten Mittelschicht begründet liegt.
- Die Sapowedniks werden von staatlicher Seite stark unterfinanziert.
- Die wissenschaftlichen Institutionen befinden sich in einer existentiellen Krise, was zum Fehlen verbindlicher Sapowednikskonzepte führt.

Die Krise der wissenschaftlichen Institutionen zieht **konzeptionelle sowie praktische Schwierigkeiten** in der Führung der Sapowedniks nach sich. JANIZKIJ (2002, S. 29) kritisiert, dass konzeptionelle Grundlagen wie Schutzgebetskonzepte gegenwärtig häufig von Praktikern (Aktivisten, gesellschaftliche Organisationen, WWF, Umweltbildungszentren) und nicht von Wissenschaftlern erarbeitet werden. Dies macht deutlich, dass der traditionsreiche wissenschaftliche Ansatz in der *Sapowednoe delo* (Schutzgebetsbelange¹⁵) bereits an Bedeutung verloren hat und wohl auch weiter verlieren wird. Die aktuelle Vernachlässigung des Naturschutzes durch den Staat und die Suche der Naturschutzbewegung nach neuen Verbündeten führt natürlich auch zu neuen inhaltlichen Diskussionen. Ganz abgesehen davon, tragen die gesellschaftlichen Verhältnisse zu einer ungeordneten Entwicklung im Schutzgebietssystem bei.

Zur (Haushalts)-Finanzierung der Sapowedniks und Nationalparke dienen heute nicht selten Einnahmen aus dem naturverträglichen Tourismus in den Gebieten (DROSDOW et al. 2002, S. 113), der zumindest in den Sapowedniks kein Bestandteil der Schutzgebetsphilosophie ist. Auf **praktischer Ebene besteht derzeit ein gewisses Chaos**, da verbindliche Regeln zur Organisation der verschiedenen Kategorien fehlen. Einige Aufgaben und Nutzungsbefugnisse der Sapowedniks in der Verordnung über die Natursapowedniks (1991) sind nicht mehr vereinbar mit der ursprünglichen wissenschaftlichen oder der ethischen Idee, die den Eigenwert der Natur hervorhebt. Es existieren viele individuelle Verordnungen. So kann in einigen Teilen eines Sapowedniks in Abstimmung mit der Verordnung des jeweiligen Sapowedniks z. B. der „Abschuss“ oder das „Abfischen“ „von Tieren zu wissenschaftlichen und regulatorischen Zielen“ oder der Umwelttourismus durch spezielle Verordnungen erlaubt werden.

Je nach Lage der Gebiete und je nach deren Leitung existieren für jedes Gebiet Einzelverordnungen und eine Reihe von Problemen, die mit der Mangelfinanzierung verbunden sind. Viele **Schutzgebiete kämpfen um das bloße Weiterbestehen** und sind bereit, dafür Kompromisse einzugehen.

Auf der konzeptionellen Ebene stellt sich die Frage: Wenn die wissenschaftliche Grundlagenforschung als Begründung für die Sapowedniks nicht dominant bleibt, welche Richtung wird dann an Bedeutung gewinnen?

Von einigen Akteuren wird angemerkt, dass der **traditionelle Ansatz** mit der heutigen staatlichen und gesellschaftlichen **nutzenorientierten Ideologie in Konflikt** steht. MISCHIN et al. (2005) sehen auch in den Sapowedniks eine zunehmend utilitaristische Sichtweise und eine damit verbundene Praxis, die sie auf die Finanznot und das wissenschaftlich-konzepti-

¹⁵ Sapowednoe delo bezeichnet die theoretischen Schutzstrategien und -konzepte der Sapowedniks und z. T. auch der Nationalparke.

onelle Vakuum als Teil eines ideologischen Vakuums der Gesellschaft zurückführen. Als gegenwärtig „gute Begründung für den Naturschutz“ gegenüber der Bevölkerung wird in den ausgewerteten Schutzgebietsstrategien¹⁶ sowie von einem Teil der befragten Akteure der **Schutz der Natur für eine nachhaltige Lebenssicherung** erachtet. Das Heranziehen der Bevölkerung zum Schutz der Sapowedniks führt zum Konflikt zwischen einer nachhaltigen ländlichen Entwicklung mit Hilfe der Vermarktung der Schutzgebiete und ihren wissenschaftlich-akademischen Funktionen und Traditionen. Es wird deutlich, dass es zu dem von SCHTILMARK (2003) vorhergesagten „**Wechsel der Prioritäten**“ in der klassischen Sapowedanie und damit zur weiteren Abkehr vom Grundprinzip in den Sapowedniks und zur Konvergenz zwischen Sapowedniks und Nationalparks kommt. Die Veränderung von vorrangiger Forschung hin zum Umwelttourismus wird in einigen Sapowedniks wahrscheinlich und ist unter den derzeitigen Gegebenheiten unausweichlich.

Die Diskussion um die Einführung von **Ökotourismus** in den Sapowedniks **spaltet die Bewegung** in Akteure, die einen traditionell russischen Ansatz vertreten und Akteure, die mit Hilfe des Ökotourismus stärker sozioökonomische Aspekte der Bevölkerung in und an den Gebieten berücksichtigen (Nachhaltigkeitsgedanke). Daneben gibt es noch einen Ansatz, welcher der „ethischen“ Richtung (Holismus) zuzuordnen ist und deren Vertreter für die absolute Unberührbarkeit der Sapowedniks eintreten, sich auf Ideen des beginnenden 20. Jahrhunderts beziehen und neue Konzepte entwickeln (z. B. BOREIKO 2005, 2005a, GRISCHTSCHENKO 2002).

Die Vertreter eines strengen Sapowednostgedankens (MISCHIN et al. 2005, SCHTILMARK 2002, 2004, INSTITUT FÜR ÖKOLOGISCHE BODENKUNDE DER MGU [Interview 2006], SoES [Interview 2006]) kritisieren die „Verwestlichung“ im Naturschutz, die mit der Änderung der Prioritäten einhergehe. Die Sapowedniks sollten sich auf ihre eigene Stärke verlassen und dabei die **Möglichkeiten ihrer Partner** (Wirtschaft, staatliche Stellen) **nicht überbewerten**, um die klassischen Grundlagen der Sapowedanie zu erhalten. Russland hätte noch Möglichkeiten zum Schutz unberührter Natur und nähme damit **global eine Sonderrolle ein, die sich auch in den Schutzkategorien widerspiegeln sollte**. Sind die Sapowedniks einmal gestört oder gar zerstört, seien sie irreversibel als natürliche menschlich unbeeinflusste Ökosysteme verloren. Dadurch käme es zum unumkehrbaren Übergang vom (mit der Möglichkeit zur Grundlagenforschung begründeten) Sapowedniksystem in ein amerikanisch geprägtes Nationalparksystem mit weitaus geringerem Schutzstatus.

Ein anderer Teil der Akteure (z. B. UMWELTBILDUNGSZENTRUM „SAPOWEDNIKI“ [Interview 2006], GREENPEACE RUSSLAND [Interview 2006], STEPANIZKIJ & KREJNDLIN 2004) meint, die Akzeptanz der Bevölkerung nur durch das Aufzeigen eines (praktischen) Nutzens dieser Gebiete zu erreichen. Der Ökotouris-

16 Ausgewertet wurden v. a. die „Strategie zur Entwicklung eines sich ergänzenden Schutzgebietssystems“ (WWF 2003) und die „Strategie der Entwicklung und Verwaltung der besonders geschützten Naturterritorien der Russischen Föderation bis 2015“ (DANILINA (Hrsg.) 2006), von der Naturschutzgemeinschaft auf der Konferenz zum 90jährigen Bestehen der Sapowedniks erarbeitet. Hauptziel dieser ist die Erhöhung der Effektivität des staatlichen Schutzgebietssystems für eine nationale nachhaltige Entwicklung, zur Sicherung der ökologischen Stabilität in den Regionen und einer gesunden menschlichen Lebensumwelt, sowie zum Erhalt des nationalen Natur- und Kulturerbes für heutige und künftige Generationen (DANILINA (Hrsg.) 2006).

mus könne zu einer stärkeren Identifikation der Bevölkerung mit den Sapowedniks als „nationaler Schatz“ führen. Deshalb wird es als wichtige Maßnahme für deren Erhalt gesehen, einige Gebiete für den Umwelttourismus zu öffnen.

Damit befinden sich die Sapowedniks in einem Dilemma. Auf der einen Seite gibt die Öffnung für die Bevölkerung den Sapowedniks eine gewisse Unabhängigkeit und Möglichkeit zur Konsolidierung und somit Kraft zum Widerstand gegen staatliche oder andere ressourceninteressierte Gruppen. Denn gegenwärtig muss davon ausgegangen werden, dass ohne eine Veränderung der Aufgaben der Gebiete (z. B. die Beschäftigung mit Ökotourismus) der Schutz und die Bewachung ihres Territoriums nicht mehr gesichert werden können. Auf der anderen Seite werden sie dadurch in ihrer bisherigen Form zerstört.

Durch die unterschiedlichen Auffassungen der Naturschützer laufen die Naturschutzbemühungen auseinander, werden geschwächt und die Arbeit der Akteure wird unsystematisch und diffus.

Es zeigt sich: Nach 100 Jahren klassischer Sapowedanie in Russland sind neue Regelungen und **einheitliche Bestimmungen unbedingt notwendig**. Alle Experten sind der Meinung, dass es ohne eine angepasste staatliche Strategie zur weiteren Degradation der Gebiete käme. Bisher gibt es kein System der Qualitätssicherung (Funktionsfähigkeit und Effektivität) der Schutzgebiete. Den von der Naturschutzgemeinschaft vorgelegten neuen Konzepten liegen dabei Ideen einer nachhaltigen differenzierten Landnutzung unter Berücksichtigung sozioökonomischer Belange zugrunde (z. B. DANILINA (Hrsg.) 2006). Die Umnutzung der Schutzgebiete wird immer wahrscheinlicher und der Erhalt der russischen Besonderheiten scheint unter den gegenwärtigen Bedingungen ohne das Eingehen von Kompromissen sehr fraglich. Ein Gesetzentwurf für eine zukünftige Strategie liegt bereits seit 2006 zur Abstimmung vor, bisher ohne Ergebnis. Eine Angleichung an internationale Schutzideen (Nationalparke – Umwelttourismus) wird von russischen Naturschützern nicht favorisiert. Es existieren eher Konzepte, um die Sapowedniks in unterschiedliche Kategorien zu differenzieren (z. B. DJOSCHKIN 2006).

Einige Akteure schlagen eine **innere Zonierung** der vorhandenen Sapowedniks vor: Teile der Gebiete sollen in völliger Unberührbarkeit belassen, einige für die Forschung ausgewiesen und einige für den Umwelttourismus geöffnet werden. Jedoch würden dadurch Nationalparke oder eine neue Kategorie von Sapowedniks entstehen, denn es müsste Infrastruktur aufgebaut werden, was die stellenweise Degradation der Sapowedniks zur Folge hätte. Außerdem ist in anderen Schutzgebietskategorien, wie z. B. Naturparks, Biosphären-Sapowedniks u. a. Umwelttourismus durchaus möglich. Die **Ausweisung von Pufferzonen um die Schutzgebiete herum**, in denen eine nachhaltige Wirtschaftsweise mit Umwelttourismus praktiziert wird, könnte das Problem der Finanzierung lindern und ließe sich mit dem Erhalt der traditionellen Aufgaben der Sapowedniks verbinden. Durch diese Maßnahme würden allerdings faktisch auch Nationalparke mit riesigen Totalschutzzonen oder Biosphären-Sapowedniks entstehen. Bei letzteren könnte die Besonderheit des Sapowedniks erhalten werden und ein umweltschonendes Wirtschaften in der neuen Pufferzone den Sapowednik absichern. Es ist jedoch fraglich, wie sehr Pufferzonen ohne Nutzung des Sapowedniks (z. B. für Exkursionen und Tou-

ren) für den Tourismus attraktiv sind. Außerdem dürfte die Ausweisung der Pufferzone und ihre Existenz nur durch eine staatliche Förderung möglich sein, wenn die Attraktivität des Sapowedniks nicht genutzt wird.

Ein Teil der Naturschutzakteure ist der Meinung, dass zur Finanzierung des Sapowednik-Systems die weitere **Ausweisung von Nationalparks** nötig ist, um sich dort mit dem Umwelttourismus zu beschäftigen und die Sapowedniks in ihrer Grundmission erhalten zu können. Dies sei besonders wichtig, da sich die Nationalparke bisher vor allem im europäischen Teil des Landes konzentrieren. Jedoch ist es gegenwärtig schwierig, überhaupt weitere Schutzgebiete auf föderaler Ebene auszuweisen. Deshalb sprechen sich einige Experten für die Konsolidierung der bestehenden Gebiete aus, da erst in den 1990er Jahren das Schutzgebietsnetz ein rasantes Wachstum erfuhr. Deren Schutzstatus müsste zunächst praktisch durchgesetzt werden. So besteht hier erneut Uneinigkeit in der Naturschutzszene.

4 Fazit: Internationale Unterstützung für den russischen Naturschutz

Die Russische Föderation hat einige internationale Konventionen ratifiziert, was unter den aktuellen Bedingungen jedoch keinen effektiven Naturschutz garantiert. Deshalb muss auch über andere Wege nachgedacht werden.

Eine internationale **Mitverantwortung für die Wildnisgebiete Russlands** gibt es aus mehreren Gründen. Staaten, wo die Natur in großem Umfang zerstört wurde, sollten sich für Naturschutz in Ländern mit noch weitgehend unbeeinflusster engagieren. Auf diese Weise könnten sie dazu beitragen, die Biodiversität und primäre „Wildnis“ auf diesem Planeten zu erhalten. Es muss auch die Frage gestellt werden, ob und auf welche Weise gerade Länder, die ihre Natur in großem Umfang zerstört haben, dazu beitragen können.

Jedoch steht der internationale Naturschutz vor einem offensichtlichen Dilemma: Einerseits tragen wir in der EU für den Schutz der russischen Natur und die nachhaltige Nutzung Mitverantwortung, da in erheblichem Maße Ressourcen aus der Russischen Föderation auch in Mittel- und Westeuropa genutzt werden. Andererseits werden auf russischer Seite die Gewinne aus der Nutzung nicht gerecht verteilt und dem Umweltschutz und sozialen Belangen zur Verfügung gestellt, obwohl das Geld für eine nachhaltige Entwicklung des Landes vorhanden wäre. Hier ist politischer Druck notwendig, der aufgrund der EU-Energiepolitik, in der die EU-Staaten von Russland mehr oder weniger anhängig sind, schwierig aufzubauen ist. Das Dilemma verdeutlicht, dass auch in Mittel- und Westeuropa Handlungsbedarf besteht.

Für ein internationales Naturschutzengagement in Russland spricht ebenso der **ideelle Wert** des russischen Schutzgebietssystems. Dazu gehört es, natürliche Ökosysteme um ihrer Existenz willen zu bewahren. Russlands Naturerbe ist in der globalisierten Welt ein Vermächtnis für den gesamten Planeten, das internationale Beachtung finden sollte. Welchen ideellen Wert das System der Sapowedniks für den Menschen hat, zeigt ein Blick in die Geschichte. Im Stalinismus wurde die „unberührt“ belassene Natur in den Sapowedniks zu einem Symbol, einer „Insel der Freiheit“ für die ganze Gesellschaft in einer Konzentrationslagerwelt der umgestalteten (menschlichen) Natur (WEINER 1999, S. 4).

Die Finanzierung des **Naturschutzes mittels projektbezogener Gelder** wurde von den befragten Akteuren und in der Literatur kritisch bewertet, da nicht immer das finanziert wurde, was dringend notwendig war. Es muss anerkannt werden, dass in Russland aus vielerlei Gründen andere Bedingungen herrschen und andere Konzepte greifen, als im Westen. **Westliche Konzepte in ein Land mit anderen Maßstäben zu transferieren**, erwies sich nach Meinung der Experten oftmals als **nicht erfolgreich**. Insgesamt wird die Unterstützung durch international agierende Umwelt- und Naturschutzorganisationen aber positiv gesehen: Sie haben einen bedeutenden Einfluss unter den russischen Naturschutzakteuren, ihre Arbeit ist effektiv. Allerdings müssen internationale NGOs nach russischem Recht über ausländische Finanzquellen genau Rechenschaft ablegen, was deren Arbeit erschwert. 2008 scheint die russische Regierung die Arbeit ausländischer NGOs in Russland weiter einzuschränken. Nach Auskunft der russischen Zeitung Kommersant vom 03.07.2008 unterzeichnete Premier Wladimir Putin einen Erlass, durch den ca. 90 % der internationalen NGOs, welche Spenden aus dem Ausland erhalten, zukünftig 24 % Steuern auf ihre Einnahmen zahlen sollen (KOMMERSANT No. 113[3930]).

Insgesamt rechnen die Akteure nicht mit größeren Finanzhilfen aus dem Ausland. Die Naturschutzakteure wenden sich zunehmend den verschiedenen Gesellschaftsgruppen im eigenen Land zu und suchen hier auch die künftigen Strategien für den Naturschutz.

Gegenüber internationalen Institutionen der Entwicklungszusammenarbeit zeigt sich die Naturschutzgemeinschaft skeptisch. Auf den Öl- und Gassektor sei im letzten Jahrzehnt ein „goldener Regen ausländischer Investitionen“ gefallen, an dem auch die Europäische Bank für Wiederaufbau und Entwicklung (EBRD) sowie Mitglieder der Weltbankgruppe, die Internationale Bank für Wiederaufbau und Entwicklung (IBRD) und die Internationale Finanzkooperation (IFC) beteiligt waren. Kritik wird daran geübt, dass „Internationale Finanzinstitute oft nicht das finanzieren, was für die Zukunft nötig ist, sondern was im Augenblick gewinnbringend ist“ (SERYCH 2005, S. 3).

Das russische Sapowednik-System ist eine weltweit einzigartige Chance für den globalen Naturschutz und die globale Forschung. Nach Meinung der Autorin ist der traditionelle Ansatz im russischen Naturschutz noch immer und gerade in einer globalisierten Welt aktuell. Er könnte zur Lösung globaler Umweltprobleme herangezogen werden. Die Erforschung von Modellflächen unberührter Natur und der Übergang zu einer nachhaltigen Entwicklung im Sinne von Koschewnikow und anderen Vordenkern des 19. und 20. Jahrhunderts sind durchaus zukunftsfähig. Wichtig zur Erkenntnis des Wertes dieser einzigartigen Möglichkeit der Grundlagenforschung ist die anthropozentrisch motivierte Einsicht, dass sie für das menschliche Überleben von existenzieller Bedeutung sein könnte.

Die **Unterstützung der grundlagenwissenschaftlichen Ausrichtung des Gebietsschutzes** scheint bei einem Interesse der internationalen Naturschutzwissenschaft denkbar, allerdings nicht in dem Maß wie in der Sowjetunion, als große Mitarbeiter- und Wissenschaftsstäbe in den russischen Sapowedniks forschten. Eine Unterstützung von Forschung und Wissenschaft durch die internationale Gemeinschaft könnte die derzeit rückläufige staatliche Unterstützung für die

Sapowedniks kompensieren. Dies kann natürlich kein Dauerzustand sein, sondern wäre eine Hilfe, die aktuelle Krise zu meistern.

An die ökologische Forschung geknüpft, könnten unter Beachtung der russischen Besonderheiten, die Schutzgebiete international eingebunden werden. Für BOREIKO (2005a) ist die Aktualität und Notwendigkeit der absoluten Sapowednost offensichtlich. Er sieht, dass Sapowedniks mit ihrer Modellfunktion als „unberührte“ Natur der Konzeption strenger Biosphärenreservate entsprechen und ist der Meinung, dass das Konzept der internationalen Gemeinschaft der weltweiten Biosphärenreservate zu den Sapowedniks passe.

Hier könnte von Seiten des internationalen Naturschutzes darüber nachgedacht werden, die russischen Sapowedniks in dieses System von Umweltmonitoring-Gebieten einzuordnen, nämlich speziell als Gebiete zur Grundlagenforschung anthropogen weitestgehend unbeeinflusster Natur – mit einem Monitoring nicht nur in einer Kernzone. Außerdem ist auch in den Sapowedniks über die globalen Stoffkreisläufe bereits ein Einfluss des Menschen vorhanden. Die Langzeiterforschung dieser Einflüsse ist eine Perspektive für die Sapowedniks in ihrer traditionellen Form. Sie würden das bestehende System der Biosphärenreservate ergänzen, in denen eine nachhaltige wirtschaftliche Nutzung untersucht wird.

Eine Möglichkeit besteht in der **Ausweisung von Sapowedniks als Weltnaturerbegebiete**. Das wäre zum einen mit dem Vorteil der damit einhergehenden internationalen Anerkennung verbunden, da daraus die Verpflichtung der nationalen Regierung und der Weltgemeinschaft erwächst, dieses Erbe langfristig zu sichern. Zum anderen würden die Regionen aus internationalen Programmen gefördert werden, da Geldgeber in weniger bekannten Gebieten bevorzugt international zertifizierte Landschaften unterstützten (SUCCOW et al. 2001, S. 231).

Die Autoren sind der Meinung, dass ein kontrollierter begrenzter Tourismus in Zukunft zur Finanzierung der Schutzgebiete, zur Sicherung ihres Erhalts und einer Erhöhung ihrer Akzeptanz beitragen und die internationale Bekanntheit verbreitern sollte. Leider gibt es bisher keine wahrnehmbaren Bemühungen in der Russischen Föderation, um den Status der Weltnaturerbegebiete zu nutzen und damit die sozioökonomische Situation der Bevölkerung zu verbessern (BUTORIN 2006, S. 112).

Die bisher weltweit existierenden Weltnaturerbegebiete repräsentieren nur einen winzigen Teil des globalen Netzwerks für den Naturschutz. Aber sie haben eine hervorragende impulsgebende Rolle für das Management und die Entwicklung aller geschützten Gebiete, da sie der Verantwortung der Menschheit insgesamt unterstehen (PLACHTER 2006, S. 83 ff.). Im Kriterienkatalog für Weltnaturerbegebiete ist interessant, welche Begründungen und Kriterien sich für die Unterschutzstellung von strengen Sapowedniks anbieten. Das Weltnaturerbekomitee hat in einem operativen Leitfa-den zehn Kriterien spezifiziert, um über die Aufnahme von nominierten Gebieten zu entscheiden. Für die Naturerbegebiete sind die folgenden vier von insgesamt zehn Kriterien relevant:

(vii) Contain superlative natural phenomena or areas of exceptional natural beauty and aesthetic importance, or

(viii) Be outstanding examples representing major stages of earth's history, including the record of life, significant ongoing geological processes ... or

(ix) Be outstanding examples representing significant ongoing ecological and biological processes in the evolution ... or

(x) Contain the most important and significant natural habitats for in-situ conservation of biological diversity ... (PLACHTER 2006, S. 83).

Die Kriterien (ix) und (x) zeigen sie als besonders interessant für die Aufnahme von strengen Sapowedniks, die alle biogeographischen Landschaftszonen repräsentieren und in denen lediglich wissenschaftliche Forschung erlaubt ist. Inwieweit eine Nutzung mit sehr schonenden Eingriffen (z. B. zur Umweltbildung) erlaubt werden würde, hängt sicher auch vom vorhergehenden Management des Gebietes ab.

Allerdings gibt es in den Weltnaturerbegebieten zahlreiche Probleme, die denen in allen anderen Schutzgebietskategorien ähneln. Seit 2004 gab es keine weiteren Nominierungen für Weltnaturerbegebiete in Russland (PLACHTER 2006, S. 86). Es existieren zum Beispiel Probleme im Bereich der Umweltgesetzgebung, der Anwendungen der Gesetze und bei der Landschaftsplanung. Kritik wird geäußert, dass die Weltnaturerbe-Konvention zu knapp und zu loyal gegenüber den Regierungen sei (MAXIMOWA 2006, S. 98). Auch die Unversehrtheit der Gebiete müsse zuallererst durch nationale und lokale Bestimmungen gewährleistet sein, geschützt in Einvernehmen mit einem spezifischen Managementplan oder Managementverfahren (PLACHTER 2006, S. 83). Durch die Gefährdung des Weltnaturerbegebietes am Baikalsee wird eine Versicherung gegen ökologische Risiken von Industrieunternehmen in Weltnaturerbegebieten sowie der Aufbau von Kräften zwischen der bevollmächtigten Behörde und einem System, dass die Schutzgebiete leiten soll gefordert. Dabei müsse jede Entscheidung der bevollmächtigten Behörde auf wissenschaftlichen Grundlagen und der komplexen Analyse unabhängiger Experten basieren (MAXIMOWA 2006, S. 98 ff.).

Es entstünden auch Konflikte und Belastungen in den Gebieten – da der Stolz der Politiker berührt würde, wenn sie gezwungen sind anzuerkennen, dass einige Probleme nicht national oder regional gelöst werden können und internationale Unterstützung zu akzeptieren müssten, denn der Schutz der Weltnaturerbegebiete liegt nicht nur in nationaler Verantwortung (PLACHTER 2006, S. 86).

Entgegen den Tendenzen des russischen Zentralstaates, auch den Naturschutz zu zentralisieren, sollte dieser zunehmend auch in den Regionen ansetzen und dezentral weiter entwickelt werden. Um eine föderale Verhinderung von Naturschutz auszuschließen (wie 2006 durch den staatlichen Plan zum Bau einer Gas-Pipeline, durch das Territorium des Weltnaturerbegebietes am Baikal geschehen) und gleichzeitig die an Naturschutz interessierten Regionen Russlands zu unterstützen, **sollte die internationale Zusammenarbeit auf Ebene der (Föderations)-Subjekte** stattfinden. Nationalparke und Sapowedniks dürfen allerdings nicht auf regionaler Ebene ausgewiesen werden, dies ist Angelegenheit der Föderation. Dagegen könnten andere Kategorien, wahrscheinlich kleinerer Flächen, trotzdem einen Schutzstatus erlangen (z. B. Sakasniks, Biosphärenreservate, Naturpar-

ke). Hier könnte sich der internationale Naturschutz vor allem durch Spenden und ggf. durch Beratung engagieren.

Der Erfolg internationaler Naturschutzzusammenarbeit auf der Basis kulturell-ästhetisch-ethischer Motive bei der Ausweisung von Sapowedniks ist trotz des Vorhandenseins solcher Motive in der russischen Bevölkerung fragwürdig. Sie sind zum einen im internationalen Naturschutz kaum ausgeprägt, zum anderen sind es auch in Russland eher sozioökonomische und -ökologische Argumente, mit denen die Bevölkerung erreicht wird.

In sogenannten **Sacral Nature Reserves**, wie sie in manchen Ländern existieren, stehen spirituelle Schutzmotive im Vordergrund. Der Erhalt von Sapowedniks durch eine Umwidmung auf diesen Schutzstatus ist wenig sinnvoll. Sacral Nature Reserves stellen eher eine zusätzliche Möglichkeit für die Einrichtung kleinerer Schutzgebiete in den Regionen dar. Gegebenenfalls besteht die Möglichkeit, in den wenig besiedelten Regionen mit indigener Bevölkerung kleine Wildnisgebiete aus spirituellen Gründen zu erhalten. Die Forderungen der indigenen Bevölkerung nach Einrichtung von Biosphärenreservaten zum Schutz ihrer naturverträglichen Wirtschaftsweise oder zur Verbesserung ihrer Lebenssituation blieben bisher in Russland unerfüllt, da ihre Bedürfnisse oftmals mit Interessen des Energiesektors kollidieren.

Die Unterstützung privater Schutzgebiete zu Prestigezwecken, zeigt sich kaum als sinnvoller Weg, da sie nicht staatlich verankert sind und bei der gegenwärtigen Umsetzung der Gesetzgebung und der Rechts(un)sicherheit für ausländische Institutionen ein nicht kalkulierbares Risiko darstellen.

Trotzdem ist für die Perspektive des Naturschutzes in Russland nicht zuletzt die internationale Zusammenarbeit und ausländische Unterstützung ausschlaggebend. Sie könnte helfen, die große Anzahl der in den 1990ern neu etablierten Schutzgebiete zu unterstützen. Eine Mitfinanzierung ist allerdings nur sinnvoll, wenn in Russland stabile politische Rahmenbedingungen herrschen, sich der Staat an seine internationalen Vereinbarungen hält und eine langfristige, staatlich getragene, nationale Strategie zum Erhalt des russischen Naturerbes erkennbar wird.

Literatur

- BLOKOW, I., SCHUWALOW, A. (2005): Russlands ökologische Probleme aus der Sicht von Greenpeace. *Russlandanalysen* **63**: 2-4. Forschungsstelle Osteuropa, Bremen.
- BOGNER, A., MENZ, W. (2005): Das theoriegenerierende Experteninterview – Erkenntnisinteresse, Wissensformen, Interaktion. In: BOGNER, A., LITTIG, B., MENZ, W. (Hrsg.): *Das Experteninterview, Theorie, Methode, Anwendung*, 2. Auflage. VS Verlag für Sozialwissenschaften/ GWV Fachverlage GmbH, Wiesbaden.
- BOREIKO, W.E. (2001): Tri ideologii sowremennogo sapowednogo dela. *Gumanitarnyj ekologitscheskij shurnal* **3** (1): 33-42. Download am 08.11.2007 von: <http://ecoforum2.narod.ru/hem31/discus1.htm>
- BOREIKO, W.E. (2005a): Ideja absoljutnoj sapowednosti. *Peretschitywaja G.A. Koshewnikowa i F.R. Schilmarka*. In: BOREIKO, W.E. (Hrsg.) (2005).
- BOREIKO, W.E. (Hrsg.) (2005): *Ideja absoljutnoj sapowednosti: pomni praotzow – sapowednogo ne tron!* Kiew und Moskwa, KEKZ, ZODP. Download am 18.05.06 von: <http://www.ecoethics.ru/b75/>
- BUTORIN, A. (2006): Seminars for managers of Russian specially protected areas inscribed on the world heritage list. In: *WORLD HERITAGE FUND, IUCN, HIST. GEOGR. RUSS. AdW, BfN* (2007): *Natural World Heritage in Russia. 10 Years of Russian-German Collaboration*. Moskwa, Bonn, World Heritage Fund, IUCN, hist. Geogr. Russ. AdW, BfN. Download am 09.09.2009 von: <http://www.nhpfund.org/files/natural-world-heritage-in-russia-2007.pdf>
- DJOSCHKIN, W.W. (2006): *Istorija, sostojanie i perspektivy sapowednowo dela w Rossii (SSSR). Doklad na konferenzii: Istorija, itogi i perspektivy raswitija federalnoj seti osobo ochranjajemych prirodnych territorii* (28.–30.03.06). Download am 25.04.2007 von: http://www.wildnet.ru/docs/Dejkin_konf.doc
- DROSDOW, A.V., MAKSIMOWA, A.A., FROELICH-SCHMITT, B., KIEFER, Y. et al. (2002): *Deutsch-Russisches Handbuch zum Naturschutz*. Verlag für Geographie der SA der RAdW, Irkutsk.
- GRISCHTSCHENKO, W.N. (2002): *Ekologitscheskaja etika i sapowednoe delo. Sapowednoe delo w obschtschestwenom sosnanii: etitscheskie i kultowye aspekty. Materialy meshdunarodnoj schkoly – seminaru „Tribuna-8“*. Kiew: 13-18. Download am 09.11.07 von: <http://humane.evol.nw.ru/ideol4.html>
- JANIZKIJ, O.N. (1994): *Ekologitscheskaja politika: Rol dwishenij i grashdanskij iniziativ. Soziologitscheskie issledowanija*, Vol. **10**: 10-21. Download am 16.03.2010 von: <http://www.ecsocman.edu.ru/socis/msg/209449.html>
- JANIZKIJ, O.N. (1995): *Evoljuzija ekologitscheskogo dwishenija w sowremennoi Rossii. Soziologitscheskie issledowanija* Vol. **8**: 15-25. Download am 16.03.2010 von: <http://www.ecsocman.edu.ru/socis/msg/281841.html>
- JANIZKIJ, O.N. (2002): *Ekologitscheskij risk i ego polititscheskaja interpretazija. Shurnal soziologii i sozialnoj antropologii* **5** (1): 26-42. Download am 04.06.07 von: <http://ecsocman.edu.ru/jssa/msg/181060.html>
- JANIZKIJ, O.N. (2005): *Ekologitscheskaja retrospektiwa: 1985–2004 (predwaritelnye itogi)*. *Obschtschestwennye nauki i sowremennost*, Vol. **4**: 26-36.
- JANIZKIJ, O.N. (2005a): *Rossija kak ekosystema. Soziologitscheskie issledowanija*, Vol. **7**: 84-94. Download am 04.06.07 von: <http://ecsocman.edu.ru/socis/msg/281899.html>
- KNAPP, H.D. (2002): *Zapovedniks – Schutz des Naturerbes in Russland. Nationalpark*, Vol. **2**: 8-15.
- KOMMERSANT No. 113 (3930) vom 03.07.2008: *Sagrantotrijad*. Download am 13.11.2008 von: <http://www.kommersant.ru/doc.aspx?DocsID=908679>
- LARIN, W., MNAZAKANJAN, R., TSCHESTIN, I., SCHWARZ, E. (2003): *Ochrana prirody Rossii ot Gorbatschowa do Putina*. KMK, Moskwa.
- LIESKE, B. (2007): *Das Selbstverständnis des russischen Naturschutzes und Entwicklungsperspektiven des Schutzgebietssystems*. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Greifswald, 218 Seiten.
- MAGARIL, S.A. (2003): *Otscherednaja modernisazija Rossii: est li subjekt polititscheskoj woli?* In: SASLAWSKAJA, T.I. (Hrsg.): *Kuda prischla Rossija? Itogi sozietalnoj transformazii*. MWSchSEN, Moskwa: 246-252. Download am 04.06.07 von: <http://ecsocman.edu.ru/db/msg/276850/033.MAGARIL.pdf.html>
- MAXIMOWA, I. (2006): *Priority lines for the development and implementation of an action plan for the protection, preservation and pupularization of unique natural complex-*

- es in the Russian Federation. In: WORLD HERITAGE FUND, IUCN, HIST. GEOGR. RUSS. AdW, BfN (2007): Natural World Heritage in Russia. 10 Years of Russian-German Collaboration. World Heritage Fund, IUCN, hist. Geogr. Russ. AdW, BfN, Moskau, Bonn. Download am 09.09.2009 von: <http://www.nhpfund.org/files/natural-world-heritage-in-russia-2007.pdf>
- MEISSNER, C. (2002): Rechtliche Grundlagen des Umwelt- und Naturschutzes in Russland. Diplomarbeit. In: KENNEWEG, H., HERBERG, A. (2002): Arbeitsmaterialien zur Landschaftsplanung. TU Berlin.
- MEUSER, NAGEL (1991): Vom Nutzen der Expertise-ExpertInneninterviews in der Sozialberichterstattung. In: BOGNER, A., LITTIG, B., MENZ, W. (Hrsg.) (2005): Das Experteninterview, Theorie, Methode, Anwendung. 2. Auflage. VS Verlag für Sozialwissenschaften/ GWV Fachverlage GmbH, Wiesbaden.
- MEYERS (Hrsg.) (1999): Meyers Grosses Taschenlexikon in 25 Bänden. B.I. – Taschenbuchverlag, Mannheim, Leipzig, Wien, Zürich.
- MISCHIN, A.S., PANKEWITSCH, S.E., SEMEWSKIJ, F.N. (2005): Sapowedniki w Rossii: (Podchody k obobschtscheniju opyta): Nautschnoe isdanie. Ekaterinburg.
- PLACHTER, H. (2006): Natural world heritage sites: Flagship of global and national conservation strategies. In: WORLD HERITAGE FUND, IUCN, HIST. GEOGR. RUSS. AdW, BfN (2007): Natural World Heritage in Russia. 10 Years of Russian-German Collaboration. World Heritage Fund, IUCN, hist. Geogr. Russ. AdW, BfN, Moskau, Bonn. Download am 09.09.2009 von: <http://www.nhpfund.org/files/natural-world-heritage-in-russia-2007.pdf>
- SASLAWSKAJA, T.I. (2003): O smysle i predwaritelnych itogach rossijskoj transformazii. In: SASLAWSKAJA, T.I. (Hrsg.): Kuda prischla Rossija? Itogi sozietalnoj transformazii. MWSchSEN, Moskwa: 390-397. Download am 04.06.07 von: http://ecsocman.edu.ru/db/msg/276850/058_ZASLAVSKAYA.pdf.html
- SCHROEDER, F.G. (1998). Lehrbuch der Pflanzengeographie. UTB Verlag, Wiesbaden.
- SERYCH, T. (2005): Ne w konja korm. PandaTimes Vol. 6: 3. WWF Moskau.
- SCHTILMARK, F.R. (1996): Kak feniks is pepla. In: BOREIKO, W.E. (Hrsg.) (2005): Istoriografija rossijskich sapowednikow (1895–1995). TOO „Logata“, Moskwa: 308-313.
- SCHTILMARK, F.R. (2002): Sotschetanie nautschnych i moralno-etitscheskich aspektow w sapowednom dele. Sapowednoe delo w obschtschestwenom sosnanii: etitscheskie i kultowye aspekty. In: BOREIKO, W.E. (Hrsg.) (2005): Materialy meshdunarodnoj shkoly-seminara „Tribuna-8“. KEKZ, Kiew: 7-12.
- SCHTILMARK, F.R. (2003): O problemach prirodnych sapowednikow i sapowednowo dela w Rossii na sowremenom etape. Ekologitscheskie problemy sapowednych teritorij Rossij. Toljatti: 16-19. Download am 25.04.2007 von www.oopt.info/publications/about.html
- SCHTILMARK, F.R. (2004): Net ekoturizmu w sapowednikach. Gumanitarny ekologitscheskj shurnal Band 6: 19-20. In: BOREIKO, W.E. (Hrsg.) (2005).
- STEPANIZKIJ, W.B., KREJNDLIN, M.L. (2004): Gosudarstwennye prirodnye sapowedniki i nazionalnye parki Rossii: ugrosy, neudatschi, upuschtschennye wosmoshnosti. Greenpeace Rossii, Moskwa.
- STEPANIZKIJ, W.B., TROJZKAJA, N.I., FEDOTOW, M.P., KREJNDLIN, M.L., STISCHOW, M.S. (2003): Osobo ochranjaemye prirodnye territorii Rossii: itogi poslednego desjatiletija. IUCN, MPR, Moskwa: 64 S. Download am 09.11.07 von: <http://www.zapoved.ru/files/fc105f199257738e425d-554c0a982a72.pdf>
- SUCCOW, M., JESCHKE, L., KNAPP, H.D. (2001): Die Krise als Chance – Naturschutz in neuer Dimension. Findling, Neuenhagen.
- TENNHARDT, T. (1996): Naturschutz in Russland – mit einer Übersicht über Naturschutzgebiete und UNESCO-Welt-naturerbe-Gebiete. Diplomarbeit. TU Berlin.
- TYRLYSCHKIN, W.N., STEPANIZKIJ, W.B., BLAGOWIDOW, A.K. (2003): Osobo ochranjaemye prirodnye territorii Rossii: effektivnost uprawlenija. Opyt i rezultaty otzenki. (zwischenzeitlich im Internet nicht mehr erreichbar)
- WEINER, D.R. (1988): Models of Nature. Ecology, Conservation and Cultural Revolution in Soviet Russia. Indiana University Press, Bloomington (Indianapolis).
- WEINER, D.R. (1999): A little corner of freedom. Russian Nature Protection from Stalin to Gorbatschow. University of California Press, Berkley, Los Angeles (California).
- WOROBEJEV, D. (2005): Die russische Umweltbewegung. Zwischen Opposition und Kooperation. Russlandanalysen 63: 10-11. Forschungsstelle Osteuropa, Bremen.
- ZEPR (ZENTR EKOLOGITSCHESKOJ POLITIKI ROSSII) (2008): Download am 17.09.2008 von: <http://www.ecopolity.ru/index.php?id=56>
- ZODP (2010): Liste der Staatlichen Natur-Sapowedniks. Download am 09.02.2010 von: <http://oopt.info/zp-list.html>

Gesetzestexte & strategische Dokumente

- DANILINA, N.R. (Hrsg.) (2006): Strategija raswitija i uprawlenija osobo ochranjemymi prirodnyimi territorijami Rossijskoj Federazii na period do 2015g. Download am 25.04.2007 von: <http://control.chita.ru/files/StrategiaOOPT.doc>
- ÖKOLOGISCHE DOKTRIN (EKOLOGITSCHESKAJA DOKTRINA ROSSISKOJ FEDERAZII) (2002): Rasporjashenie Prawitelstwa Rossijskoj Federazii ot 31 awgusta 2002 g. No. 1225-r. Download am 09.02.2007 von: <http://www-sbras.nsc.ru/win/anonses/1001.html>
- SCHUTZGEBIETSGESETZ [Sakon ob osobo ochranjaemych prirodnych territorijach] vom 14.03.1995.
- VERORDNUNG ÜBER DIE STAATLICHEN NATURSAPOWEDNIKS IN DER RUSSISCHEN FÖDERATION [Poloshenie o gosudarstwennych prirodnych sapowednikach w Rossijskoj Federazii] vom 18.12.1991. (w red. Postanowlenij Prawitelstwa RF ot 21.08.92 N 613, ot 27.12.94 N 1428, ot 23.04.96 N 527).

submitted: 20.11.2008
 reviewed: 26.06.2009
 accepted: 11.04.2010

Autorenanschrift:

Bianca Lieske
 Haferkornstr. 24
 04129 Leipzig