

Bodenheterogenität als Indikator von Naturnähe?

2. Biologische, strukturelle und bodenkundliche Diversität in Natur- und Wirtschaftswäldern Brandenburgs und Nordwest-Polens

Soil heterogeneity as an indicator of naturalness?

2. Biological, structural and pedological diversity in natural and regularly managed beech, oak and pine stands in Brandenburg (Germany) and Northwest Poland

Falko Hornschuch & Winfried Riek

Abstract

*In the second part of this paper research findings are presented which describe variability and spatial heterogeneity of stand and soil properties in six pure beech (*Fagus sylvatica* L.), oak (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.) and pine (*Pinus sylvestris* L.) stands (three natural and regularly managed forests, respectively). The hypothesis was tested that naturalness is connected with higher α - and β -diversity concerning parameters of soil and other ecosystem compartments.*

A total of 9282 soil samples were analyzed and various soil parameters in 7 soil layers (0 – 5, 5 – 10, ..., 25 – 30, 30 – 40 cm) were investigated using statistical and geostatistical methods. Furthermore the diversity of ground vegetation as well as stand structural and soil faunistic (Lumbricidae) properties was examined. Various indices to characterize stand structure, the rooting structure and the variability of the forest ground vegetation and earthworms, respectively, were calculated. Stand parameters and ground vegetation indicated more (bio-)diversity in the natural forests than in the regularly managed forests with corresponding tree species.

In the natural forests generally higher variabilities and ranges of the soil parameters pH-value, effective cation exchange capacity (CEC_{eff}) and base saturation occurred. The same could be found out for humus, C- and N-content in the examined beech and oak stands, but not in the pine stands. The variability and autocorrelation of pedogenous properties (development of organic layer and soil horizons) give some inconsistent differences between natural and regularly managed forests.

It was tried to find relations between the autocorrelation lengths of various soil properties as an expression of small-scale spatial soil pattern and ecological stand characteristics depending on hemeroby. The influences of the mean tree distance on pH-values and base saturation as well as the role of the rooting structure and local differing litter fall for the accumulation of humus, C and N are discussed.

This paper is a first approach to describe soil variability and heterogeneity (small-scale soil pattern) as an indicator for naturalness. It is recommended to validate the presented results by further geostatistical analyses of spatial soil data of different stand types and by optimized sampling design.

Keywords: stand structure, ground vegetation, root distribution, earthworms, soil properties, α -diversity, β -diversity,

variability, heterogeneity, autocorrelation, natural forest, regularly managed forest, *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Pinus sylvestris*

Zusammenfassung

Es werden Forschungsergebnisse zur Variabilität und kleinräumigen Heterogenität von Bestandes- und Bodeneigenschaften aus Natur- und Wirtschaftswäldern der Rot-Buche (*Fagus sylvatica* L.), Trauben-Eiche (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.) und Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) (Reinbestände) vorgestellt. Es sollte die Hypothese geprüft werden, dass Naturnähe mit einer höheren α - und β -Diversität von Parametern des Bodens sowie weiterer Ökosystemkompartimente verbunden ist.

Verschiedene Bodenparameter wurden an insgesamt 9.282 Mineralbodenproben aus 7 Tiefenstufen (0 – 5, 5 – 10, ..., 25 – 30, 30 – 40 cm) ermittelt und geostatistisch ausgewertet. Begleitend dazu wurde die Diversität bestandesstruktureller, floristischer und bodenfaunistischer Eigenschaften (*Lumbriciden*) untersucht. Es wurden verschiedene Bestandesstrukturindizes, die Durchwurzelungsstruktur und die (Bio-) Diversität der Waldbodenvegetation, sowie der Regenwurmfauna ermittelt.

Kennwerte des Baumbestandes und der Bodenvegetation erwiesen sich in den Naturwäldern diverser als in den entsprechenden Wirtschaftswäldern gleicher Bestockung. In den Naturwäldern waren generell höhere Variabilitäten der Bodenkennwerte pH-Wert, effektive Kationenaustauschkapazität und Basensättigung nachzuweisen. Beim Humus-, C- und N-Gehalt trifft das auf die Buche und Eiche, jedoch nicht auf die Kiefer zu. Die Variabilität und Autokorrelationslängen der Auflage- und Horizontmächtigkeiten zwischen Natur- und Wirtschaftswäldern ergaben ein uneinheitliches Bild.

Es wird versucht, die Autokorrelationslängen verschiedener Bodenkennwerte als Ausdruck des kleinräumigen Bodenmusters mit ökosystem- (= baumarten-)spezifischen und hemerobieabhängigen ober- und unterirdischen Bestandeskennwerten in Zusammenhang zu bringen. Der Einfluss der mittleren Baumabstände auf die pH-Werte und die Basensättigung, sowie die Bedeutung der Wurzelstruktur und des räumlich differenzierten Streuaufkommens für die Humus-, C- und N-Akkumulation werden diskutiert.

Diese ersten Ergebnisse zur naturnäheabhängigen Bodenvariabilität und kleinräumigen Bodenheterogenität sollten in Zukunft durch die geostatistische Untersuchung weiterer Bestandestypen und ein optimiertes Probenahmedesign validiert werden.

Schlüsselwörter: Bestandesstruktur, Bodenvegetation, Wurzelstruktur, Regenwürmer, Bodeneigenschaften, α -, β -Diversität, Variabilität, Heterogenität, Autokorrelation, Naturwald, Wirtschaftswald, *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Pinus sylvestris*

1 Arbeitshypothese und Zielstellung

Die Untersuchungen gehen von der Hypothese aus, dass das biologische, mehrstufige Diversitätskonzept, das auf WHITTAKER (1972) zurückgeht, prinzipiell auch auf den Boden übertragen werden kann (vgl. Tab. 2 in HORNSCHUCH & RIEK 2009) und dass Natürlichkeit von Wäldern mit einem höheren Grad biologischer und bestandesstruktureller Diversität von Eigenschaften in verschiedenen Hierarchieebenen verknüpft ist. Dementsprechend wurde angenommen, dass sich bei vergleichbarer geologischer und klimatischer Ausgangssituation in Naturwäldern auch eine höhere Bodendiversität herausbilden konnte und spezifische kleinräumige Muster (Bodenheterogenität) bestehen, die sich von denen in bewirtschafteten Wäldern unterscheiden (Kap. 7.2 in HORNSCHUCH & RIEK 2009).

Leicht zu erfassende Parameter der Ökosystemkompartimente Waldbodenvegetation, Bodenlebewelt, Bestandesstruktur (ober- und unterirdisch) und abiotischer Bodeneigenschaften waren zu untersuchen und ihre Variabilität (α -Diversität) und – wo möglich – ihre kleinräumige Heterogenität (β -Diversität) zu analysieren.

Der aktuelle wissenschaftliche Kenntnisstand zur Indikation von Natürlichkeit innerhalb von Naturnähe- und Hemerobiekonzepten und zum Problem der Bodendiversität und -heterogenität wird ausführlich in HORNSCHUCH & RIEK (2009) erörtert. Daraus geht u. a. hervor, dass ein Bedarf insbesondere an kleinräumigen Bodenuntersuchungen (Skalenebene im dm- und m-Bereich, Probenmindestabstand ≤ 1 m) mit ausreichender Stichprobenzahl ($N \geq 50$) besteht, die die flächenmäßig wichtigsten Standortstypen in Deutschland abdeckt. Die Untersuchung soll hierfür erste Anhaltspunkte für nordostdeutsche Bestände liefern. Das Probeflächendesign sollte die Analyse des Einflusses von Bewirtschaftung (Hemerobie) innerhalb eines Bestandestyps (Hauptbaumart, Ökosystem) einerseits und den Einfluss verschiedener, für das Nordostdeutsche Tiefland häufige Bestandestypen auf Sandböden untereinander (Buche, Eiche, Kiefer) andererseits auf die Bodendiversität und -heterogenität ermöglichen. Dazu musste die Anzahl an Untersuchungsflächen zugunsten einer räumlich hoch auflösenden Analyse eingeschränkt werden. Geeignete Naturwälder sind im Untersuchungsraum ohnehin ausgesprochen selten.

Mit dem Probenahmedesign (Kap. 2.2) können für die Flächen reproduzierbare Ergebnisse erzielt werden. Aufgrund der nur einfachen Wiederholung je Flächenvariante (Baumart und Natürlichkeit, Kap. 2.1) sind die Ergebnisse für die entsprechenden Bestandestypen jedoch nicht abgesichert. Die gesammelten methodischen Erfahrungen und erzielten Ergebnisse sollen Ausgangspunkt weiterer Untersuchungen sein.

2 Material und Methoden

2.1 Flächenauswahl

In Brandenburg und der Neumark (Polen) wurden je eine Natur- und Wirtschaftswaldvariante von Reinbeständen der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.), Trauben-Eiche (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.) und Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) auf möglichst tiefgründigen, grundwasserfernen Sandböden ähnlicher Nährkraftstufe ausgewählt (Vergleichsflächenkonzept). Um die Vergleichbarkeit zwischen Natur- und Wirtschaftswäldern zu gewährleisten, sollte es sich um die gleichen Standorte, den gleichen Vegetationstyp (Waldökosystemtyp nach HOFMANN 1997) und aktuell vergleichbare Wuchsstadien in der Optimalphase bzw. im reifen Baumholzstadium handeln.

Da anthropogen nicht oder kaum beeinflusste Urwälder in Mitteleuropa weitgehend fehlen, wurden Waldflächen, die (von einem definierten Zeitpunkt an) ohne jeden weiteren Eingriff ihrer natürlichen, ungelenkten Eigenentwicklung überlassen bleiben und aus wissenschaftlichen Gründen als „Naturwaldzellen“, „Naturwaldreservate“ (in Polen), „Naturwälder“ (in Brandenburg), „Naturwaldparzellen“ oder „Bannwälder“ ausgewiesen wurden (SCHÖLLER 2003), ausgewählt. Als Grundlage dienten historische Karten und Beschreibungen von Naturwäldern bzw. Reservaten (STÜBNER et al. 2001, LFE 2001, AGAPOWA 1998). Weil die Brandenburgischen „Naturwaldvergleichsflächen (NWV)“ aufgrund ihrer großen Nähe zum entsprechenden „Naturwald (NW)“ – historisch gesehen – eine zu ähnliche Nutzungsgeschichte aufwiesen, wurden geeignete bewirtschaftete Referenzbestände, die unter intensiverem Nutzungsdruck standen (z. B. durch Siedlungsnähe), unter Vorgabe der jeweiligen Standortsbedingungen des Naturwaldes, und der Karte der potentiell-natürlichen Vegetation Brandenburgs (HOFMANN & POMMER 2005) aus dem „Datenspeicher Wald“ des brandenburgischen Landeswaldes (Baumart, Alter, Substrat, Standortsformengruppe, Bodenform) ausgefiltert. Anhand alter Kartengrundlagen wurde sichergestellt, dass sich auch diese naturnahen „Wirtschaftswälder“ auf historisch alten Waldstandorten ohne historisch nachweisbarer Bestockungsunterbrechung befinden (WULF & SCHMIDT 1996, WULF & GROSS 2004). Tabelle 1 gibt einen Überblick über die untersuchten Flächen.

2.2 Beprobungsdesign

Die Aufnahmen der Bestandesstruktur, Bodenvegetation, Regenwurmfauna sowie die Probenahme zur Untersuchung der Variabilität der Bodenparameter erfolgten entlang eines 80 m x 80 m-Kreuztransekts während der Vegetationsperioden der Jahre 2004 und 2005. Das Kreuztransekt wurde zunächst innerhalb eines homogenen Bestandesbereichs nach Himmelsrichtung ausgerichtet und soweit um den Mittelpunkt gedreht, bis keine oder nur wenige Baumindividuen den Linienverlauf unterbrochen hatten, die die Probenahme erschwert hätten. Entlang der Transektlinien wurden mit einem Kammerbohrer ($l = 70$ cm, $d = 8$ cm, Fa. UGT Müncheberg) 221 Einstiche in wiederkehrenden Intervallbereichen mit 40, 80 oder 160 cm-Probeabstand vorgenommen und die Mineralbodensäulen in 7 Tiefenstufen (0 – 5, ..., 25 – 30, 30 – 40 cm) zerlegt. Um eine Verunreinigung der obersten Tiefenstufe mit Ofh-Material zu vermeiden, wurde die Mineralbodenoberkante 1 cm unterhalb der sichtbaren Grenze zwischen O- und A-Horizont festgelegt. Trotz Vorsondierung mit Pürckhauer-Bohrstock zur Festlegung des Transektverlaufs konnte nicht verhindert

werden, dass aufgrund des bewegten Lehmuntergrundes in 16 % (BN) bzw. 15 % der Fälle (EN) sandiger Lehm bereits oberhalb von 40 cm Tiefe erbohrt wurde. Die luftgetrockneten Bodenproben (n = 9.282) wurden gesiebt (Maschenweite 2 mm) und aus dem Siebrückstand der Transektproben alle Baum- und Bodenvegetationswurzeln (trocken) aussortiert.

Die unterschiedlichen Probeabstände wurden gewählt, um bei überschaubarem Aufwand eine geostatistische Berechnung der Daten zu ermöglichen. Die 49 Beprobungspunkte mit einem äquidistanten 3,20 m-Abstand werden als „Intensiv-Untersuchungspunkte“ bezeichnet, weil hier eine ganze Reihe an bodenkundlichen, bestandesstrukturellen, vegetationskundlichen und bodenbiologischen Untersuchungen erfolgte.

2.3 Erhobene Parameter

2.3.1 Bodenvegetation

An den 49 Intensiv-Untersuchungspunkten je Fläche erfolgte auf 1 x 1 m-Quadraten eine vollständige Aufnahme der Gefäßpflanzen und Bodenmoose einschließlich der Schätzung ihres Deckungsgrades [%]. Der Grad an Heterogenität in Bezug auf die Pflanzenartenverteilung wurde mit dem Shannon- und Simpson-Index quantifiziert. Der gebräuchlichere Shannon-Index beschreibt den mittleren Grad der Ungewissheit, eine bestimmte Art bei zufälliger Probenentnahme anzutreffen. Mit dem Simpson-Index wird die Wahrscheinlichkeit angegeben, dass zwei zufällig angetroffene Individuen verschiedenen Arten angehören. Die Indices alleine lassen aber nicht erkennen, ob ihr Wert aufgrund einer hohen Artenzahl mit jeweils unterschiedlicher Individuenzahl oder durch gleichmäßige Verteilung der Individuen auf wenige Arten entstanden ist. Um die Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen vergleichen zu können, wurde die Evenness (Ebenmäßigkeit) berechnet. Die Evenness ist das Verhältnis des Diversitätswertes zum maximal möglichen Diversitätswert, der sich bei größtmöglicher Gleichverteilung der Individuen auf die bestehenden Arten ergeben würde (BEGON et al. 1991, MÜHLENBERG 1993).

1) *Ebenmäßigkeit, Evenness J*, aus dem Shannon-Index H_S berechnet:

$$J = \frac{H_S}{H_{\max}} = \frac{-\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i}{-\sum_{i=1}^S \frac{1}{S} \ln \frac{1}{S}} = \frac{-\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i}{\ln S}$$

$$\text{mit } p_i = \frac{n_i}{N} \quad \text{und} \quad \sum_{i=1}^S p_i = 1$$

H_S : Shannon-Index

H_{\max} : maximale Shannon-Diversität

S : Gesamtzahl der Arten

p_i : Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art i, d. h. die relative Häufigkeit der i-ten Art der Gesamtindividuenzahl, gemessen von 0,0 bis 1,0

N : Gesamtindividuenzahl

n_i : Individuenzahl der Art i

2) *Ebenmäßigkeit, Evenness E*, aus dem Simpson-Index D berechnet:

$$E = \frac{D}{D_{\max}} = \frac{-\sum_{i=1}^S p_i^2}{S}$$

D : Simpson-Index

D_{\max} : maximale Simpson-Diversität

Bei der Berechnung wurde im ersten Fall die Individuenzahl n_i mit der *Präsenz der jeweiligen Art* in den 49 Stichproben gleichgesetzt, d. h. dass pro Fläche eine Art mit nur maximal $N = 49$ Individuen vertreten sein konnte. Im zweiten Fall wurde mit dem *Deckungsgrad der Art innerhalb der Aufnahmequadrate* gerechnet. Damit sind nicht nur qualitative sondern auch quantitative Unterschiede zwischen den Untersuchungsquadraten berücksichtigt worden. Allerdings ist dieses Vorgehen aufgrund unterschiedlicher Wuchshöhen der Arten nicht unproblematisch.

2.3.2 Regenwurmbesatz

Um die Diversität eines bodenbiologischen Parameters festzustellen, wurde neben den 49 Intensiv-Untersuchungspunkten der Buchen- und Eichenflächen exemplarisch die Erfassung der Lumbriciden durch 25 x 25 cm-Gruben vorgenommen (3,06 m², HAMMER & ZEH 2007). Für die Beprobung wurde die Periode verstärkter Aktivität im Herbst (GRAFF 1984) des Jahres 2005 gewählt (BN: 15.10. – 17.10.; BW: 02.10. – 05.10.; EN: 22.09. – 24.09. und EW: 19.09. – 21.09.). Nach EDWARDS & LOFTY (1977, zit. in MÜHLENBERG 1993) ist die beste Methode zur Erfassung einer hohen Arten- und Individuendichte die Kombination von Handauslese und nachfolgender Tiefenaustreibung durch Formalin. Entsprechend erfolgte die Isolierung der Individuen im Ofh-Horizont und in 0 – 20 cm Tiefe mittels Handauslese, aus größerer Tiefe wurden sie mit ca. 1 l 0,2 %-Formalinlösung ausgetrieben (DUNGER & FIEDLER 1997). Als Diversitätsindices wurden Artzahl, Variationskoeffizient von Individuenzahl und Biomasse sowie die Evenness (s. Kap. 2.3.1) ermittelt.

2.3.3 Bestandesstruktur (Bäume)

Es wurden die *Stammkoordinaten*, die *Stammdurchmesser* (in 1,30 m Höhe, BHD ≥ 2 cm) innerhalb eines Abstandes von 10 m zum Kreuztransekt und die Koordinaten aller Bohrpunkte ermittelt (Abb. 2 – 7). Nach Möglichkeit wurden Lage und Durchmesser von Baumstubben und des liegenden Tothholzes bestimmt.

Standardverfahren zur Strukturbeschreibung existieren noch nicht. Mit o. g. Daten konnten für die Bestände *Durchmischung* M_p , *Durchmesserdivergenzierung* (syn. *Umgebungsmaß*) T_i und *Winkelmaß* (Aggregation/Klumpung) W_i ermittelt werden, die in der jüngeren Literatur häufig Verwendung fanden (GADOW 1999, MEYER & POGODA 2001, HUI & GADOW 2002, HUI & ALBERT 2004). Dazu wurden je Untersuchungsfläche 49 Bezugsbäume mit jeweils vier ihrer nächsten Nachbarn als „strukturelle Vierergruppen“ erfasst. Als Bezugsbaum galt das (lebende oder tote) Individuum, das sich in unmittelbarer Nähe zu einem der 49 Intensiv-Untersuchungspunkte befand. Der Durchmischungsindex wird üblicherweise aus den Artzugehörigkeiten der Individuen der Vierergruppe ermittelt und wird in den hier untersuchten Reinbeständen im Sinne einer „Vitalitäts-Durchmischung“ verwendet (Verhältnis von lebenden zu toten Bäumen). Aus dem BHD in Relation zum Bezugsbaum lässt sich die Durchmesserdivergenzierung

(Umgebungsmaß) bestimmen und aus den Winkelabständen der vier Zielbäume um den Bezugsbaum das Winkelmaß ableiten, welches die Individualverteilung beschreibt. Als Standardwinkel wurde bei vier Bezugsbäumen 90° festgelegt (GADOW 1999, nach neueren Erkenntnissen wird 72° als optimal angesehen: HUI & GADOW 2002, HUI & ALBERT 2004). Durchmischung, Durchmesserdifferenzierung (Umgebungsmaß) und Aggregation sind bei M_p , T_i und $W_i = 0$ sehr niedrig und bei M_p , T_i , $W_i = 1$ sehr hoch.

Durchmischung M_i :

$$M_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 v_j \quad \text{mit } v_j = \begin{cases} 0, & \text{wenn gleiche Vitalität} \\ 1, & \text{sonst} \end{cases}$$

Durchmesserdifferenzierung (Umgebungsmaß) T_i :

$$T_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 v_j \quad \text{mit } v_j = \begin{cases} 0, & \text{wenn } BHD_j < BHD_i \\ 1, & \text{sonst} \end{cases}$$

Winkelmaß W_i :

$$W_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 n_j \quad \text{mit } n_j = \begin{cases} 0, & a_j > a_0 \\ 1, & \text{sonst} \end{cases}$$

$$\alpha_0 \approx \frac{360^\circ}{4} = 90^\circ = \text{Standardwinkel}$$

α_j = Zielwinkel (immer < 180°)

Als weiterer Diversitätsindex wurde der Variationskoeffizient cv des Strukturindex (SI , KALHOFF 2000) aller 49 Probepunkte ermittelt:

$$cv_{SI} = \frac{sd_{SI}}{SI} \cdot 100\% \quad \text{mit} \quad SI = \sum \frac{KF}{E}$$

für alle Bäume mit $E \leq r$

cv : Variationskoeffizient [%]

sd : Standardabweichung

SI : Strukturindex (KALHOFF 2000)

KF : Kreisfläche des Stamms in 1,30 m Höhe [m²]

E : Entfernung vom Probepunkt [m]

r : Suchkreisradius um den Probepunkt (max. 10 m)

An den 49 Intensiv-Untersuchungspunkten der Eichen- und Kiefernbestände erfolgte weiterhin die Aufnahme hemisphärischer Kronenbilder (Fisheye-Aufnahmen, s. WAGNER 1995). Mittels der Software „Gap Light Analyzer (GLA) 2.0“ wurden u. a. die *Kronentransparenz* („% Canopy openness“) und der *Blattflächenindex LAI* im Bereich zwischen Zenit bis zu 60° („LAI 4Ring“) berechnet (FRAZER et al. 1999) und daraus als Variabilitätsmaß der Kronenstruktur der Variationskoeffizient ermittelt.

Ein einfaches Maß zur Beschreibung der spezifischen oberirdischen Struktur des Bestandstyps ist der mittlere Baumabstand. Unter Annahme einer maximalen Gleichverteilung der (Z-) Bäume im Dreiecksverband mit jeweils hexagonalen Standflächen im einschichtigen Bestand wurde der *mittlere Baumabstand* der Untersuchungs- und Urwaldbestände (Literaturwerte) für Tabelle 3 und 10 aus der Baumanzahl berechnet (PRETZSCH 2002):

$$a = \sqrt{\frac{10000}{n}} \cdot 1,0746 = \frac{1}{\sqrt{n}} \cdot 107,46$$

a : mittlerer Baumabstand [m]

n : Baumanzahl [Stück ha⁻¹]

2.3.4 Wurzelsystem

An 17 Punkten je Fläche (9,60 m-Abstand) erfolgte die Wurzelextraktion und -analyse aus den mit dem Kammerbohrer gewonnenen Bohrkernen tiefenstufenbezogen. Um den Aufwand zu begrenzen, wurden an den anderen Probepunkten die Wurzelproben der jeweiligen Tiefenstufen vereinigt (92 % von insgesamt 1.326 Probepunkten). Es wurde die Trockenmasse (105 °C) der Wurzelfractionen *Feinwurzeln* ($d \leq 2$ mm, Bäume), *Grobwurzeln* ($d > 2$ mm, Bäume) und *Wurzeln der Bodenvegetationsarten* ermittelt. Eine korrekte Erfassung des Grobwurzelvorrates konnte mit dieser Methode jedoch nicht erfolgen. Auch die Differenzierung in lebende und tote Wurzeln war am trockenen Material nicht möglich (SEIDENGLANZ & BANDICK 2006, FISZKAL 2007).

2.3.5 Bodenparameter

Horizontierung: An den jeweils 221 Punkten wurden am geöffneten Wurzelbohrer die Horizontmächtigkeiten, einschließlich der organischen Auflage, festgestellt.

Bodenphysik und Hydrologie: An 49 Punkten je Fläche (im 3,20 m-Abstand) wurden die *Trockenrohdichte* (TRD, 0 – 5 cm, KOCH 2007), der *gravimetrische Wassergehalt* nach einer Trocken- und nach einer Regenperiode (0 – 10 cm) sowie der *Bestandesniederschlag* für den Zeitraum Mai 2006 – November 2006 im 14tägigen Rhythmus ermittelt (nur KN).

Bodenchemie: An den 221 Punkten wurde der *pH-Wert* (CaCl₂) und *Gehalt an organischer Bodensubstanz* (Glühverlust, 550 °C) für alle Tiefenstufen sowie der *C- und N-Gehalt* in 0 – 5 cm Tiefe analysiert. Auf den Flächen BW, EW, KN, KW erfolgte die Bestimmung der *effektiven Kationenaustauschkapazität* (AKe) und die *Sättigung der Elemente Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn* in den Tiefen 0 – 5, 10 – 15 und 30 – 40 cm, in BN und EN nur an den 49 Intensiv-Untersuchungspunkten in 0 – 5 cm nach GAFA (2005).

2.4 Statistische und geostatistische Auswertung

Die Ermittlung einfacher Kenngrößen deskriptiver Statistik, die Korrelationsanalysen und Regressionsschätzungen erfolgten mit dem Statistikprogramm SPSS 13.0.

Um Aussagen über die statistische Verteilung der Differenzen in den Probenwerten in Abhängigkeit vom Abstandsvektor $|h|$ zu erhalten, wurden für die einzelnen Bodenparameter mit VARIOWIN 2.21 (PANNATIER 1996) experimentelle Semivariogramme berechnet und exponentielle, sphärische oder Gauß'sche Modelle angepasst. Im experimentellen Semivariogramm (im Folgenden auch kurz als Variogramm bezeichnet) werden die halben, mittleren quadrierten Differenzen der Werte zwischen Punkten mit gleichen Abständen $h = 1d, 2d, \dots$ dargestellt (AKIN & SIMES 1988, HEINRICH 1994, WEBSTER & OLIVER 2001):

$$\gamma^*(h) = \frac{1}{2} \cdot \frac{\sum_{i=1}^{n(h)} \{[z(x_i + h) - z(x_i)]^2\}}{n(h)}$$

γ : Variogrammwert

$z(x)$: ortsabhängige Variable am Punkt x_i

h : Schrittweite

$n(h)$: Anzahl der Wertepaare für jede Schrittweite h

Mit *Range*, *Autokorrelationslänge* oder *Erhaltungsneigung* (a) wird die Entfernung bezeichnet, ab der zwei Proben keine Korrelation mehr miteinander aufweisen. Er wird im Variogramm an der Stelle abgelesen, wo der Variogrammwert der Ausgleichskurve die Gesamtvarianz aller Probewerte (s^2 , σ^2) bzw. den *Sill* (*Schwellenwert*, C) erreicht, bei Anpassung eines exponentiellen oder Gauß'schen Modells üblicherweise bei Erreichen der 95 %-Schwelle der statischen Gesamtvarianz (ELKATEB et al. 2003, Abb. 1c). Der *Sill* ist die Differenz zwischen Gesamtvarianz und Nuggeteffekt ($C = \sigma^2 - C_0$). Der *Nuggeteffekt* (C_0 , Schnittpunkt der verlängerten Ausgleichskurve mit der Ordinate) kann als nicht erfasste Mikrovariabilität oder als Messfehler aufgefasst werden.

Für geostatistische Berechnungen wird empfohlen, dass je Variogrammwert (Verschiebungsschritt) mindestens 30 Wertepaare vorliegen (LEGENDRE & FORTIN 1989) und Variogramme nur bis zur halben Probeflächengröße interpretiert werden (hier: $|h| \leq 40$ m). Diese unteren Richtwerte wurden deutlich überschritten. Die stellenweise *verdichtete* (*geclusterte*) *Probenahme* hatte zur Folge, dass bei bestimmten Schrittweiten

die Anzahl der Wertepaare zwischen den unterschiedlichen Entfernungen stark schwankten und *Proportionalitätseffekte* auftraten, d. h., dass sich die lokale Varianz proportional zum lokalen Mittelwert änderte. Durch die Berechnung *standardisierter* Variogramme – bei denen die Semivarianz auf die Stichprobenvarianz normiert ($\sigma^2 = 1$) und der Nuggeteffekt als prozentualer Anteil angegeben wird – wurden störende Einflüsse dieser Art vermieden. Durch die gewählte Form eines Kreuztransektes ergab sich allerdings eine *Häufung von Probepaaren im mittleren Bereich der Probefläche*. Der Vergleich der Variogramme mit Berücksichtigung aller $n = 221$ Punkte mit den entsprechenden Variogrammen ohne Probepunkte, die im Radius $r < 4$ m um den Kreuzungspunkt lagen ($n = 183$) oder von Punkten nur einer Transektlinie ($n = 111$) ergab, dass die berechneten Autokorrelationslängen vergleichbar waren und nur der Nuggeteffekt in den getesteten Fällen etwas zu hoch eingeschätzt wurde (Bsp. Range / Nuggeteffekt des pH-Wert BN, 0 – 5 cm: alle Punkte: 5,51 m / 0,38; ohne Kreuzungsbereich: 5,35 m / 0,22; nur x-Achse: 5,35 m / 0,20; nur y-Achse: 6,32 m / 0,40).

Weil *Ausreißer* einen starken störenden Einfluss auf die Varianz und das experimentelle Variogramm haben, da die Werte quadriert in die Variogrammberechnung eingehen, wurden bei der Berechnung solche Werte ausgeschlossen, die mehr als die dreifache Standardabweichung vom arithmetischen Mittelwert entfernt lagen. Je Variogramm handelte es sich um durchschnittlich 1,48 % (sd = 0,81) der Werte (ohne Berücksichtigung der Horizontwerte, da in BN die Untergrenzen von AhBv in 21 Fällen nicht erfasst werden konnten). Dieses Vorgehen ist in der Praxis üblich (AKIN & SIMES 1988, WEBS-

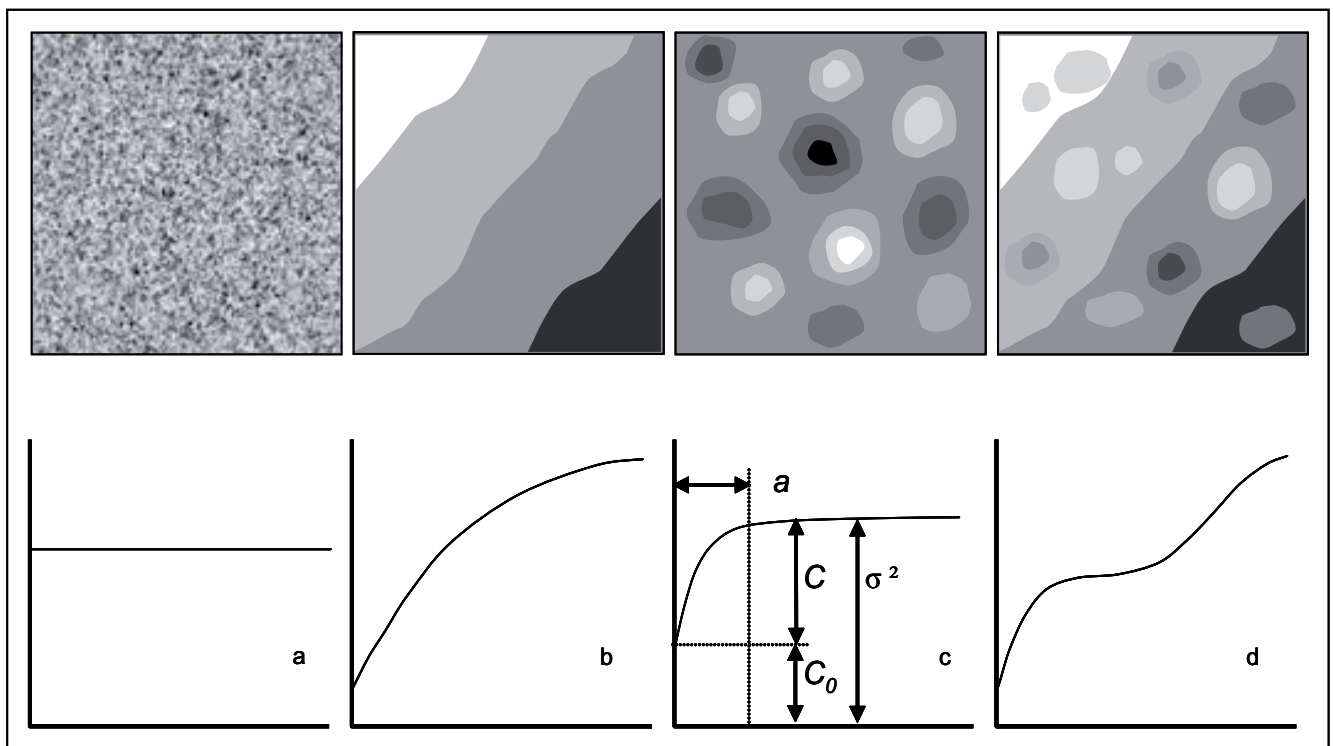


Abb. 1: Semivariogramme (unten) für verschiedene Bodenmuster (schematisch, oben): a) Streuung der Eigenschaften räumlich zufällig oder mit nicht auflösbarer Mikrovarianz, b) Muster großflächiger als Untersuchungsfläche, Drift/Trend, c) kleinräumige Muster (Erklärung der Variablen im Text), d) klein- und großräumige Muster, geschachtelte Struktur; x-Achse: Entfernung h ; y-Achse: Variogrammwert $\gamma(h)$ (verändert nach ETTEMA & WARDLE 2002).

Fig. 1: Semivariograms (below) of various soil patterns (above): a) spatial variability randomly or with non-dissolvable microvariance, b) soil pattern larger than examination site, drift/trend, c) small-scale pattern (explanation of abbr. see text), d) small- and large-scale patterns, nested structure; x-axis: distance h ; y-axis: variogram value $\gamma(h)$ (according to ETTEMA & WARDLE 2002).

TER & OLIVER 2001). Wenn Unsicherheit über die Natur der Extremwerte besteht, sollten robustere Schätzer verwandt werden, durch die aber Nuggeteffekt und Varianz verfälscht widergegeben werden (modulus estimator, MELLERT et al. 2008).

Bei der Variograminterpretation zur Ermittlung der kleinräumigen Heterogenität war die *Hauptstruktur* mit dem ersten Schwellenwert maßgebend, vorhandene *geschachtelte Strukturen* (wenn erster Schwellenwert *unterhalb* der Gesamtvarianz, Abb. 1d), *Locheffekte* (*hole-effects*, wenn erster Schwellenwert *oberhalb* der Gesamtvarianz) und *Driftkomponenten* (die n-ten räumlichen Strukturen sind großflächiger als die Probestfläche, Abb. 1b, d) wurden nicht interpretiert.

Alle Variogramme und die Parameter der angepassten Modelle sind in HORNSCHUCH & RIEK (2007b) und RIEDEL et al. (2008) dokumentiert.

3 Charakterisierung der Untersuchungsflächen

Geologisch handelt es sich beim Untergrund des *Buchen-Naturwaldes (BN)* und *Buchen-Wirtschaftswaldes (BW)* um Sanderebenen des Pommerschen Stadiums der Weichselvereisung, die fluviatil beim Abtauen des Gletschers in Richtung des Thorn-Eberswalder Urstromtals gebildet wurden. Die Bestände *Eichen-Naturwald (EN)* und *Eichen-Wirtschaftswald (EW)* liegen auf einem flachwelligen Grundmoränenplateau im Bereich des Brandenburger Stadiums der Weichselvereisung, dem ältesten Stadium des Jungpleistozäns. Der Geschiebelehm und stellenweise auch Geschiebemergel ist mehr oder weniger mächtig von Sanden und Kiesen überdeckt. Der *Kiefern-Naturwald (KN)* und der *Kiefern-Wirtschaftswald (KW)* liegen im Bereich von Dünenfeldern die während der Jüngeren Tundrenzzeit gebildet wurden. Mit dem beginnenden Subboreal und der neolithischen Besiedlung ist am Südrand des Eberswalder Urstromtals (mit *KW*) eine nochmalige, diesmal anthropogen verursachte Aktivitätsphase eingeleitet worden, was sich u. a. an begraben A-Horizonten und Holzkohleanreicherungen nachweisen lässt (BUSSEMER et al. 1998).

Als Böden haben sich im Bereich von *BN* Braunerden und Parabraunerden mit der Humusform „frischer Mull“ entwickelt (KOSAKOWSKI 1999). Für die Fläche *BW* wurde die Feinbodenform Kahlenberger Grandbraunerde mit der Nährkraftstufe K^{****} kartiert (SEA 95 1996 in Verbindung mit Standortskarte). Für *EN* wird die Nedlitzer Sand-Braunerde (Nährkraftstufe M^{****}) und *EW* Lienewitzer Sand-Braunerde (Nährkraftstufe M^{****}) angegeben. Bei den Böden der Kiefernflächen handelt es sich um Schönebecker Sand-Rostpodsol (Flächen *KN* und *KW*) und Schwarzer Sand-Ranker (Fläche *KW*), jeweils mit der Nährkraftstufe Z^{***}. Gegenüber dem relativ grobkörnigen Material bei *KN* handelt es sich bei dem Ausgangsmaterial auf den Melchower Dünen (*KW*) hauptsächlich um Staubsande, die die Feuchtigkeit gut halten können (BUSSEMER et al. 1998).

Alle Buchen- und Kiefernflächen liegen noch in Reichweite ozeanischer Klimaeinflüsse (*BN*: „Pommersches Klima“, DPN 2006, *BW*, *KN*, *KW*: Großklimabereich β , Ostmecklenb.-Nordbrandenburger Planarklima = Neubrandenburger Klima, Klimastufe Tm, KOPP & SCHWANECKE 1994). Das Klima der Flächen *Eichen-Natur-* und *Eichen-Wirtschaftswald* ist subkontinental getönt (Großklimabereich γ , Märkisch-anhal-

tinisch-westpolnisches Planarklima = südmärkisches Klima = Frankfurter Klima, Klimastufe Tt, KOPP & SCHWANECKE 1994). Das Gebiet wird vom angrenzenden Schlaubetal mikroklimatisch beeinflusst.

Die aktuelle und potentielle Vegetation der Fläche *BN* ist ein Perlgras-Buchenwald (*Melico-Fagetum*, DPN 2006). Neben der bestandesbildenden *Fagus sylvatica* kommen einige, teilweise bis 470jährige *Quercus robur*- und einige *Ulmus laevis*-Exemplare vor. Die Pflanzengesellschaft entspricht dem *Melico-Fagetum* des Ökosystemtypenkonzeptes von HOFMANN (1997, HOFMANN in ANDERS et al. 2002). Der Bestand *BW* ist als Flattergras-Buchenwald (*Milio-Fagetum*, HOFMANN & POMMER 2005) anzusprechen. Aufgrund der starken Lichtstellung und dem beschleunigten Humusabbau hat *Rubus idaeus* relativ hohe Deckungsgrade aufzuweisen. Die Bestände *EN* und *EW* befinden sich außerhalb des klimatischen Buchenwaldgebietes. Für die unmittelbaren Dünenstandorte der Kienschorfeide mit dem Bestand *KN*, die aufgrund der geringen nutzbaren Feldkapazität der relativ groben Sande sehr trocken sind, geben HOFMANN & POMMER (2005) sowie POMMER & RÜFFER (in RÜFFER 2007) als potentielle natürliche Vegetation den Beerkraut-Kiefernwald (*Vaccinio-Pinetum*) mit bestandesbildender *Pinus sylvestris* an, den sie als östlichen Ausläufer des borealen Nadelwaldgebietes auffassen. Frei von Äsungsdruck können sich allerdings auch Laubbaumarten (*Quercus petraea*, *Sorbus aucuparia*, *Padus serotina*) etablieren, die in einem gezäunten Areal bereits in die Strauchschicht aufgewachsen sind und auf einen Forstcharakter hinweisen. Eine ganz ähnliche Pflanzenartenausstattung weist der Bestand *KW* auf. Ein auffällig hoher Deckungsgrad von *Vaccinium vitis-idaea* und das stärkere Hervortreten von *Pleurozium schreberi* und *Dicranum undulatum* zeigen allerdings etwas basenärmere Bedingungen an. Offenbar ermöglicht jedoch der hohe Staubsandanteil, verbunden mit einer verbesserten Wasserversorgung (s. o.), das Vorkommen von Laubbaumarten (*Fagus sylvatica*, *Padus serotina*) im Melchower Dünengebiet. Als potentiell-natürliche Vegetation geben HOFMANN & POMMER (2005) einen Blaubeer-Kiefern-Buchenwald (*Vaccinio-Fagetum*) an. Der aktuelle Bestand muss demnach als Blaubeer-Kiefernforst (*Myrtillio-Cultopinetum*, HOFMANN 1997, HOFMANN in ANDERS et al. 2002) angesprochen werden.

Die geologische, bodenkundliche, klimatische und vegetationskundliche Charakterisierung der Flächen findet sich in Tabelle 1 wieder.

Hinsichtlich der Bestandesgeschichte handelt es sich bei den ausgewählten Naturwäldern um historisch wenig beeinflusste Bestände, während die bewirtschafteten Varianten einem hohen Nutzungsdruck ausgesetzt waren (s. HORNSCHUCH & RIEK 2006a). Der Bestand *BN* liegt in dem jahrhundertlang unbesiedelten Urwaldkomplex entlang der Drawa, der noch bis ins 19. Jahrhundert hinein, u. a. aufgrund seiner Grenzlage zwischen deutschem und polnischem Einflussgebiet, kaum erschlossen war. Demgegenüber war der Bestand *BW* in der Nähe der Klosteranlage Chorin durch Übernutzung (Holzeinschlag, Waldweide) zeitweise ausgesprochen räumlich. Trotz der Nähe zu *EN* – der im ausgehenden 19. Jahrhundert noch als Urwald galt und Besitz des Klosters Neuzelle war – hatte *EW* aufgrund anderer Eigentumsverhältnisse und einer besseren Infrastruktur westlich der Schlaube bereits frühzeitig eine wichtige holzwirtschaftliche Bedeutung. Während der schwerer zugängliche Bestand *KN* in der inneren Schorf-

Tab 1: Untersuchungsflächen.

Table 1: Study sites.

Baumart	Buchen-		Eichen-		Kiefern-	
Hemerobie	Naturwald	Wirtschaftswald	Naturwald	Wirtschaftswald	Naturwald	Wirtschaftswald
Kurzbezeichnung	BN	BW	EN	EW	KN	KW
Ökosystemtyp*	Perlgras-Bu-Wald	Flattergras-Bu-Wald	Waldreitgras-Ei-Wald	Waldreitgras-Ei-Wald	Beerkraut-Ki-Wald (Blaub.-Ki-F.)	Blaubeer-Ki-Forst
Alter im Jahr 2000	differenziert	121 Jahre	differenziert	116 Jahre.	differenziert	78 Jahre
Land	Rep. Polen, Neumark	BR Deutschland, Land Brandenburg	BR Deutschland, Land Brandenburg	BR Deutschland, Land Brandenburg	BR Deutschland, Land Brandenburg	BR Deutschland, Land Brandenburg
Naturraum	Drawa-Niederung	Theerofener Becken	Lieberoser Heide, Hochfläche und Schlaubegebiet	Lieberoser Heide, Hochfläche und Schlaubegebiet	Kienschorfheide, Schorfheide-Sander	Barnimer Heide, Melchower Dünen
Schutzgebiet	Drawa-NP, Reservat Radęcin (NSG Heilige Hallen von Regenthin)	BR Schorfh.-Chorin	Naturpark Schlaubetal, NSG Urwald Fünfeichen	Naturpark Schlaubetal	BR Schorfh.-Chorin, NSG Kienhorst / Köllnseen / Eichheide	Naturpark Barnim
Forstort	Rev. Obwod Ochrony Debina 247b	AfF Eberswalde, OF Chorin, R. Theerofen 154a1	AfF Müllrose, OF Eisenhüttenst., R. Fünfeichen 59a3	AfF Müllrose, OF Schlaubetal, R. Dammendf. 84a1	AfF Eberswalde, OF Grimnitz, R. Kienhorst 95a2	AfF Eberswalde, OF Finowtal, R. Melchow 65a
Koordinaten	53°05'55"N 15°53'55"O	52°54'46"N 13°53'54"O	52°10'00"N 14°29'00"O	52°08'42"N 14°26'26"O	52°58'36"N 13°40'07"O	52°47'16"N 13°42'13"O
Höhe ü. NN	75 m	45 m	101 m	90 m	75 m	65 m
Jahresmitteltemperatur	7,9 °C	8,2 °C	8,6 °C	8,6 °C	8,2 °C	8,2 °C
Jahresniederschlag	592 mm	580 mm	550 mm	550 mm	570 mm	580 mm
eiszeitliches Stadium	Pommersches Stadium der Weichsel-Eiszeit	Pommersches Stadium der Weichsel-Eiszeit	Brandenburger Stadium der Weichsel-Eiszeit	Brandenburger Stadium der Weichsel-Eiszeit	Pommersches Stadium der Weichsel-Eiszeit	Pommersches Stadium der Weichsel-Eiszeit
geolog. Bildung / Substrat	flach abgelagerte Schmelzwassersande auf Geschiebelehm	mächtige Schmelzwassersande der Angermünder Staffel	wellige Grundmoräne, geschiebreicher Decksand auf Geschiebelehm	wellige Grundmoräne, geschiebreicher Decksand auf Geschiebelehm	Schmelzwassersand d. Haupteisrandlage, spätglaziale Flugsand-Düne	Schmelzwassersand d. Haupteisrandlage, spätglazial/holozäne Flugsand-Düne
Bodenform	Bändersand-Braunerde, Parabraunerde	podsolige Sand-Braunerde	podsolige Sand-Braunerde	podsolige Sand-Braunerde	Sand-Podsol	Regosol / Sand-Podsol
morphologische Humusform	Of-Mull	mullartiger Moder	rohumusartiger Moder	rohumusartiger Moder	Rohhumus	Rohhumus
Nährkraft	kräftig bis reich	kräftig	mittel (bis kräftig)	mittel	ziemlich arm	zieml. arm (bis arm)

* für BN nach DPN (2006), sonst nach Hofmann & Pommer (2005)

Tab. 2: Strukturindices der Bodenvegetation und der Regenwurmfauna (Tiefenstraten zusammengefasst) (n = 49).**Table 2:** Indexes of ground vegetation structure and of earthworm community (depths summarized) (n = 49).

Bodenvegetationsarten	BN	BW	EN	EW	KN	KW
Artenzahl N (auf 49 m ²)	8	20	18	16	16	12
Variationskoeffizient des Deckungsgrades der Baumschicht, Kraut- und Moosarten [%]	102,47 144,23 –	115,82 78,16 542,62	113,85 124,70 220,43	102,73 81,12 181,30	685,85 15,49 26,30	494,73 22,98 8,18
Ebenmäßigkeit, Evenness J (nach Shannon-Index) (erste Zahl: N und n _i = Präsenz, zweite Zahl: N und n _i = Deckungsgrad)	0,53 0,33	0,76 0,50	0,76 0,56	0,79 0,61	0,68 0,44	0,76 0,54
Ebenmäßigkeit, Evenness E (nach Simpson-Index) (erste Zahl: N und n _i = Präsenz, zweite Zahl: N und n _i = Deckungsgrad)	0,28 0,18	0,36 0,16	0,33 0,20	0,41 0,24	0,30 0,18	0,46 0,26
Regenwurmart	BN	BW	EN	EW	KN	KW
Artenzahl N (auf 3,06 m ²)	6	3	2	2	n. a.	n. a.
Abundanz (erste Zahl) [Ind. m ⁻²] und Biomasse (zweite Zahl) [g m ⁻²]	28,08 10,48	31,35 12,49	13,39 4,07	6,86 0,47	n. a.	n. a.
Variationskoeffizient Individuen (erste Zahl) und Biomasse (zweite Zahl) [%]	107,08 125,05	114,82 134,86	96,83 108,59	182,57 219,43	n. a.	n. a.
Ebenmäßigkeit, Evenness J (von Shannon-Index)	0,78	0,75	0,94	0,79	n. a.	n. a.
Ebenmäßigkeit, Evenness E (von Simpson-Index)	0,52	0,65	0,95	0,78	n. a.	n. a.

n. a.: nicht analysiert

heide einer relativ schwachen forstlichen Nutzung unterlag, lassen sich für den Bestand KW in unmittelbarer Nähe zur Ortslage Melchow neben historischen Quellen auch bodenkundliche Nachweise starken anthropogenen Einflusses erbringen (holozäne Dünenbildungsprozesse, Holzkohle).

4 Ergebnisse

4.1 Bodenvegetation und Regenwürmer

In Tabelle 2 sind Strukturindices der Bodenvegetation und Regenwurmfauna aufgeführt. Die Variabilität des Deckungsgrades der Krautschicht ist in den Kiefernforsten mit dichter Bodenvegetationsdecke sehr gering. Bei geringeren durchschnittlichen Deckungsgraden (Buchen- und Eichenbestände) weist die jeweilige Naturwaldvariante höhere Variabilitäten auf. Generell zeichnen sich die Naturwälder gegenüber ihren bewirtschafteten Vergleichsbeständen durch eine *niedrigere Evenness*, d. h. eine *höhere Heterogenität* der Verteilung von Individuen derselben Art aus.

Hinsichtlich der Regenwurmfauna ergibt sich ein anderes Bild. Die Artenzahlen sind mit Ausnahme von BN – wo einige endogäische Arten hinzutreten (HAMMER & ZEH 2007) – in den Buchen- und Eichenbeständen ausgesprochen niedrig. Die Wirtschaftswälder weisen höhere Variabilitäten der Abundanz- und Biomassewerte auf. Außerdem zeichnet sich der Eichen-Wirtschaftswald gegenüber der Naturwaldvariante durch niedrigere Evenness-Werte, d. h. eine heterogenere Artenverteilung aus.

4.2 Ober- und unterirdische Bestandesstruktur

Manche der „Rein“-Bestände (BN, BW, EW) weisen einzelne Exemplare einer oder mehrerer Begleitbaumarten auf (Tab. 3, Abb. 2, 3, 5). Erwartungsgemäß sind die jeweils naturnäheren Bestände durch höhere Stammzahlen und Grundflächen gekennzeichnet. Die Totholzanteile (stehendes Holz) liegen bei 4,13 % und 0 % (BN, BW), 14,60 % und 4,61 % (EN, EW) sowie 11,74 % und 0 % (KN, KW). Der hohe Vorrat stehenden Totholzes in Fläche EN und der geringe Vorrat im Kiefern-Naturwald (KN) entspricht den Erkenntnissen aus der Naturwaldforschung über die Akkumulation und Mineralisierungsrate (LEIBUNDGUT 1993).

Gegenüber Urwald-Verhältnissen (LEIBUNDGUT 1993, KORPEL 1995, DRÖSSLER 2006) und den Ertragstafelwerten (SCHÖBER 1987) weist der untersuchte Buchen-Wirtschaftswald eine erheblich reduzierte Stammzahl bzw. weite Stammabstände auf. Der Eichen-Naturwald hat eine stark erhöhte Stammzahl (LEIBUNDGUT 1993). Kiefernwälder weisen unter natürlichen Bedingungen trotz ihrer Lichtbedürftigkeit normalerweise hohe Baumzahlen auf, weil ihre Kronen klein sind (LEIBUNDGUT 1993). Während der Kiefern-Naturwald in dieser Hinsicht urwaldähnliche Baumzahlen aufweist (Tab. 10), sind Stammzahl, Grundfläche und Baumholzvorrat im untersuchten Kiefern-Wirtschaftswald vergleichsweise klein bzw. die Stammabstände relativ groß (Tab. 3).

Die Indices Vitalitätsdurchmischung, Durchmesserdifferenzierung, Winkelmaß sowie den Variationskoeffizienten des Strukturindex nach KALHOFF (2000), des Blattflächenindex und der Kronentransparenz belegen die unregelmäßigeren Verhältnisse in den Naturwäldern gegenüber den entsprechenden Wirtschaftswäldern. In den Naturwäldern sind

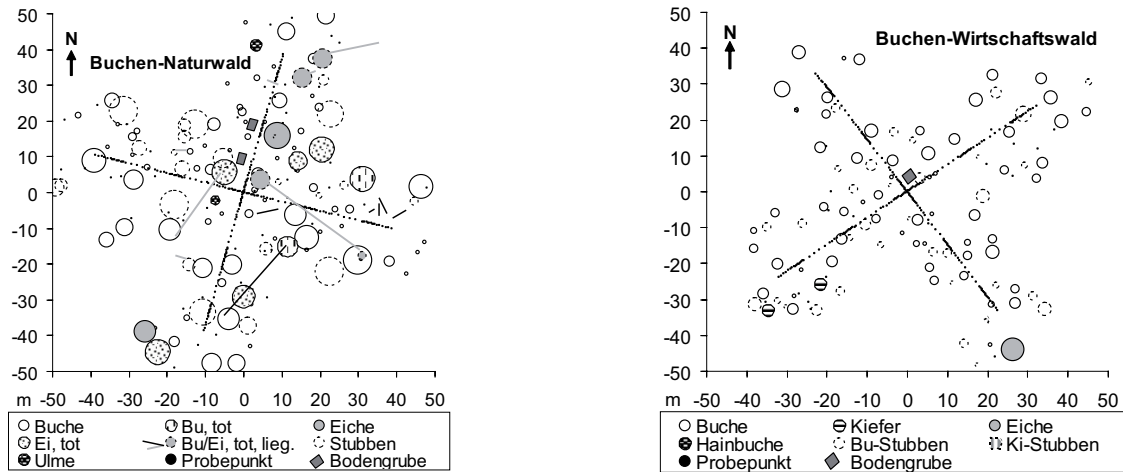


Abb. 2 – 3: Grundriss der Buchen-Untersuchungsflächen (links: Naturwald, rechts: Wirtschaftswald). Kreise bei den Stammpositionen repräsentieren die Brusthöhendurchmesser.

Fig. 2 – 3: Foot print of beech forest sites (left: natural forest, right: managed forest). Circles of stem-positions represent diameter at breast-height.

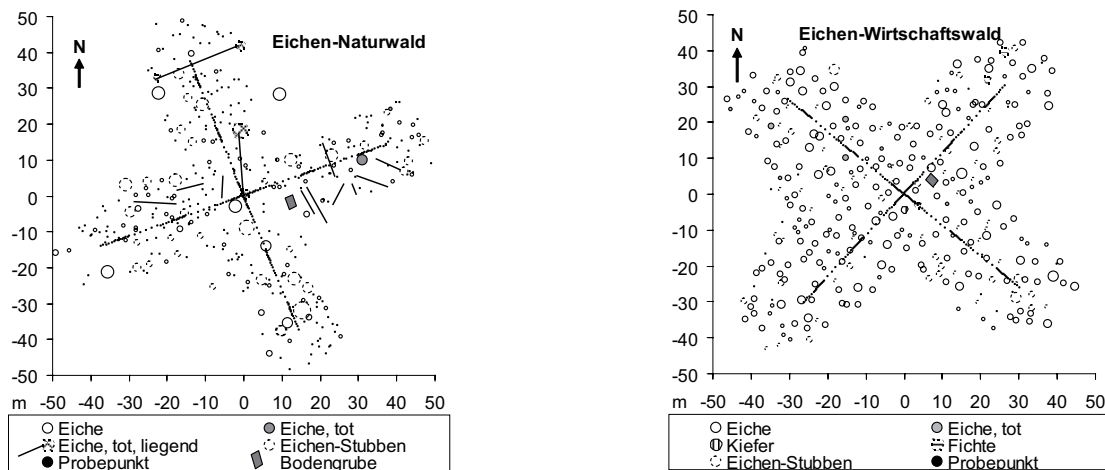


Abb. 4 – 5: Grundriss der Eichen-Untersuchungsflächen (links: Naturwald, rechts: Wirtschaftswald). Kreise bei den Stammpositionen repräsentieren die Brusthöhendurchmesser.

Fig. 4 – 5: Foot print of oak forest sites (left: natural forest, right: managed forest). Circles of stem-positions represent diameter at breast-height.

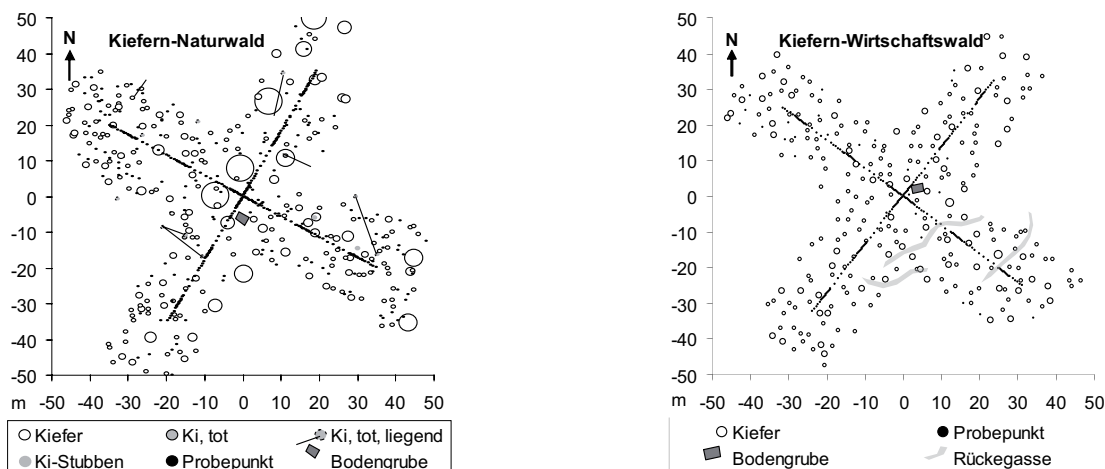


Abb. 6 – 7: Grundriss der Kiefern-Untersuchungsflächen (links: Naturwald, rechts: Wirtschaftswald). Kreise bei den Stammpositionen repräsentieren die Brusthöhendurchmesser.

Fig. 6 – 7: Foot print of pine forest sites (left: natural forest, right: managed forest). Circles of stem-positions represent diameter at breast-height.

Tab. 3: Bestandesparameter und Diversitätsindices (n = 49) der oberirdischen Bestandesstruktur sowie statistische Kennzahlen der Durchwurzelung (n = 221).

Table 3: Stand parameters and indexes of diversity (n = 49) of above-ground stand structure and statistical indexes of rooting properties (n = 221).

oberirdische Bestandesstruktur	BN	BW	EN	EW	KN	KW
Stammzahl Haupt-/Nebenbaumart (leb./tot) [ha ⁻¹]	338 / 15 9 / 6	190 / – 9 / 3	802 / 140 – / –	423 / 20 12 / –	726 / 96 – / –	595 / – – / –
mittlerer Stammabstand (leb.) im Dreiecksverband [m]	5,77	7,63	3,79	5,15	3,99	4,41
Grundfläche Haupt-/Nebenbaumart (leb./tot) [m ² ha ⁻¹]	27,8 / 0,1 3,7 / 4,3	25,1 / – 1,6 / 0,2	34,7 / 3,1 – / –	32,4 / 0,9 1,0 / –	41,2 / 0,7 – / –	30,1 / – – / –
BHD Hauptbaumart (Mittelwert [St.abw.]) [cm]	22,7 [22,6]	35,6 [20,4]	21,0 [10,5]	30,6 [6,4]	23,0 [14,1]	24,9 [5,2]
Kreisfläche Hauptbaumart (Mittelwert [St.abw.]) [m ²]	0,081 [0,161]	0,132 [0,116]	0,043 [0,063]	0,077 [0,030]	0,057 [0,119]	0,051 [0,021]
Strukturindex SI (r < 6 m) (Mittelwert [St.abw.]) [o. E.]	0,150 [0,053]	0,106 [0,036]	0,108 [0,098]	0,088 [0,053]	0,177 [0,219]	0,077 [0,021]
Durchmischung (Arten) [o. E.]	0,031	0,015	0,000	0,056	0,000	0,000
Durchmischung (Vitalität Hauptbaumart) [o. E.]	0,005	0,000	0,194	0,046	0,148	0,000
Durchmesserdivergenz (alle Arten u. Vitalitäten) [o. E.]	0,562	0,435	0,394	0,190	0,395	0,181
Durchmesserdivergenz (Hauptbaumart, lebend) [o. E.]	0,556	0,429	0,367	0,188	0,353	0,181
Winkelmaß (alle Arten und Vitalitäten) [o. E.]	0,663	0,597	0,699	0,648	0,679	0,592
Winkelmaß (Hauptbaumart, lebend) [o. E.]	0,663	0,602	0,684	0,653	0,673	0,592
Variationskoeffizient des Strukturindex SI (r < 6 m) [%]	35,59	34,14	90,08	50,97	124,15	27,25
Variationskoeffizient der Kronentransparenz [%]	n. a.	n. a.	12,63	20,83	14,10	10,86
Variationskoeffizient des Blattflächenindex LAI 0 – 60° [%]	n. a.	n. a.	10,53	19,34	21,32	12,30
unterirdische Bestandesstruktur (Wurzelstruktur)	BN	BW	EN	EW	KN	KW
Mittelwert Feinwurzel- u. Bodenveg.Wurzelvorrat [g m ⁻²]	211,64 2,36	542,64 31,28	284,26 27,14	257,78 39,04	102,42 46,74	217,69 40,67
Median Feinwurzel- u. Bodenveg. Wurzelvorrat [g m ⁻²]	179,20 0,00	522,44 15,32	260,79 19,89	245,40 31,04	94,83 36,60	204,31 26,76
Varianz Feinwurzel- u. Bodenveg.Wurzelvorrat	21059 376	26365 1738	12046 555	14129 1119	2437 1834	7860 1827
Variationskoeffizient der Fein- und Bodenveg.wurzelmasse [%]	68,57 808,33	29,92 133,26	38,61 86,82	46,12 85,90	48,20 91,63	40,73 105,12
Autokorrelationslänge der Fein- und Bodenvegetationswurzelmasse [m]	9,24 3,24	7,32 3,72	12,06 3,97	12,96 4,21/12,07*	4,80 —	4,80 3,24
Nuggeteffekt der Fein- und Bodenvegetationswurzelmasse	0,40 0,57	0,49 0,33	0,67 0,50	0,45 0,55	0,68 —	0,71 0,44

n. a.: nicht analysiert, — nicht modellierbar, * geschachteltes Variogramm: erste/zweite Struktur

einerseits absolut und relativ mehr dünne (d < 20 cm) und andererseits sehr starke Stämme (Kiefer d > 40 cm, Eiche d > 50 cm, Buche d > 70 cm) vorhanden (HORNSCHUCH & RIEK 2006a). Buchen-Natur- als auch -Wirtschaftswald weisen die stärkste, der Bestand KW die geringste Durchmesser-

divergenz auf. Am gleichmäßigsten ist die Stammverteilung im Eichen-Wirtschaftswald bei gleichem Baumalter, unmittelbar danach folgt der Eichen-Naturwald. Die höchsten Werte sind im Kiefern-Naturwald zu finden. Hinsichtlich der Kronenstruktur ist KN diverser als KW, aber EN gleich-

Tab. 4: Statistische Kennzahlen der Horizontmächtigkeiten (n = 221, n = 200 für AhBv in BN).

Table 4: Statistical indexes of soil horizon depths (n = 221, n = 200 for AhBv at BN).

	BN	BW	EN	EW	KN	KW
O-Horizonte	Of	Of(h)	Ofh	Ofh	Ofh	Ofh
Mittelwert [cm]	0,83	1,05	3,83	4,35	5,81	6,98
Median [cm]	0,50	0,50	4,00	4,00	5,50	7,00
Varianz	0,47	0,79	3,33	1,88	4,43	2,01
Variationskoeffizient [%]	82,56	84,19	47,66	31,54	36,22	20,30
Autokorr.länge [m]	12,72	3,82	7,84	3,88	4,74	7,00
Nuggeteffekt	0,67	0,42	0,57	0,72	0,65	0,62
A-Horizonte	Ah	AhAhe	AheAeh	AheAeh	AheAeh	AheAeh
Mittelwert [cm]	-10,15	-10,85	-6,69	-7,27	-13,31	-9,71
Median [cm]	-10,00	-11,00	-6,50	-7,00	-13,00	-9,00
Varianz	7,97	13,51	7,99	9,48	15,39	18,17
Variationskoeffizient [%]	27,80	33,88	42,22	42,33	29,48	43,90
Autokorr.länge [m]	8,80	25,60	11,90	—	9,40	5,40
Nuggeteffekt	0,78	0,80	0,61	—	0,73	0,76
AhBv- und Bs-(Bh-)Horizonte	AhBv	AhBv	BhsBsv	BshBhs	BhsBsv	BshBhs
Mittelwert [cm]	-27,33	-24,07	-16,12	-14,57	-23,91	-18,05
Median [cm]	-27,00	-23,50	-15,00	-13,50	-23,00	-17,00
Varianz	36,01	39,43	28,11	18,17	33,79	30,85
Variationskoeffizient [%]	21,95	26,09	32,90	29,26	24,31	30,78
Autokorr.länge [m]	11,00	7,62	4,50	1,07	4,87	7,14
Nuggeteffekt	0,62	0,72	0,73	0,62	0,44	0,44

mäßiger als EW aufgebaut. Statt der Angabe von Durchschnittswerten ist auch die Darstellung von Klassenspektren üblich, die einen besseren Eindruck über die Strukturvielfalt geben.

Bei Buche und Kiefer ist die Variabilität der Feinwurzeln in den Naturwäldern größer als in den bewirtschafteten Beständen, beim Eichennaturwald erst ab einer Tiefe von 20 cm (HORN SCHUCH et al. 2008). Der Buchen-Wirtschaftswald mit der höchsten Feinwurzeldichte weist die geringste Variabilität auf. Die geostatistischen Analysen zeigen im Hinblick auf Autokorrelationslänge und Nuggeteffekt deutlichere Unterschiede nur zwischen den Baumarten bzw. Baumart und Bodenvegetation, nicht aber zwischen den Natürlichkeitsvarianten.

4.3 Bodenparameter

4.3.1 Horizontierung

Die Mächtigkeit der Of(h)-Schicht nimmt von den Buchen über die Eichen- zu den Kiefernbeständen zu. In den Naturwäldern von Eiche und Kiefer variiert die Mächtigkeit der Auflage (rohhumusart. Moder und Rohhumus) stärker als in Wirtschaftswäldern (Tab. 4). Der Buchen-Naturwald zeichnet sich durch die beste Humusform (F-Mull) aus, weshalb die Of-Lage durchgängig sehr geringmächtig und vergleichsweise homogen ausgeprägt ist.

Im Blick auf das kleinräumige Muster der Auflagemächtigkeit zeigen sich keine artspezifischen Abhängigkeiten (Tab. 4). Die Autokorrelationslängen sind jedoch bei den Laubwäldern

in den naturnahen Varianten (BN, EN) größer als in den entsprechenden Wirtschaftswäldern. In BW lassen sich 42 %, in den anderen Beständen sogar ca. 60 % der Varianz in dieser Skalenebene (h ≥ 0,40 m) nicht durch raumgebundene Prozesse dieser Skalierung erklären.

Die Mächtigkeit der A-Horizonte variiert in den bewirtschafteten Beständen stärker als in den Naturwäldern (Tab. 4). Im stark podsoligen, basenarmen Regosol des Kiefern-Wirtschaftswaldes (Tab. 1) variiert die Untergrenzen des Bhs-Horizontes außerordentlich stark, während die Entwicklungstiefen des AhBv-Horizontes im Buchen-Naturwald sehr gleichmäßig ist.

Alle Naturwälder weisen ähnliche Autokorrelationslängen des A-Horizontes auf. Im Buchen-Wirtschaftswald fallen die sehr großen, im Kiefern-Wirtschaftswald dagegen die kleinen Autokorrelationslängen ins Auge.

Die Untergrenze des Bhs-Illuvialhorizontes (EN, EW, KN, KW) variiert kleinräumig etwas stärker als der AhBv-Übergangshorizont in den Buchenbeständen, der auch über größere Entfernungen autokorreliert ist.

4.3.2 Aktuelle Oberbodenfeuchte und Trockenrohdichte

Die aktuelle Oberbodenfeuchte wird durch den räumlich differenzierten Bestandesniederschlag, die Heterogenität der bodenphysikalischen Eigenschaften und – je nach Beprobungszeitpunkt nach einem Niederschlagsereignis – durch die Evapotranspiration der Waldbodenvegetation und

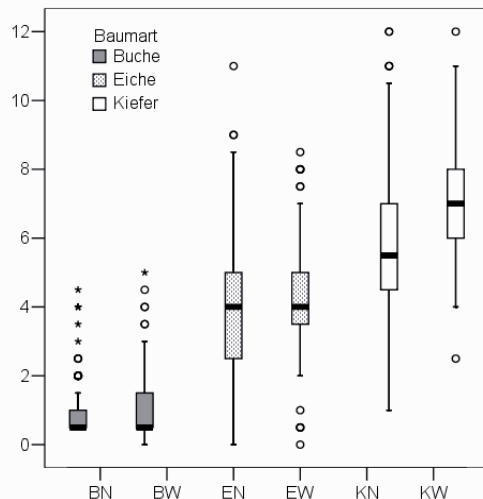


Abb. 8: Mächtigkeit der organischen Auflage [cm].

Fig. 8: Thickness of organic layer [cm].

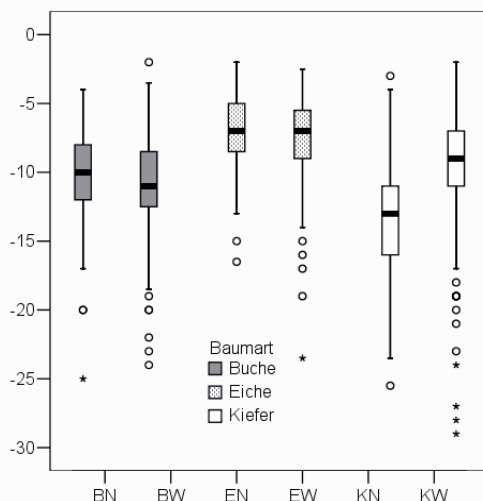


Abb. 9: Untergrenze des A- (Ah, Aeh, Ahe, Ae) Horizontes [cm].

Fig. 9: Depth of A (Ah, Aeh, Ahe, Ae) horizon [cm].

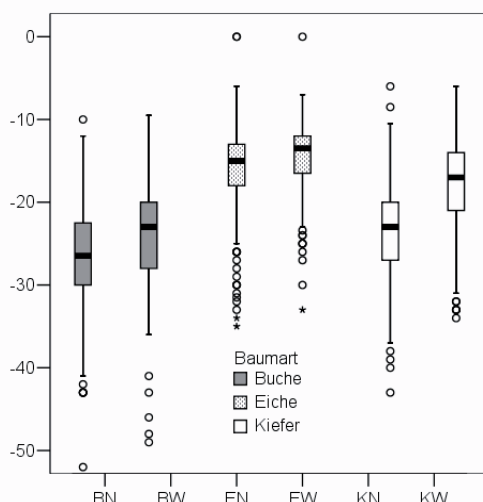


Abb. 10: Untergrenze des AhBv- (Buche) bzw. Bsh-Horizontes (Ei, Ki) [cm].

Fig. 10: Depth of AhBv (beech) resp. Bsh horizon (oak, pine) [cm].

die Oberbodendurchwurzelung bestimmt. Der Bestandesniederschlag ist von der örtlichen Bestandesdichte, der Interzeptionsverdunstung und Kronenrauhigkeit abhängig. Obwohl nicht davon ausgegangen werden kann, dass Kronen- und Bestandesniederschlagsmuster lotrecht deckungsgleich sind, wurde vermutet, dass die Variabilität der Oberbodenfeuchte in den Naturwäldern größer ist, weil auch o. g. Bedingungen, vor allem die Bestandesstruktur, diverser sind (Kap. 4.1). Eine zeitgleiche Probenahme bei idealen Witterungsbedingungen konnte nur in den Kiefernbeständen erfolgen (Kap. 2.3.5). Dort zeigt sich, dass sowohl nach einer Regenperiode als auch nach Trockenheit eine höhere Variabilität im Naturwald vorliegt (Tab. 7).

Die mittlere Trockenrohdichten (TRD) zwischen Natur- und Wirtschaftswäldern unterscheiden sich nicht (Eiche, Kiefer) bzw. entsprechen nicht der Erwartung (BN > BW). Auch das 90-Perzentil weist nicht auf deutlich höhere maximale Bodendichten in den Wirtschaftswäldern hin und stellt sich bei Buche sogar andersherum als vorhergesagt dar. Der Variationskoeffizient der TRD ist in den Naturwäldern von Buche und Kiefer größer als in den entsprechenden Wirtschaftswäldern. Bei der Spannweite ergibt sich ein ähnliches Bild (Tab. 7).

4.3.3 Bodenreaktion

Die Berechnung mittlerer pH-Werte erfolgte über die Mittelung der delogarithmierten Einzelwerte (= Protonengehalte) und anschließende Logarithmierung des Protonengehaltes (pH-Wert). Der Variationskoeffizient wurde für die Protonengehalte ermittelt (Tab. 6, Abb. 11 – 13). Deutliche, tiefenstufenunabhängige Unterschiede zwischen Naturwald- und Wirtschaftswaldvarianten bestehen nicht. In den Naturwäldern zeichnen sich aber im Oberboden relativ größere Variabilitäten ab: Bezieht man die Einzelwerte von 0 – 5 cm auf den mittleren Variationskoeffizienten des Gesamtprofils (0 – 40 cm), liegen diese in den Naturwäldern über denen der Wirtschaftswälder (BN: 182,86; BW: 142,90; EN: 123,96; EW: 106,58; KN: 88,98; KW: 81,78 %).

Auch die Autokorrelationslängen variieren in den verschiedenen Tiefenstufen teilweise stark und zeigen keine einheitliche Tiefen- oder Hemerobietrends an. Gegenüber den entsprechenden Wirtschaftswäldern sind sie im Kiefern-Naturwald in allen Tiefen, bei Buche nur im oberen und bei Eiche nur im unteren Profilausschnitt größer (Tab. 6, Abb. 15).

Mit Ausnahme des Bestandes KW ist der Nuggeteffekt beim pH-Wert mit < 50 % im Allgemeinen und in den Naturwäldern im Besonderen relativ klein (Tab. 6, Abb. 14).

4.3.4 Organische Bodensubstanz

Der Variationskoeffizient des Gehaltes an organischer Bodensubstanz (im Folgenden syn. Humusgehalt) ist in den Naturwäldern von Buche und Eiche in (fast) allen Tiefenstufen höher als in den Wirtschaftswaldvarianten. Zwischen den Kiefernvarianten besteht kein einheitlicher Trend über alle Tiefen hinweg. Der Variationskoeffizient im Kiefern-Naturwald ist nur im Oberboden größer als im entsprechenden Wirtschaftswald auf schwach entwickeltem Regosol bei sehr geringem mittlerem Humusgehalt. Im Oberboden nimmt die Variabilität von den Buchen- (BW, BN) über die Eichen- (EW, EN) hin zu den Kiefernbeständen (KN, KW) zu. Sie ist

Tab. 5: Statistische Kennzahlen der aktuellen Oberbodenfeuchte nach Niederschlags- bzw. Trockenperiode (0 – 10 cm, n = 49) und Variabilität der Trockenrohdichte (0 – 5 cm, n = 49).

Table 5: Statistical indexes of actual topsoil moisture after a period of precipitation and drought (0 – 10 cm, n = 49), respectively; variability of dry soil density (0 – 5 cm, n = 49).

aktuelle Feuchte nach Niederschlagsperiode	BN*	BW*	EN*	EW*	KN	KW
Mittelwert [Massen-%]	16,77	10,10	15,32	13,26	10,81	10,44
Median [Massen-%]	16,53	9,86	14,65	11,85	10,43	10,52
Varianz	16,989	3,994	18,696	24,790	17,780	7,093
Variationskoeffizient [%]	24,58	19,79	28,23	37,55	39,00	25,50
aktuelle Feuchte nach Trockenheitsperiode						
Mittelwert [Massen-%]	10,43	7,25	10,78	10,13	9,51	8,50
Median [Massen-%]	9,88	6,89	10,38	9,93	9,40	8,70
Varianz	5,658	3,054	4,969	2,308	8,912	4,965
Variationskoeffizient [%]	22,81	24,09	20,68	15,00	31,39	26,22
Trockenrohdichte						
Mittelwert [g cm ⁻¹]	1,27	1,16	1,06	1,10	1,29	1,30
Median [g cm ⁻¹]	1,29	1,14	1,09	1,11	1,33	1,33
Varianz	0,0241	0,0164	0,0237	0,0267	0,0147	0,0082
Variationskoeffizient [%]	12,20	11,16	14,46	14,82	9,42	6,95
Spannweite	0,90	0,71	0,63	0,72	0,61	0,49
10-Perzentil [g cm ⁻¹]	1,09	1,01	0,80	0,87	1,14	1,17
90-Perzentil [g cm ⁻¹]	1,43	1,30	1,26	1,30	1,39	1,40

* Zuordnung der Probenahmen „Oberbodenfeuchte“ zu den Varianten „nach Niederschlags-“ und „nach Trockenheit“ erfolgte nachträglich anhand der Mittelwerte

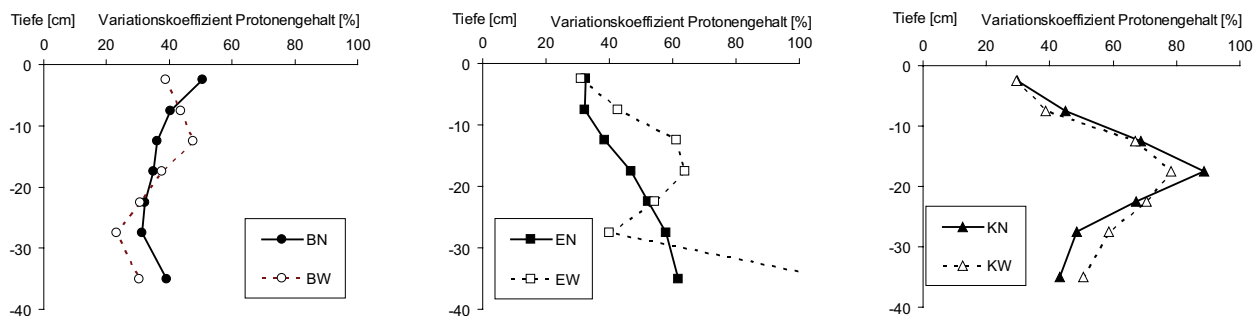


Abb. 11 – 13: Variationskoeffizient der Protonengehalte in verschiedenen Tiefen der Buchen-, Eichen- und Kiefernbestände [%].

Fig. 11 – 13: Coefficient of variation of the proton concentration in different soil depths of beech, oak and pine stands [%].

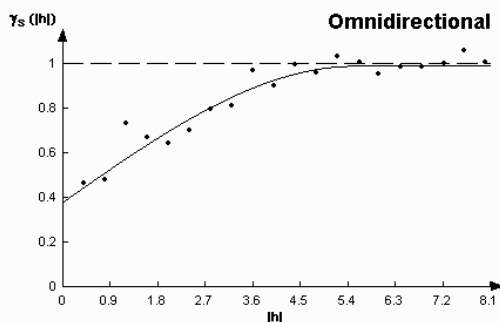


Abb. 14: Variogramm des pH-Wertes in 0 – 5 cm im Buchen-Wirtschaftswald.

Fig. 14: Variogram of pH value in 0 – 5 cm depth in natural forest of beech.

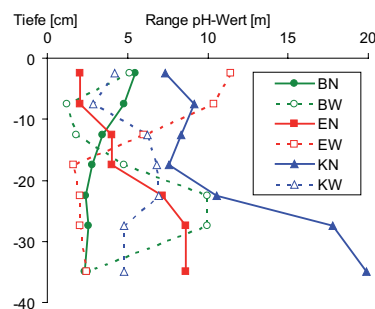


Abb. 15: Autokorrelationslängen des pH-Wertes in verschiedenen Bodentiefen der Buchen-, Eichen- und Kiefernbestände [m].

Fig. 15: Ranges of pH value in different depths of beech, oak and pine stands [m].

Tab. 6: Statistische Kennzahlen der pH-Werte und Humusgehalte (n = 221).**Table 6:** Statistical indexes of pH value and humus content (n = 221).

	Tiefe [cm]	pH-Wert bzw. Protonengehalt						Gehalt an organischer Bodensubstanz					
		BN	BW	EN	EW	KN	KW	BN	BW	EN	EW	KN	KW
Mittelwert (bei pH: ermittelt aus den Protonen- gehalten)	0 – 5	3,67	3,37	3,27	3,19	2,95	2,92	4,31	6,30	5,84	4,51	6,33	4,90
	5 – 10	3,77	3,50	3,45	3,45	3,19	3,18	2,47	3,48	2,53	2,46	2,60	2,26
	10 – 15	3,89	3,74	3,67	3,80	3,51	3,49	1,91	2,41	1,85	1,97	2,10	2,09
	15 – 20	4,00	3,93	3,90	4,08	3,86	3,81	1,59	1,89	1,52	1,77	2,12	1,74
	20 – 25	4,08	4,03	4,02	4,19	4,10	4,04	1,35	1,56	1,33	1,54	1,64	1,41
	25 – 30	4,13	4,11	4,08	4,24	4,22	4,16	1,14	1,28	1,21	1,29	1,22	1,11
	30 – 40	4,12	4,16	4,06	4,20	4,28	4,25	0,98	0,97	0,81	0,94	0,84	0,81
Median (bei pH: aus pH- Werten)	0 – 5	3,68	3,39	3,28	3,20	2,95	2,93	3,89	5,98	5,02	4,11	5,06	4,09
	5 – 10	3,78	3,53	3,48	3,48	3,18	3,18	2,33	3,12	2,32	2,29	2,29	2,01
	10 – 15	3,89	3,78	3,69	3,90	3,62	3,59	1,84	2,31	1,74	1,90	2,01	1,95
	15 – 20	4,01	3,97	3,97	4,16	4,01	3,96	1,51	1,87	1,42	1,73	2,02	1,68
	20 – 25	4,08	4,06	4,09	4,25	4,21	4,14	1,29	1,54	1,21	1,49	1,57	1,36
	25 – 30	4,13	4,12	4,16	4,28	4,29	4,24	1,08	1,27	0,99	1,26	1,17	1,01
	30 – 40	4,15	4,17	4,16	4,28	4,35	4,31	0,88	0,95	0,70	0,89	0,80	0,70
Varianz	0 – 5							2,494	3,728	10,943	2,699	13,515	8,648
	5 – 10							0,512	1,743	0,956	0,759	3,595	0,769
	10 – 15							0,247	0,325	0,303	0,152	0,231	0,556
	15 – 20	/	/	/	/	/	/	0,200	0,111	0,228	0,101	0,440	0,311
	20 – 25							0,126	0,085	0,728	0,115	0,190	0,182
	25 – 30							0,102	0,071	4,751	0,102	0,094	0,234
	30 – 40							0,128	0,057	0,194	0,097	0,053	0,482
Variations- koeffizient (bei pH: Protonen- gehalte) [%]	0 – 5	50,54	38,81	32,41	30,94	29,85	29,35	36,67	30,66	56,63	36,39	58,07	59,98
	5 – 10	40,32	43,57	32,13	42,72	44,84	38,58	28,93	37,99	38,72	35,38	73,05	38,77
	10 – 15	36,29	47,61	38,49	61,34	68,66	67,09	26,00	23,68	29,81	19,80	22,85	35,71
	15 – 20	34,85	37,59	47,01	63,96	88,69	78,40	28,19	17,63	31,42	17,94	31,31	32,01
	20 – 25	32,23	30,59	52,29	54,27	67,30	70,60	26,27	18,70	63,90	22,08	26,54	30,26
	25 – 30	31,23	23,09	57,99	40,01	48,56	58,71	28,17	20,76	180,74	24,66	24,97	43,74
	30 – 40	39,22	30,31	61,88	111,39	43,21	50,55	36,62	24,70	54,07	33,19	27,43	85,65
Auto- korrela- tionslänge [m]	0 – 5	5,51	5,16	—	11,44	7,32	4,20	8,40	1,64	7,20	6,40	3,62	15,12
	5 – 10	4,80	1,20	2,03	7,80	9,18	2,88	3,89	1,15	4,70	5,18	—	19,68
	10 – 15	3,42	1,80	4,05	—	8,33	6,24	4,44	2,42	6,24	2,79	3,34	16,20
	15 – 20	2,82	4,80	4,05	1,64	7,56	6,84	4,74	2,42	5,64	3,81	5,83	8,28
	20 – 25	2,40	9,96	7,20	2,05	10,54	6,96	5,67	1,86	5,22	2,75	4,54	8,40
	25 – 30	2,58	9,96	8,64	2,05	17,76	4,80	3,18	2,03	—	5,39	7,03	8,40
	30 – 40	2,34	(2,52/ 8,00)*	8,64	2,46	19,91	—	10,20	2,03	5,35	6,48	6,48	8,64
Nugget- effekt	0 – 5	0,38	0,64	—	0,43	0,54	0,78	0,71	0,74	0,90	0,81	0,56	0,79
	5 – 10	0,54	0,20	0,19	0,71	0,28	0,72	0,41	0,54	0,84	0,70	—	0,58
	10 – 15	0,11	0,47	0,42	—	0,26	0,52	0,60	0,71	0,75	0,67	0,62	0,80
	15 – 20	0,25	0,40	0,41	0,35	0,52	0,58	0,70	0,73	0,62	0,67	0,57	0,74
	20 – 25	0,10	0,62	0,52	0,32	0,61	0,70	0,65	0,66	0,72	0,82	0,60	0,80
	25 – 30	0,21	0,56	0,41	0,20	0,63	0,87	0,69	0,61	—	0,75	0,55	0,67
	30 – 40	0,19	(0,29/ 0,53)*	0,34	0,70	0,80	—	0,45	0,20	0,83	0,60	0,79	0,69

— nicht modellierbar, * Variogramm mit geschachtelter Struktur (erste/zweite)

aber auch im Unterboden von EN (und KW) äußerst hoch (Tab. 6, Abb. 16 – 18).

In den Naturwäldern von Buche und Eiche sind – wie bei den Variationskoeffizienten – in nahezu allen Tiefenstufen auch größere Autokorrelationslängen als gegenüber den bewirtschafteten Flächen nachzuweisen. Demgegenüber weist der Kiefernwirtschaftswald ausgesprochen große Autokorrelationslängen auf (im Oberboden 15 – 20 m gegenüber 3,50 m in KN). Im Kiefern-Naturwald ist die hohe Variabilität des

Humusgehaltes also mit relativ kurzen Ranges verbunden. (Tab. 6, Abb. 20).

Beim Humusgehalt sind die Streuung der Variogrammpunkte und der Nuggeteffekt mit ca. 70 % wesentlich größer (Tab. 6, Abb. 19) als beim pH-Wert (Tab. 6, Abb. 14). Das bedeutet, dass die raumgebunden Muster und Interkorrelationen schwächer ausgebildet sind. In den Buchenbeständen ist ein Tiefengradient der Variogramstreuung und Nugget-Varianzen festzustellen, d. h. dass der Anteil nicht-erklärbarer Varianz im Oberboden groß ist und mit der Tiefe abnimmt.

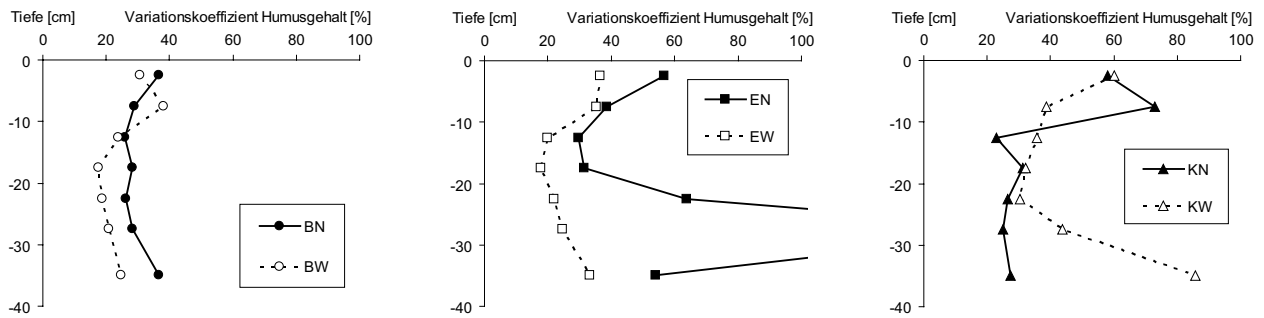


Abb. 16 – 18: Variationskoeffizient des Humusgehaltes in verschiedenen Tiefen der Buchen-, Eichen- und Kiefernbestände [%].

Fig. 16 – 18: Coefficient of variation of humus content in different depths of beech, oak and pine stands [%].

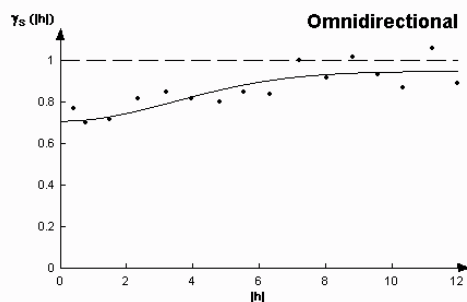


Abb. 19: Variogramm des Humusgehaltes in 0 – 5 cm in Fläche BN.

Fig. 19: Variogram of humus content in 0 – 5 cm depth in BN.

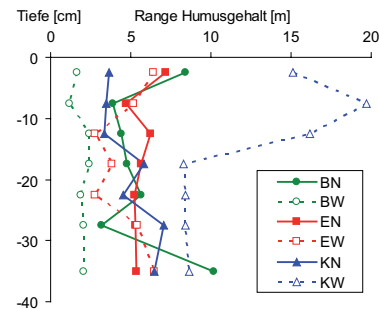


Abb. 20: Autokorrelationslängen des Humusgehaltes in verschiedenen Bodentiefen der Buchen-, Eichen- und Kiefernbestände [m].

Fig. 20: Ranges of humus content in different depths of beech, oak and pine stands [m].

4.3.5 Kationenaustauschkapazität

Kationenaustauschkapazität und Sättigungsgrade wurden in den Beständen BW, EW, KN und KW an allen 221 Probenpunkten in den Tiefenstufen 0 – 5, 10 – 15, 30 – 40 cm untersucht. In BN und EN erfolgte die Analyse nur an den 49 Intensivuntersuchungspunkten in 0 – 5 cm Tiefe.

Die Kationenaustauschkapazität ist in Sandböden im Wesentlichen an die Humussubstanz gebunden. So sind wie beim Humus Variabilität und Autokorrelationslängen der AKe in KW am höchsten (Ausnahme Variationskoeffizient in 0 – 5 cm, Tab. 7) und in den Naturwäldern von Buche und Eiche (Oberboden) größer als in den entsprechenden Wirtschaftswäldern. Auch der Nuggeteffekt ist bei der AKe durch relativ hohe Werte gekennzeichnet.

4.3.6 Basensättigung und Sättigungsgrade einzelner Elemente

Bei Elementkonzentrationen oder -sättigungsgraden werden vergleichsweise sehr hohe Variationskoeffizienten in Humusaufgabe und oberen Mineralboden festgestellt. Nach einer Literaturrecherche werden von GRIGAL et al. (1991) für Ca 18 – 35 %, Mg 14 – 45 % und K 19 – 70 (181) % angegeben. Die Angaben von Tabelle 8 lassen sich in dieses Spektrum einordnen.

Bei der Basensättigung sind die Variabilitäten und in der Regel auch die Autokorrelationslängen im Kiefern-Naturwald größer als im Wirtschaftswald (Tab. 8). Für den Buchen- und Eichen-Naturwald lassen sich Aussagen nur für den Vari-

ationskoeffizienten der obersten Tiefenstufe machen. Auch diese Naturwald-Bestände erweisen sich hinsichtlich der Basensättigung variabler als ihre Referenzbestände. Der Nuggeteffekt ist mit bis zu 83 % im Allgemeinen relativ hoch. Eine Ausnahme bildet der Oberboden der Kiefernbestände mit vergleichsweise starker räumlicher Autokorrelation (0 – 5 cm: ≤ 40 %).

Zu ähnlichen Ergebnissen führt die Analyse der Variabilität und räumlichen Muster der Sättigung der basischen Ca- und Mg-Ionen (Tab. 8), während die Autokorrelationslängen bei Na und K in KW – insbesondere im Unterboden – sehr groß sind bzw. sich aufgrund geringer Konzentration (Nachweisgrenze) nicht ermitteln lassen (Tab. 8). Auch die Sättigungsgrade der sauer reagierenden Elemente variieren in den Natur- stärker als in den Wirtschaftswäldern (Tab. 8). Die Fe-Sättigung streut in den Buchenbeständen am stärksten, die von Mn in den Eichen- und Kiefernbeständen. Die Autokorrelationslängen der Mn-Sättigung ähneln auf den Flächen der der Basensättigung. So sind in KN gegenüber KW größere Autokorrelationen nachzuweisen (Tab. 8). Analog der Verhältnisse bezüglich Humusgehalt, AKe und K-Sättigung ist aber die Autokorrelationslänge bei der Al-Sättigung in KN kleiner als in KW. Für die Fe-Sättigung ließen sich die Autokorrelationslängen nicht immer modellieren.

4.3.7 Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt sowie C/N-Verhältnis

Der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt stehen in enger Beziehung zum Humusgehalt. C- und N-Gehalte sowie das C/N-

Tab. 7: Statistische Kennzahlen der effektiven Kationenaustauschkapazität und der Basensättigung (n = 221, in BN und EN n = 49).**Table 7:** Statistical indexes of effective cation exchange capacity and base-saturation (n = 221, in BN and EN n = 49).

	Tiefe [cm]	Kationenaustauschkapazität						Basensättigung					
		BN	BW	EN	EW	KN	KW	BN	BW	EN	EW	KN	KW
Mittelwert [μmol g ⁻¹ Bod. bzw. %]	0 – 5	3,161	3,004	2,593	2,162	2,283	2,205	51,59	38,48	24,87	14,95	22,66	20,81
	10 – 15	n. a.	1,746	n. a.	1,550	1,333	1,449	n. a.	12,40	n. a.	8,05	10,43	7,42
	30 – 40	n. a.	0,953	n. a.	0,816	0,472	0,562	n. a.	11,30	n. a.	10,45	12,05	9,13
Median [μmol g ⁻¹ Bod. bzw. %]	0 – 5	2,711	2,986	2,305	2,104	1,959	1,963	46,78	36,85	19,34	13,71	20,89	19,87
	10 – 15	n. a.	1,707	n. a.	1,531	1,338	1,427	n. a.	11,39	n. a.	7,60	8,90	6,94
	30 – 40	n. a.	0,942	n. a.	0,739	0,440	0,521	n. a.	10,77	n. a.	9,39	10,56	8,81
Varianz	0 – 5	2,367	0,324	0,859	0,159	0,915	0,698	362,35	158,01	224,68	92,62	91,42	60,39
	10 – 15	n. a.	0,089	n. a.	0,072	0,067	0,127	n. a.	27,12	n. a.	80,74	22,33	7,92
	30 – 40	n. a.	0,027	n. a.	0,078	0,021	0,030	n. a.	10,62	n. a.	96,64	35,11	4,67
Variations- koeffizient [%]	0 – 5	48,67	18,95	35,75	18,43	41,89	37,91	36,90	32,66	60,28	35,93	42,20	37,35
	10 – 15	n. a.	17,05	n. a.	17,35	19,44	24,61	n. a.	42,00	n. a.	27,48	45,31	37,93
	30 – 40	n. a.	17,32	n. a.	34,25	30,90	30,93	n. a.	28,84	n. a.	47,91	49,15	23,67
Auto- korrelations- länge [m]	0 – 5	---	3,24	---	2,91	2,87	10,80	n. a.	6,48	n. a.	9,18	5,72	3,55
	10 – 15	n. a.	5,67	n. a.	1,52	8,46	10,92	n. a.	7,20	n. a.	4,62	5,25	5,68
	30 – 40	n. a.	12,41	n. a.	4,97	7,20	---	n. a.	5,50	n. a.	3,03	6,27	4,33
Nugget- effekt	0 – 5	---	0,74	---	0,70	0,67	0,78	n. a.	0,71	n. a.	0,81	0,32	0,40
	10 – 15	n. a.	0,68	n. a.	0,40	0,58	0,70	n. a.	0,83	n. a.	0,80	0,70	0,70
	30 – 40	n. a.	0,49	n. a.	0,30	0,63	---	n. a.	0,70	n. a.	0,79	0,78	0,68

n. a.: nicht analysiert; --- nicht modellierbar; * aus allen Einzelwerten

Verhältnis weisen auch auf vermeintlich homogenen Standorten sehr heterogene Verteilungen auf (Tab. 9).

Wie beim Humusgehalt (s. Kap. 4.8) ist die Variabilität und Autokorrelationslänge des Kohlenstoffgehaltes in den Naturwäldern von Buche und Eiche höher als in den Wirtschaftswäldern, aber im Kiefern-Naturwald kleiner als im Kiefern-Wirtschaftswald (Tab. 9). Ähnlich sind die Relationen bei Betrachtung des Stickstoffgehaltes, dessen höchste Schwankung im Eichen-Naturwald festgestellt wurde. Hohe Variabilitäten sind auch in den Kiefernbeständen nachzuweisen (Tab. 9).

Die Variationskoeffizienten für das C/N-Verhältnis sind auf jeder Fläche geringer als die der entsprechenden C- und N-Gehalte (Tab. 9). Die geringste Variabilität weist der Buchenbestand BN, und die höchste der Eichen-Naturwald und Kiefern-Wirtschaftswald auf. Im Flächenvergleich erhöhen sich die Variationskoeffizienten, je weiter das mittlere C/N-Verhältnis ist, also in der Reihenfolge BN < BW < EN/EW/KN < KW. Während der Wert in der Naturwaldvariante von Eiche stärker streut, erweisen sich bei Buche und Kiefer die bewirtschafteten Wälder als heterogener.

Die Autokorrelationslängen sind in BN und EN gegenüber den bewirtschafteten Varianten groß, zwischen KN und KW ist es wieder umgekehrt.

Auffällig ist, dass der Nuggeteffekt mit 35 – 57 % für das C/N-Verhältnis deutlich niedriger als beim C- und N-Gehalt ist (Tab. 9).

5 Diskussion

5.1 Unterschiede zwischen Beständen unterschiedlicher Baumarten im Hinblick auf Bodenheterogenität

Das Probeflächendesign erlaubt die Untersuchung des Einflusses von Bewirtschaftung (Hemerobie) innerhalb eines Bestandestyps (Hauptbaumart, Ökosystem, Kap. 5.2) und den Vergleich verschiedener Bestandestypen auf Sandböden untereinander. Als Edifikatoren prägen die (Haupt-) Baumarten das Ökosystem durch spezifische ober- und unterirdische Struktureigenschaften, Stoffflüsse und Prozessabläufe. Einzelbaum und lokale Bestandesstrukturen wirken sich je nach bestandesbildender Baumart auf andere Ökosystemkompartimente aus. Die Vegetationsstruktur ist bei homogenem Ausgangssubstrat eine wichtige Ursache der kleinräumigen Bodenheterogenität (Kap. 7.2.2 in HORN-SCHUCH & RIEK 2009) und beeinflusst die mittlere Ausprägung und die räumlichen Muster von Bodeneigenschaften, z. B. Anzahl, Größe und Kontrast von „patches“ (microsites). Bestandestypische Unterschiede betreffen nicht nur die Maßstabsebene einzelbaumbezogener Strukturen, sondern auch raum-zeitliche Eigenschaften der Waldtextur des Ökosystems im Zusammenhang des Mosaik-Zyklus (REMMERT 1991, KORPEL 1995). Die Befunde zur Diversität und Heterogenität von Bodenkennwerten müssen daher vor dem Hintergrund der charakteristischen Bestandesstruktur von Buchen-, Eichen- und Kiefernökosystemen interpretiert werden. Ergebnisse der bestandesstrukturellen Urwaldforschung verschiedener Ökosysteme finden sich z. B. in LEIBUNDGUT (1993) und KORPEL (1995). Auch in bewirtschafteten Hochwäldern sind

Tab. 8: Statistische Kennzahlen der Sättigungsgrade der Elemente (n = 221, in BN und EN n = 49).

Table 8: Statistical indexes of cation saturation (n = 221, in BN and EN n = 49).

	Tiefe [cm]	BN	BW	EN	EW	KN	KW	BN	BW	EN	EW	KN	KW
Ca und Mg		Ca						Mg					
Variations- koeffizient [%]	0 – 5	47,46	40,29	86,06	57,91	56,96	47,32	34,99	30,49	43,42	36,04	36,22	38,66
	10 – 15	n. a.	51,35	n. a.	43,00	58,46	60,19	n. a.	63,06	n. a.	37,70	50,84	38,37
	30 – 40	n. a.	30,81	n. a.	98,81	68,47	31,59	n. a.	68,24	n. a.	49,32	99,12	47,25
Autokorre- lationslänge [m]	0 – 5	n. a.	6,16	n. a.	8,40	6,05	3,98	n. a.	6,82	n. a.	—	5,61	2,84
	10 – 15	n. a.	7,70	n. a.	7,20	5,68	4,69	n. a.	5,68	n. a.	4,76	—	—
	30 – 40	n. a.	6,60	n. a.	—	6,60	3,44	n. a.	6,53	n. a.	4,26	—	—
Nugget- effekt	0 – 5	n. a.	0,70	n. a.	0,71	0,32	0,37	n. a.	0,74	n. a.	—	0,73	0,70
	10 – 15	n. a.	0,82	n. a.	0,63	0,65	0,68	n. a.	0,50	n. a.	0,73	—	—
	30 – 40	n. a.	0,69	n. a.	—	0,83	0,65	n. a.	0,27	n. a.	0,74	—	—
K und Na		K						Na					
Variations- koeffizient [%]	0 – 5	24,41	22,77	36,40	31,19	30,54	30,33	30,44	33,48	48,65	35,65	35,82	28,92
	10 – 15	n. a.	42,63	n. a.	31,22	30,56	27,40	n. a.	30,35	n. a.	37,13	45,57	34,62
	30 – 40	n. a.	90,18	n. a.	38,22	40,98	33,54	n. a.	60,31	n. a.	41,66	54,77	52,65
Autokorre- lationslänge [m]	0 – 5	n. a.	6,46	n. a.	4,97	3,69	4,47	n. a.	23,28	n. a.	3,03	7,10	4,05
	10 – 15	n. a.	16,20	n. a.	3,55	2,88	3,6 / 17,0*	n. a.	9,13	n. a.	3,55	—	3,55
	30 – 40	n. a.	9,48	n. a.	4,19	4,1 / 10,5*	39,78	n. a.	4/17*	n. a.	2,77	—	33,60
Nugget- effekt	0 – 5	n. a.	0,53	n. a.	0,70	0,78	0,83	n. a.	0,46	n. a.	0,56	0,50	0,76
	10 – 15	n. a.	0,62	n. a.	0,64	0,50	0,41*	n. a.	0,52	n. a.	0,76	—	0,60
	30 – 40	n. a.	0,64	n. a.	0,40	0,42*	0,36	n. a.	0,35*	n. a.	0,51	—	0,75
Al und Fe		Al						Fe					
Variations- koeffizient [%]	0 – 5	52,16	27,96	24,00	9,14	18,32	14,50	52,16	27,96	24,00	9,14	18,32	14,50
	10 – 15	n. a.	7,85	n. a.	4,66	9,26	8,42	n. a.	7,85	n. a.	4,66	9,26	8,42
	30 – 40	n. a.	4,28	n. a.	6,67	6,61	3,39	n. a.	4,28	n. a.	6,67	6,61	3,39
Autokorre- lationslänge [m]	0 – 5	n. a.	5,99	n. a.	8,88	5,89	6,00	n. a.	7,92	n. a.	5,68	2,8 / 6,0*	8,40
	10 – 15	n. a.	7,70	n. a.	—	4,90	7,20	n. a.	7,56	n. a.	10,80	11,90	—
	30 – 40	n. a.	7,70	n. a.	3,83	3,55	4,26	n. a.	43,12	n. a.	3,55	—	8,40
Nugget- effekt	0 – 5	n. a.	0,79	n. a.	0,74	0,37	0,37	n. a.	0,80	n. a.	0,61	0,39	0,60
	10 – 15	n. a.	0,63	n. a.	—	0,44	0,50	n. a.	0,60	n. a.	0,68	0,53	—
	30 – 40	n. a.	0,65	n. a.	0,70	0,65	0,47	n. a.	0,54	n. a.	0,63	—	0,70
Mn		Mn											
Variations- koeffizient [%]	0 – 5	52,16	27,96	24,00	9,14	18,32	14,50						
	10 – 15	n. a.	7,85	n. a.	4,66	9,26	8,42						
	30 – 40	n. a.	4,28	n. a.	6,67	6,61	3,39						
Autokorre- lationslänge [m]	0 – 5	n. a.	7,70	n. a.	14,62	3,69	1,23						
	10 – 15	n. a.	5,35	n. a.	5,04	8,40	7,32						
	30 – 40	n. a.	6,00	n. a.	—	4,26	3,60						
Nugget- effekt	0 – 5	n. a.	0,83	n. a.	0,60	0,67	0,30						
	10 – 15	n. a.	0,30	n. a.	0,60	0,71	0,66						
	30 – 40	n. a.	0,34	n. a.	—	0,69	0,30						

n. a.: nicht analysiert; — nicht modellierbar; * Variogramm mit geschachtelter Struktur (erste/zweite)

Tab. 9: Statistische Kennzahlen des Kohlenstoff- und Stickstoffgehaltes und des C/N-Verhältnisses in 0 – 5 cm Tiefe (n = 221).**Table 9:** Statistical indexes of carbon and nitrogen content and C:N ratio in 0 – 5 cm depth (n = 221).

Kohlenstoffgehalt	BN	BW	EN	EW	KN	KW
Mittelwert [%]	2,449	3,496	3,298	2,578	3,693	3,093
Median [%]	2,186	3,312	2,900	2,344	2,897	2,408
Varianz	0,927	1,273	3,217	0,911	5,070	4,197
Variationskoeffizient [%]	39,33	32,27	54,39	37,02	60,97	66,23
Autokorrelationslänge [m]	12,60	(2,49)	6,60	(4,20)	3,98	12,92
Nuggeteffekt	0,50	(0,71)	0,85	(0,76)	0,58	0,74
Stickstoffgehalt						
Mittelwert [%]	0,145	0,201	0,138	0,103	0,167	0,101
Median [%]	0,135	0,193	0,116	0,095	0,138	0,087
Varianz	0,003	0,004	0,008	0,002	0,010	0,003
Variationskoeffizient [%]	35,46	33,32	62,80	39,63	58,96	56,58
Autokorrelationslänge [m]	26,40	(2,20)	6,60	(2,17)	3,62	10,88
Nuggeteffekt	0,69	(0,82)	0,82	(0,64)	0,67	0,84
C/N-Verhältnis						
Mittelwert	16,80	17,63	24,79	25,62	22,36	29,95
Median	16,72	17,85	23,84	25,22	22,07	29,29
Varianz	2,42	4,31	13,45	9,34	7,53	27,60
Variationskoeffizient [%]	9,26	11,79	14,80	11,93	12,27	17,54
Autokorrelationslänge [m]	7,20/25,00*	6,00	7,20	2,35	7,80	18,48
Nuggeteffekt	0,37*	0,48	0,56	0,35	0,57	0,43

— nicht modellierbar; (...) Modellanpassung vage, * geschachtelte Struktur

Altersstadien mit mehr oder weniger typischen und zeitlich stabilen Strukturen zu unterscheiden, ehe sie durch forstliche Maßnahmen oder wellenartig erfolgende Absterbeprozesse in andere übergehen. Mit zunehmendem Alter erfolgt eine zunehmend schärfere kleinräumige Differenzierung der Bestandesstruktur, die das Muster von Bodeneigenschaften nachhaltig prägen kann. Daher erwartet man zwischen Buchen-, Eichen- und Kiefern-Ökosystemen spezifische Unterschiede in der Ausprägung, Variabilität und Heterogenität bestimmter, nicht nur kurzfristig wandelbarer Kennwerte (Bodenvegetationsdecke, Tierartenverteilung), sondern auch von Bodeneigenschaften, sofern sie durch historische Bewirtschaftungsintensität nicht oder nur schwach überprägt wurden (Abb. 21).

5.1.1 Kompartimente und Einzelparameter

Spezifische Merkmale des **Grob-** (POLOMSKI & KUHN 1998) und **Feinwurzelsystems** (HORNSCHUCH et al. 2008) der Buchen (Herzwurzler) sind eine extrem hohe Wurzelintensität und ein starker Wurzeldichtegradient in Richtung Stammbereich. Daher kann der lokale Feinwurzelsvorrat von Buchenbeständen anhand der Stammkoordinaten und Baumdimensionen innerhalb eines relativ kleinen „Suchkreises“ geschätzt werden (HORNSCHUCH & RIEK 2007a, optimaler Suchkreis = „horizontale Reichweite der Feinwurzelsysteme“ in Tab. 10). Kiefern (Pfahlwurzler) durchziehen den Boden oberflächennah ausgesprochen weiträumig, weisen einen nur schwachen Gradienten zum Stammfuß auf und die Wurzeldichte nimmt bis 40 cm Tiefe exponentiell ab. Eichen nehmen eine Mittelposition ein, ihre Wurzelverteilung im Mineralboden ist bis in die Tiefe von 30 cm relativ einheitlich. Die Auto-

korrelationslängen des Feinwurzelsvorrates (Tab. 3) nehmen entsprechend der bestockungstypischen Baumabstände von den Eichen- über die Buchen- zu den Kiefernbeständen hin ab (Tab. 10). In Tabelle 10 sind neben den mittleren Baumabständen auch die horizontale Ausdehnung der Grob- und Feinwurzelsysteme den kleinräumigen Mustern bestimmter Oberbodeneigenschaften gegenübergestellt. Die Kiefer weist trotz ihrer weitreichenden Seitenwurzeln auch deshalb kurze Autokorrelationslängen des Feinwurzelsvorrates auf, weil ihr Wurzelsystem sensibel und plastisch auf kleinräumige Nährstoffunterschiede reagiert (Clusterung). Daher ist der Nuggeteffekt, d. h. die durch räumliche Prozesse nicht erklärbare Restvarianz bei Kiefer groß und bei Buche klein (Tab. 3). Im Hinblick auf die Variation des Feinwurzelsvorrates werden Baumarteneffekte also durch nährstoffbedingte Modifikationen überlagert und die Durchwurzelungsstruktur korrespondiert nicht nur mit der Stammverteilung, sondern wird auch durch die Bodenheterogenität bestimmt. Die Verteilung der Bodenvegetations-Wurzeln hängt mit der oberirdischen Struktur der Bodenvegetationsdecke und diese mit der, u. a. durch die Bestandesstruktur bestimmten Ressourcenverteilung zusammen.

Entsprechend zunehmender Kronentransparenz in der Reihenfolge Buchen- < Eichen- < Kiefernbestände ist auch die **Bodenvegetation** üppiger entwickelt. Sind die Gesamtedeckungsgrade nicht zu hoch (Buche, Eiche) gibt die Variabilität der Deckungsgrade der Bodenvegetation eine Vorstellung über die Strukturdiversität des Baumbestandes (Tab. 2). Es bestehen enge Korrelationen zwischen dem Deckungsgrad der Kraut- und Moosschicht bzw. qualitativen Merkmalen der Bodenvegetationsdecke (Muster der Artpräsenz, Artdominanz, β -Diversität) und den Kronenverhältnis-

sen (HORNSCHUCH & RIEK 2007a). Die Buchenflächen weisen die geringsten Evennesswerte auf, die Eichenbestände die höchsten (Tab. 2). Nach HAEUPLER (1982) dominiert die Buche in artenarmen, sehr bodensauren Buchenwäldern (E nahe 0,01) absolut und lässt keine äquale Verteilungs-Entropie zu, weil am Bestandesgrund Kräuter und Jungbäume in ihrer Abhängigkeit gehalten werden. Wie Berechnungen von ungewichteten und deckungsgradgewichteten Mittelwerten aus den empirischen Zeigerwerten nach ELLENBERG et al. (1991) und dekadischen Komplexwerten nach ANDERS et al. (1985) zeigen, hat die vergleichsweise geringe Variabilität bodenchemischer Kennwerte gegenüber den Verhältnissen der Kronenstruktur innerhalb der Buchen- aber auch innerhalb der lichtereren Eichen- und Kiefernflächen keinen erkennbaren Einfluss auf die Artverteilung und den Deckungsgrad der Bodenvegetationsarten (HORNSCHUCH & RIEK 2006a, s. a. LISTER et al. 2000).

In den Buchenbeständen hat das Hinzutreten von anspruchsvolleren endogäischen **Regenwürmern** (HAMMER & ZEH 2007, Zeigerarten und Erhöhung der α -Diversität) zu epigäischen Arten, die auch im Rohhumus der Eichen- und Kiefernbestände zu finden sind, zweifellos mit den weniger sauren Bodenverhältnissen zu tun. In Laubbaumbeständen spielt außerdem die Ansiedlung von Bodenvegetationsarten als attraktive Nahrungsquelle eine Schlüsselrolle (CASTIN-BUCHET & ANDRÉ 1998), weshalb der Flattergras-Buchenwald BW – obwohl artenärmer, nährstoffärmer und trockener – höhere Abundanz- und Biomassewerte als BN aufweist (Tab. 2). Die geklumppte Verteilung der Regenwürmer (β -Diversität) auf allen Flächen hat zunächst populationsbiologische Ursachen (DUNGER & FIEDLER 1997), kann aber auch ein Spiegelbild der Bodeneigenschaften sein (ETTEMA & WARDLE 2002). Weil Bestandes- und Lückenstrukturen zu einer differenzierten Mineralisierung und Bodenfeuchte beitragen, können u. U. manche Bestandes- mit Regenwurmzönose-

strukturen in Zusammenhang gebracht werden (GEMESI et al. 1995, PONGE & DELHAYE 1995). Sie waren in den Beständen BN, BW, EN und EW aber offenbar zu geringfügig und es zeigte sich nur eine schwache Präferenz für verschiedene Bodeneigenschaften (HAMMER & ZEH 2007). Sind die (epigäischen) Regenwürmer vorwiegend in der Auflage anzutreffen (BW, EN, EW), wird die Beziehung zwischen Bodenmuster (z. B. pH-Wert) und Zönosestruktur durchweg schwächer (SCHÖNING 2000).

Die Variationskoeffizienten der **Auflagemächtigkeit** nehmen mit steigendem Mittelwert ab, sind in den Kiefernforsten am kleinsten und korrespondieren mit der Angabe von LISKI (1995) für einen borealen Kiefernbestand mit $cv = 25\%$ (Tab. 4). Ebenso decken sich die relativ niedrigen Autokorrelationslängen zwischen 1,7 und 5 m von anderen Literaturangaben für *Pinus sylvestris*-Bestände (LISKI 1995, BENS et al. 2006, PENNE et al. 2007) und für einen *Pinus elliotii*-Bestand (1. Struktur bei ca. 2 m, 2. Struktur bei 38,3 m, LISTER et al. 2000). Wegen dieser kleinräumigen Muster im Skalenbereich von wenigen Metern konnten RIHA et al. (1986a) und JÄRVINEN et al. (1993) bei einem Probenabstand von 5 m keine räumliche Autokorrelation nachweisen. Große Autokorrelationslängen und gleichzeitig hohe Nugget-Varianzen bezüglich der Mächtigkeit des Ahe-Horizontes (bei EN, EW, KN) können möglicherweise durch die Bedeutung vertikaler, hydrophobiebedingter Verlagerungsprozesse in bevorzugten Leitbahnen (GREIFFENHAGEN 2005) bei gleichzeitig geringem Humusgehalt erklärt werden. Horizontale Autokorrelationen bestünden dann weniger aufgrund nachbarschaftlicher, struktureller Beziehungen.

Diese Gründe dürften auch die Ursache dafür sein, dass die Untergrenze des **Bhs-Illuvialhorizontes** (EN, EW, KN, KW) kleinräumig stark variiert (Tab. 4). Entsprechend des Mosaiks bevorzugter Sickerwasserbahnen werden Huminstoffe und

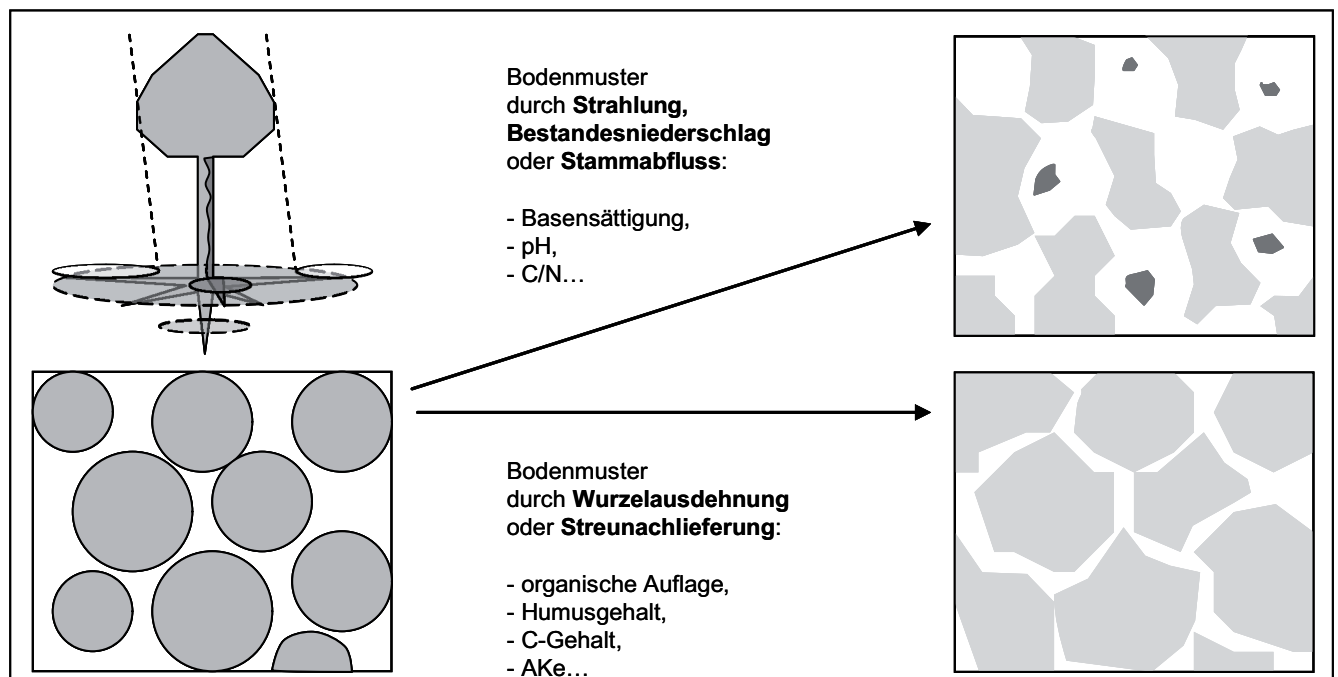


Abb. 21: Durch baum- und bestandespezifische Strukturen kleinräumig differenzierter Einfluss verschiedener Ökofaktoren (links) als mögliche Ursache unterschiedlicher Muster von Bodeneigenschaften (rechts, Momentaufnahme).

Fig. 21: Influence of small-scale differentiated ecological factors depending on tree species and stand type structures (left) as a possible cause of different patterns of soil properties (right, snapshot).

Tab. 10: Mittlere Baumabstände, Wurzelausdehnung und Autokorrelationslängen einiger Bodenparameter der konkreten Untersuchungsflächen.**Table 10:** Average distance of trees, root area and ranges from some soil properties of the examination sites.

	mittlerer Baumabstand bei Gleichverteilung im Dreiecksverband [m]			Radius Wurzel-ausdehnung im Lockersediment [m]		Autokorrelationslänge [m]						
	Ertrags-tafel ¹	Urwald	Unters.-Fläche ⁵	Skelett-wurzeln ⁶	Fein-wurzeln ⁷	0 – 40 cm		0 – 5 cm (1. Zahl) 0 – 40 cm (gemittelt, 2. Zahl)				0 – 5 cm
						Fein-wurzeln	Ofh-Mäch-tigk.	pH-Wert	o. S.-Gehalt	AKe ⁸	BS ⁸	C-Gehalt N-Gehalt
Buche	5,93 (120 J.)	6,81 ² 5,07; 6,61; 6,37 ³ 5,37 ⁴	BN 5,77	2,70 – 5,70	8,5	9,24	12,72	5,51 3,41	8,40 5,79	n. a.	n. a.	12,60 26,40
			BW 7,63		8,0	7,32	3,82	5,16 5,06	1,64 1,94	3,24 7,11	6,48 6,39	2,49 2,20
Eiche	8,17 (140 J.)	13,33 ² 4,08; 7,29 ³	EN 3,79	2,80 – 20,00	8,0	12,06	7,84	— 5,77	7,20 5,73	n. a.	n. a.	6,60 6,60
			EW 5,15		≥ 10,0	12,96	3,88	11,44 5,01	6,40 4,69	2,91 3,13	9,81 5,61	4,20 2,17
Kiefer	4,95 (100 J.)	≥ 3,10 ²	KN 3,99	4,70 – 23,50	—	4,80	4,74	7,32 11,5	3,62 5,14	2,87 6,18	5,72 5,75	3,98 3,62
			KW 4,41		≥ 10,0	4,80	7,00	4,20 5,32	15,12 12,1	10,8 10,86	3,55 4,52	12,92 10,88

¹ 2. Ertragsklasse, maß. Durchforstung, verbl. + ausscheid. Bestand (SCHÖBER 1987), Baumalter entspr. Optimalphase Urwald; ² LEIBUNDGUT (1993), Optimalphase, Buche: Kukavica (Serbien), Eiche: Prašnik (Slawonien), Kiefer: Pfinwald (Wallis); ³ KORPEL (1995), Buche (Derbholz): Vihorlat/Kyov (Slowakei), Rožok (Slowakei), Havešová (Slowakei); Eiche (Derbholz): Boky (Slowakei), Kašivárová & Lesná (Slowakei); ⁴ DRÖSSLER (2006) Havešová (Slowakei); ⁵ BHD ≥ 2 cm; ⁶ „vertikale Ausdehnung, Länge“ nach POLOMSKI & KUHN (1998), Baumalter > 60 Jahre; ⁷ optimaler Suchkreis für Feinwurzelmodellierung (HORNSCHUCH & RIEK 2007a); ⁸ Mittelwert aus Tiefenstufen 0 – 5, 10 – 15, 30 – 40 cm; n. a.: nicht analysiert; — nicht modellierbar

Sesquioxide unterschiedlich tief verlagert. Demgegenüber ist in den Buchenbeständen, wo Podsolierungsprozesse keine große Rolle spielen und dieses Horizontmerkmal hier enger mit der Durchwurzelungstiefe zusammenhängen dürfte (HORNSCHUCH et al. 2008), die Variabilität der Untergrenze des AhBv-Übergangshorizont zwar größer, aber auch über größere Entfernungen autokorreliert.

Insbesondere im Buchen-Naturwald ist die sehr hohe Variabilität des **pH-Wertes** in 0 – 10 cm Tiefe (Tab. 6) vor dem Hintergrund des Basenpumpeneffektes (bei kleinräumig höher anstehender Lehmschicht) und stärkeren Versauerungstendenzen im Stammfußbereich von Altbuchen mit bedeutendem Stammabfluss zu interpretieren, da sich enge Korrelationen mit der Stammnähe bzw. dem Strukturindex und dem pH-Wert bis in große Tiefe ergeben (HORNSCHUCH & RIEK 2007a). Die Bedeutung der Stammverteilung und des Stammabflusses für kleinräumige Unterschiede des pH-Wertes wurde oft beschrieben (Kap. 7.2.2 in HORNSCHUCH & RIEK 2009). Im Unterboden kommt es durch die variable Tiefe der Lehmschicht in BN (in 16 % der Fälle Lehm bzw. Bt-Horizont oberhalb 40 cm) bzw. in EN (Bhs-Horizont höher) zu einem erneuten, aber geogen bedingten Anstieg der Streuung. Insgesamt zeichnen sich reife Kiefernwälder durch niedrigere Variationskoeffizienten des pH-Wertes aus. So stellten LISTER et al. (2000) einem 40 Jahre alten *Pinus elliotii*-Bestand Autokorrelationslängen um 3,3 m fest. Die hohen Autokorrelationslängen des pH im Unterboden von KN und BW sind möglicherweise auf das einheitliche Substrat der Dünen (KN) bzw. oder Sandersande (BW) zurückzuführen, während die heterogene Bestandesstruktur (KN) oder einmalige, frühere Bodenbearbeitung (BW) den Oberboden kleinräumiger differenziert hat.

Die Zusammenhänge zwischen dem **Gehalt an organischer Bodensubstanz** und der Bestandesstruktur (HORNSCHUCH & RIEK 2007a) dürften sich bei Buche und Eiche auf das gegenüber Kiefer stärker stammzentrierte Durchwurzelungsregime zurückführen lassen, indem der laufende Wurzelumsatz im Stammbereich zu höheren Gehalten führt. In den Kiefernbeständen spielt das Muster der Streunachlieferung, verbunden mit einer mächtigen Ofh-Lage eine Rolle (ähnliche Ranges von Humusgehalt, Tab. 6 und Ofh-Mächtigkeit, Tab. 4, 10). Der Befund einer sehr geringen Autokorrelationslänge im Kiefern-Naturwald (3,50 m) und einer sehr hohen im Kiefern-Wirtschaftswald (bis 20 m) weicht von der Erwartung ab, korrespondiert aber mit Erkenntnissen zur Variabilität der Ofh-Mächtigkeit und Feinwurzelstruktur der Bestände. Während sich die lokale Feinwurzelichte im homogenen Altersklassenbestand KW am besten unter Berücksichtigung der Verhältnisse innerhalb eines möglichst großen Umkreises ($r \geq 10$ m) schätzen ließ, stand die Wurzelverteilung im Bestand KN mit einzelnen sehr groß dimensionierten Bäumen in keinem Zusammenhang mit der Stammverteilung mehr (HORNSCHUCH & RIEK 2007a, HORNSCHUCH et al. 2008). Da auch im unteren Teil des Profils von KW die Autokorrelationslängen auffallend hoch sind (Abb. 20), kann auch an einen Zusammenhang mit der Durchwurzelungsstruktur gedacht werden, die im sehr nährstoffarmen Boden für Kiefer relativ intensiv und gleichmäßig ist. Schließlich könnten auch die vorhandenen Holzkohlespuren Ursache für hohe Autokorrelationslängen des Humusgehaltes im Oberboden sein, der über den Glühverlust ermittelt wurde. Die Autokorrelationslängen des Humusgehaltes sind zwischen beiden Buchenbeständen sehr unterschiedlich. Im ungestörten Bestand BN entsprechen sie dem mittleren Baumabstand bzw. optimalen Suchkreisradius für die Feinwurzelschätzung, in BW

sind sie ausgesprochen kurz. In einem Buchenbestand ermittelten SCHÖNING et al. (2006) für den Mineralbodenbereich 0 – 12 cm eine Autokorrelationslänge des C_{org} -Gehaltes von weniger als 5,4 m.

Innerhalb der Flächen lassen sich die Unterschiede zwischen den Tiefenstufen schwer interpretieren und können z. T. mit der Humusverlagerung vom Aeh- in den Bsh-Horizont zusammenhängen. Auch LISKI (1995) wies in einem Kiefernbestand tiefenstufenabhängig sehr unterschiedliche Autokorrelationslängen des Kohlenstoffgehaltes nach (0 – 10 cm: 1,1 m, 10 – 20 cm: 5,2 m, 20 – 40 cm: 2,3 m). Die Humusmuster, besonders die tieferen Bodenbereiche, sind aufgrund ihrer Verweildauer beständiger als die des pH-Wertes (PERSSON et al. 2000, SCHÖNING 2005). Für relativ größere Nugget-Varianzen unterhalb von 12 cm Tiefe in einem mitteldeutschen Buchenbestand machen SCHÖNING et al. (2006) die hohe Dynamik der DOC-Gehalte aufgrund kleinräumiger Variabilitäten von Porenverteilung und Al- sowie Fe-Hydroxidkonzentrationen verantwortlich.

Mit der **Trockenrohdichte** ist der Humusgehalt innerhalb der Tiefenstufe 0 – 5 cm auf hohem Signifikanzniveau negativ korreliert (HORNSCHUCH & RIEK 2007b). Der Einfluss steigenden Humusgehaltes auf die Lagerungsdichte nimmt in der Reihenfolge BN/BW > EN/EW > KN/KW ab. Ursache dafür ist, dass mit steigender Acidität endogäische Regenwürmer mit günstigem Einfluss auf die Gefügestruktur des Mineralbodens verschwinden und auch die Besiedlungsdichte durch epigäische Arten zurückgeht.

Wie beim pH-Wert und aus den gleichen Gründen wie dort bestehen Zusammenhänge zwischen **Basensättigung** und der Bestandesstruktur in den Buchen-, aber auch Kiefernbeständen (HORNSCHUCH & RIEK 2007a). Die an die Bestandesstrukturen angelehnten Muster entstehen wahrscheinlich durch den sauren Stammabfluss und die Ablösung basisch wirkender Kationen aus dem Austausch im (Buchen-) Stamm- oder (Kiefern-) Kronenbereich. Auch kämmen Baumkronen trockene Depositionen aus und die Elemente werden über das Regenwasser dem Waldboden zugeführt. So stellten SEILER & MATZNER (1995) fest, dass die Variabilität der Niederschlagsmenge in einem Fichtenbestand geringer war (Variationskoeffizient = 3 %), als die Konzentrationsunterschiede darin gelöster Elemente (21 – 164 %). Insbesondere die Sulfatkonzentration stand mit der Stammverteilung der Fichten (ebd.) oder der Kronentraufe von Kiefern in Zusammenhang (BÖTTCHER et al. 1997). PALMER (1990) ermittelte in einem Laubwald innerhalb der wichtigsten Nährelemente relativ große Autokorrelationslängen für **Kalium**, was mit den eigenen Befunden gut korrespondiert. Die Autokorrelationslänge der Basensättigung (Tab. 7) und die vieler Elemente (Tab. 8) sind in den Eichenbeständen am größten und in den Kiefernbeständen am kleinsten. Damit entsprechen sie den mittleren Baumabständen reifer Waldentwicklungsphasen bzw. Empfehlungen der Ertragstafel für die entsprechenden Baumarten (Tab. 10).

Die **C- und N-Gehalte** und das **C/N-Verhältnis** variieren innerhalb der Bestände stark (Tab. 9). Auch KLINK et al. (2008) maßen bei sehr hoher Probenzahl in Humusaufgabe und mineralischem Oberboden Variationskoeffizienten von bis zu 70 %. Für die Nitrat- (67 – 144 %) und Ammonium-Konzentrationen (52 %) in Kiefernbeständen gilt das Gleiche (LAVERMAN et al. 2002). Zusammenhänge bestehen zwischen dem C/N-Verhältnis und der *Bestandesstruktur*

(stammnahe Buchen- und Kiefernareale mit weitem Verhältnis, HORNSCHUCH & RIEK 2007a) und zwischen dem Kohlenstoff-, Stickstoff- und *Humus-Gehalt* sowie der *Kationenaustauschkapazität* (AKe), was bei Sandböden zu erwarten war. Daher ergibt sich eine ähnliche Rangfolge der Flächen bei Anordnung nach den Variationskoeffizienten entsprechen der Kenngrößen. Beim C- und Humus-Gehalt sind auch die ermittelten Autokorrelationslängen gleich. Zwischen der Autokorrelationslänge des C- bzw. Humusgehaltes und der AKe ist die Deckungsgleichheit nur in den Kiefernbeständen augenfällig (KN mit kleinem, KW mit ausgesprochen großem Muster). Die C- und N-Gehalte in 0 – 5 cm stehen auch mit der *Mächtigkeit der organischen Auflage* in Beziehung (ähnlichen Autokorrelationslängen).

Es muss auch berücksichtigt werden, dass besonders die leicht veränderlichen Kenngrößen, z. B. der pH-Wert und die Elementkonzentrationen im Bodenwasser, einer zeitlichen Dynamik unterliegen. In armen Waldböden kann auch das räumliche Muster der Nährstoffverfügbarkeit innerhalb von Wochen variieren (FARLEY & FITTER 1999).

5.1.2 Zusammenfassung: Bestandestyp und Bodenmuster

In Bezug auf *pH-Wert* (Tab. 6) und auf die *Basensättigung* (BS) (Tab. 7) bzw. die meisten *Elementsättigungen* (Tab. 8) deuten sich Zusammenhänge zur rezenten oder/und bestandestypischen oberirdischen Bestandesstruktur an. Die Autokorrelationslängen der jeweiligen Parameter nehmen im Oberboden ähnliche Werte wie die entsprechenden **mittleren Stammabstände** an (Tab. 10). Insbesondere in Buchenbeständen besteht wegen des starken *Stammabflusses* ein Zusammenhang zwischen Säure-Base-Niveau und Stammverteilung. Den durchschnittlichen Eichen-Abständen (Urwald, Ertragstafel) entsprechen sie jedoch nur im Ober- (EW) bzw. Unterboden (EN, pH) und sind ansonsten relativ klein. Dieser schwächere Zusammenhang liegt daran, dass aufgrund der Kronenarchitektur und der rauen Borke der Eiche i. d. R. kein *Niederschlagswasser* als Stammabfluss den Waldboden erreicht. Der Bestandesniederschlag, der auf den Waldboden auftrifft, wird durch die Kronenstruktur auch weniger stark als in Buchen- oder Kiefernbeständen differenziert. Nur im Traufbereich zeichnet sich eine Erhöhung ab. Bei Kiefer ist eine Übereinstimmung der Autokorrelationslänge nur im Bestand KW festzustellen. In KN ist die Autokorrelationslänge des pH-Wertes und der BS größer als die mittleren Stammabstände. Das kann daran liegen, dass ein wesentlicher Teil der Niederschlagsumverteilung durch die großdimensionierten Überhälter erfolgt. Ein Grund kann auch in der überproportionalen Akkumulation schwer zersetzbarer (saurer) Streu im Kronenbereich dieser Baumriesen gesucht werden. LISTER et al. (2000) stellten in einem 40 Jahre alten *Pinus elliotii*-Bestand Autokorrelationslängen der Oberbodenfeuchte von 2,4 m und beim pH-Wert von 3,3 m fest. Diese kleinen Ranges scheinen mit den kurzen Stammabständen in Beziehung zu stehen, d. h. die Niederschlagsumverteilung sauren Niederschlagswassers in Kiefernbeständen erfolgt auf der Maßstabsebene ihrer kleinen Baumkronen.

Demgegenüber dürften die Autokorrelationslängen des *Humusgehaltes* (Tab. 6, in Tab. 10: o. S. = organische Bodensubstanz) und damit verbunden des *Kohlenstoff- und Stickstoffgehaltes* (Tab. 9) in den Buchen- und Eichenbeständen

eher mit der **spezifischen Wurzel ausdehnung** zusammenhängen (Tab. 10). Dafür spricht auch, dass sich die Muster gleichmäßiger bis in größere Tiefe „durchziehen“ (Abb. 20). Beim Humusgehalt fallen jedoch die großen Unterschiede zwischen den beiden Kiefernbeständen auf (KN: kleine, KW: große Ranges). In KN wird die Differenzierung der Humusakkumulation im Mineralboden wahrscheinlich durch das im Stammbereich erhöhte Streuaufkommen in Verbindung mit einer mächtigeren Auflage verursacht (s. a. LISKI 1995, EMMER 1997, BENS et al. 2006, PENNE et al. 2007), denn das räumliche Muster der Wurzelstreu steht kaum mit der Stammverteilung in Zusammenhang, da Kiefernaltbestände sehr weiträumige und ineinander verflochtene Wurzelsysteme aufweisen (HORNSCHUCH et al. 2008). Auch im Eichen-Naturwald scheint das Muster der aktuellen Aufagemächtigkeit eine (frühere) typische Altbestand- bzw. Naturwaldstruktur mit größeren Stammabständen widerzuspiegeln (LEIBUNDGUT 1993, KÖRPEL 1995, HORNSCHUCH & RIEK 2007a) und zeigt keine Übereinstimmung mit dem aktuellen mittleren Stammabstand. Die besonders großen Autokorrelationslängen der Parameter Humus-, C- und N-Gehalt in KW hingegen korrespondieren mit großen Ranges der Feinwurzeldichte und der Aufagemächtigkeit (Ofh) und stehen vielleicht mit der nährstoffbedingt höheren Gesamtwurzeldichte im Bestandesboden in Zusammenhang. Aber auch LISTER et al. (2000) maßen in einem 40-jährigen *Pinus elliotii*-Forst mit 36,1 m und 36,2 m vergleichsweise große Autokorrelationslängen des Kohlenstoff- (Mineralboden) und Stickstoffgehalts (Ofh-Lage), die mit den Autokorrelationslängen der Mächtigkeit der organischen Auflage koinzidierten (38,3 m).

Die unterschiedlichen Dynamiken von pH-Wert und Humusgehalt könnten die Ursache dafür sein, dass sich ihre Autokorrelationslängen nicht entsprechen, obwohl für alle Flächen und in fast allen Tiefenstufen hochsignifikant negative Beziehungen zwischen dem Humusgehalt und dem pH-Wert nachgewiesen wurden (HORNSCHUCH & RIEK 2006a). Nur im Eluvialhorizont podsoliger Böden und in manchen Tiefen des basenreichen Bestandes BN ist dieser Zusammenhang schwach ausgebildet. Der Antagonismus zwischen Humusgehalt und pH-Wert wird auf den höheren Gehalt saurer Huminstoffe (Fulvosäuren) in humusreichen Bereichen der Sandböden zurückgeführt. SPIELVOGEL et al. (2007) konnten hingegen in einem Fichtenbestand deckungsgleiche räumliche Muster der Humusvorräte und pH-Werte nachweisen.

Der Nuggeteffekt steigt bei den pH-Werten in der Reihenfolge BN/BW < EN/EW < KN/KW. Bei den Elementsättigungen stellt sich i. d. R. die umgekehrte Reihenfolge ein, der höchste Wert wurde in BW gemessen. Damit deutet sich an, dass bei manchen Parametern ein Einfluss der *Baumart* auf den Nuggeteffekt nicht ausgeschlossen werden kann.

5.2 Unterschiede zwischen Beständen unterschiedlicher Naturnähe im Hinblick auf Biodiversität, Bestandesstruktur und Bodenheterogenität

5.2.1 Kompartimente und Einzelparameter

Die reinen Artzahlen der **Waldbodenvegetation** (α -Diversität) können keinen Aufschluss über die Natürlichkeit eines Ökosystems geben (Kap. 4 in HORNSCHUCH & RIEK 2009). Durch das Untersuchungsdesign wurden alle Wald-

bodenpflanzen auf nur 49 m² aufgenommen und damit ein größerer Teil der im Bestand wachsenden Arten nicht erfasst. Es wird davon ausgegangen, dass die Artensättigung in Waldökosystemen erst bei ca. 200 bis über 1000 m² erreicht ist (Arten-Areal-Beziehung, DIERSCHKE 1994). So ist z. B. die starke Beschattung des unmittelbaren Untersuchungsareals in BN Ursache dafür, dass nur 8 Gefäßpflanzen- und Moosarten nachgewiesen werden konnten gegenüber 20 Arten im stark aufgelichteten Bestand BW (Tab. 2), während von HOFMANN (in ANDERS et al. 2002) auf 400 m² Bezugsfläche die mittlere Artenzahlen für ein *Melico*- (BN) und ein *Milio-Fagetum* (BW) mit 19 – 21 und 14 – 18 Arten angegeben wird. Shannon-, Simpson-Index und Evenness als Diversitätsmaße der β -Ebene weisen auf eine stärkere Ungleichverteilung der Arten in den jeweiligen Naturwäldern hin. Rechnet man statt mit der Präsenz mit den Deckungsgraden der betreffenden Pflanzenarten, ergeben sich aufgrund der unterschiedlichen Wuchsformen der Arten andere (niedrigere) Index-Werte, durch die aber die Trennschärfe zwischen Natur- und Wirtschaftswäldern bestätigt wird. Entsprechend hält auch HAEUPLER (1982) die Gleichsetzung von N (Individuenzahl) mit der Summe der Deckungsgrade je Art für unproblematisch. Eine „mäßige und gleichmäßige“ forstliche Bewirtschaftung im Zeitfenster des Baumholzstadiums, etwa die üblichen Pflegeeingriffe, lässt nach HAEUPLER (1982) die Ebenmäßigkeit der Bodenvegetation in Buchenbeständen anwachsen.

Trotz ihrer Verwendung als Bodenindikatoren in der Landwirtschaft (Kap. 5 in HORNSCHUCH & RIEK 2009) sind **Regenwürmer** zur Feststellung der Naturnähe in Wäldern bei pH-Werten unterhalb von 4,2 – 4,7 offenbar weniger gut geeignet. Hier leben nur wenige, ausschließlich epigäische Arten mit breiter ökologischer Amplitude (Präsenz-Ebene) in geringer Besiedlungsdichte (Tab. 2, NORDSTRÖM & RUNDGREN 1974, CUENDET 1984, GRAEFE et al. 2002, CURRY 2004). Bei einer geringen Abundanz war bei 49 Stichproben zu jeweils 0,0625 m² in den Buchen- und Eichenbeständen wahrscheinlich auch ihre β -Diversität nicht korrekt zu erfassen und für die Indikation zu verwenden. So ist die besonders hohe Variabilität im Eichen-Wirtschaftswald in erster Linie auf die sehr geringe Besiedlungsdichte zurückzuführen. Bei jeweils nur zwei (!) Arten ist bei Eiche auch die Evenness im Wirtschaftswald geringer, d. h. die Arten sind stärker aggregiert verteilt. Die besseren Indikatoren im Buchen-Natur- gegenüber dem -Wirtschaftswald (Zeigerarten, α -Diversität) werden wahrscheinlich eher durch die bessere Nährstoff- und Wasserversorgung als durch die Naturnähe verursacht. Aber auch die β -Diversität (Evenness) ist kein sicheres Unterscheidungsmerkmal für Naturnähe und Hemerobie (Tab. 2).

In den Naturwäldern von Buche, Eiche und Kiefer konnte bei ähnlicher Entwicklungsphase (Optimalphase) eine durchgehend höhere **Strukturvielfalt** im Vergleich zu den bewirtschafteten Referenzflächen (starkes Baumholzstadium) nachgewiesen werden. Die Baumindividuen waren heterogener verteilt, die Stammdurchmesser und Baumhöhen streuten stärker und der Anteil stehenden und liegenden Totholzes war erhöht (Tab. 3). Damit werden die Ergebnisse aus anderen Naturwalduntersuchungen mit einem Vergleichsflächenansatz bestätigt (MEYER et al. 2004). Die geringere Variabilität der Kronenparameter (Kronentransparenz, Blattflächenindex) von EN gegenüber EW dürfte an der hohen Bestockungsdichte bei gleichzeitig geringer Kronenüberlappung (Eichen haben eine geringe Schattentoleranz) liegen. Gleichaltrigkeit und eine gleichmäßige Standraumhaltung führen zu einer

Homogenisierung der Bestandesstruktur in Wirtschaftswäldern.

Bei sprossbürtigen Wurzelsystemen (Buche, unter Einschränkung Eiche) ist innerartlich zwischen **Durchwurzelung** (Suchkreisradius für eine optimale Wurzeldichteschätzung, Autokorrelationslänge) und Naturnähe ein Zusammenhang nur mittelbar über eine erhöhte Strukturvielfalt (z. B. geklumpfte Verteilung: großes Winkelmaß, starke Variation des Strukturindex) oder heterogener Ressourcenverteilung zu erwarten. Die Variabilität wird außerdem auch durch die allgemeine Durchwurzelungsdichte beeinflusst (HORNSCHUCH et al. 2008). Daher ist sie bei schlechter Nährstoffausstattung und hoher Wurzeldichte oft niedriger (Tab. 3, die geringere Variabilität der Eichen-Naturwaldvariante liegt wahrscheinlich an der sehr hohen Stammzahl und Raumausfüllung).

Weiträumige Muster der **Auflagemächtigkeit** werden in den Laubwäldern möglicherweise durch das Befahren und durch Rückearbeiten zerstört oder bereits ihre Ausbildung aufgrund des Fehlens von Lücken, Gruppenstrukturen, großdimensionierten Bäumen oder nur kurzlebigen Strukturen, die regelmäßigen Durchforstungsmaßnahmen und kurzer Umtriebszeit zum Opfer fallen, verhindert (Tab. 4). Im Kiefern-Naturwald dagegen ist die relativ kleinräumig und sehr stark variierende Mächtigkeit der Rohhumusaufgabe von der Heterogenität des Bestandesaufbaus mit sehr großen, aber relativ schmalkronigen Bäumen abhängig (HORNSCHUCH & RIEK 2007a). Die stärkere Variation der Mächtigkeit des **A-Horizontes** in den bewirtschafteten Buchen-, Eichen- und Kiefernbeständen lässt sich möglicherweise auf (einmalige oder mäßige) Bodenbearbeitung zurückführen (Tab. 4, REHFUESS & KANTARCI 1977, RAKEI 1991, WESSOLEK & RIEK 1997). An den Autokorrelationslängen der unteren Horizontgrenzen sind keine gerichteten Trends und hinter ihnen liegende Prozesse abzulesen.

Die Variabilität der **aktuellen Oberbodenfeuchte** steht mit der Bestandesstruktur in Zusammenhang. Eine zeitgleiche Probenahme bei idealen Witterungsbedingungen erfolgte in den Kiefernbeständen. Dort war im Naturwald nach Regen (bedingt durch die Heterogenität des Bestandesniederschlags) und nach Trockenheit (bedingt durch die Heterogenität der Feinwurzelverteilung und Lückigkeit) die Variabilität deutlich höher als im strukturell homogenen Referenzbestand. Das Gleiche gilt für den Buchen-Naturwald nach einer Regenperiode, während der Eichen-Naturwald entsprechend seiner gegenüber EW gleichmäßigeren Kronentransparenz (Tab. 3) auch eine geringere Streubreite der Oberbodenfeuchte aufwies.

Eine allgemeine Oberbodenverdichtung durch Befahrung lässt sich in den untersuchten Wirtschaftswäldern auf Sandböden durch den Vergleich der mittleren **Trockenrohdichte** des Oberbodens jeweils zweier Standorte weder nachweisen noch ausschließen (Ausprägungs-Ebene, Tab. 5). Dazu sind die Unterschiede bei Eiche und Kiefer zu gering. Außerdem müsste die ursprüngliche natürliche Lagerungsdichte der gegenwärtig bewirtschafteten Bestände bekannt sein. So dürfte der gerade nicht erwartete Befund höherer Bodendichte in BN gegenüber BW auf den höheren Schluffanteil zurückzuführen sein (Fingerprobe). Allerdings ist die Variabilität der Trockenrohdichte (α -Diversitätsebene) in den Naturwäldern von Buche und Kiefer größer als in den bewirtschafteten Beständen (Tab. 5). Die Ähnlichkeit von mittlerer TRD und Variationskoeffizient zwischen den Eichenvarianten lässt

sich möglicherweise auf einen gleichmäßig starken Einfluss durch Schwarzwild zurückführen. Möglicherweise sind in den Wirtschaftswäldern durch die Transekte keine Rückegassen intensiverer Belastung, die eine signifikante Dichteerhöhung verursachen (Literatur in Kap. 7.1, 7.2.3 in HORNSCHUCH & RIEK 2009), angeschnitten worden. Außerhalb dieser Gassen ließe sich somit eine flächige Kompaktion durch regelmäßige Forstnutzung nicht nachweisen.

Die Naturwälder von Buche und Eiche weisen höhere Variabilitäten des **pH-Wertes** auf. Bei Kiefer (homogenes Dünen-Ausgangsmaterial, Podsol / Regosol) führte die unterschiedliche Bestandesgeschichte allerdings kaum zu größeren Differenzierungen. Das Tiefenprofil der Streuung ist nahezu identisch (Tab. 6, Abb. 13). Der Oberboden der Naturwälder weist auch größere Autokorrelationslängen des pH-Wertes auf. Der in den Wirtschafts- gegenüber den Naturwäldern höhere Nuggeteffekt (Restfehler) des pH-Wertes kann damit zusammen hängen, dass externe Störungen die durch den Bestand geprägten Muster stärker überdecken.

Die höhere Variabilität des **Gehaltes an organischer Substanz** in den Naturwäldern von Buche und Eiche könnte daran liegen, dass der Hauptanteil des Feinwurzelsystems in den langlebigen reifen Baumstadien durch relativ wenige Uraltbäume gebildet wird (KORPEL 1995, Tab. 6). In bewirtschafteten Buchen- und Eichenwäldern mit homogenen Strukturen sind die Variationen von Durchwurzelung und Humusgehalt aufgrund der optimierten Bestockungsdichten der einschichtigen Bestände und kurzer Umtriebszeiten geringer. Während wahrscheinlich die stärkere Strukturierung des Buchen-Naturwaldes bewirkt, dass die Variabilität des Humusgehaltes in 0 – 5 cm höher als in BW ist, dürfte die größere Variabilität in 5 – 10 cm in BW an der in den 70er Jahren vorgenommenen Oberbodenbearbeitung liegen (streifenweise Einarbeitung von Humus, REHFUESS & KANTARCI 1977, RAKEI 1991, WESSOLEK & RIEK 1997). In Eichenbeständen spielt möglicherweise die wühlende Tätigkeit von Wildschweinen eine größere Rolle. Im Aufnahmezeitraum war sie im Bestand EW – vor allem an den zahlreichen Stubben – intensiver. Bei hoher räumlicher und zeitlicher Intensität könnte diese Aktivität sogar zu einer Homogenisierung führen. Die Unterschiede der Nugget-Varianzen zwischen KN und KW weisen auf Unterschiede in den musterbildenden Prozessen hin.

Auch die Variationskoeffizienten der **Sättigungsgrade der meisten Elemente** an der Kationenaustauschkapazität – die für die Buchen- und Eichenpärchen nur für den Oberboden verglichen werden können (Kap. 2.3.5, Tab. 8) – erweisen sich in den Naturwäldern als größer.

5.2.2 Zusammenfassung: Naturnähe und Bodenvariabilität / -heterogenität

Naturnähe ist oft mit einer hohen **Variabilität (α -Diversität)** der Ausprägung der meisten Bodeneigenschaften verknüpft (Kap. 7.2.3 in HORNSCHUCH & RIEK 2009). Dies bestätigen die Analysebefunde der meisten Bodenparameter in den untersuchten Buchen-, Eichen- und Kiefern-Vergleichsflächen. Eine Ausnahme stellen die Variabilitäten des Humus-, C-, N-Gehaltes und der damit verknüpften Kationenaustauschkapazität der Kiefernbestände dar (KW > KN). Der Variationskoeffizient des C/N-Verhältnisses scheint als Indikator für Naturnähe wenig brauchbar zu sein.

Vor allem scheinen die *direkten* Bodenstörungen (z. B. aufgeklappte Wurzelteller, Totholz, KOOP 1982, SCHERZINGER 1996) und die Strukturkontraste (z. B. am Rand von Bestandeslücken und zwischen Entwicklungsphasen) zu einer stärkeren Variabilität der Merkmalsausprägung zu führen.

Mit zunehmender Naturnähe ändert sich auch die **Bodenheterogenität (β -Diversität)** dahingehend, dass sich auf Bestandesebene für viele Bodenparameter größere „patches“, also größere Autokorrelationslängen und – in Verbindung mit o. g. Anhebung der Variabilität – stärkere Kontraste ergeben. Damit werden erste Ergebnisse aus den wenigen bisher vorliegenden Studien bestätigt (Guo et al. 2004, s. Kap. 7.2.3 in HORNSCHUCH & RIEK 2009).

Für die Parameter Ofh-Mächtigkeit, Humus-, C-, N-Gehalt, AKe, K- und Al-Sättigung sind die Autokorrelationslängen im Kiefern-Wirtschaftswald allerdings sehr groß und übertreffen damit auch den Zustand des entsprechenden Naturwaldes. Der Grund für diese außergewöhnlich großräumigen Muster (und die starke Variabilität, s. o.) konnte nicht ermittelt werden. Möglicherweise spielt neben der Holzkohleanreicherung im Oberboden eine Rolle, dass die besondere Bestandeshomogenität und Nährstoffarmut des Regosols zu einer „zusammenhängenden“ mächtigen Rohhumusauflage und zu hohen Wurzeldichten geführt haben. Dessen ungeachtet scheint der Humusgehalt aufgrund seiner Dauerhaftigkeit (Stabilisierung, Sequestrierung) im Boden besonders geeignet zu sein, bestimmte Bodenzustände „zu archivieren“ und damit als Indikator für Naturnähe zu fungieren.

Vermutlich werden die i. d. R. großräumigeren Muster im Naturwald durch die langfristige Prägung bestimmter Bestandesstrukturen und reiferen Waldentwicklungsstadien geschaffen (Schichtung, Altbäume, Aggregation, längere Standzeit der Bäume, Lücken usw., Abb. 22). Durch die Re-

agibilität des Wurzelsystems mit Bildung von Wurzelclustern können sich bestimmte Teilmuster über Generationen hinweg ausprägen und „vertiefen“, was dann die Variabilität weiter erhöhen könnte (s. o.). In Wirtschaftswäldern hingegen fehlt die Zeit, zusammenhängende Bodenmuster aufzubauen oder sie werden häufig fragmentiert. Das führt zu kleineren Autokorrelationslängen der Kennwerte (höhere „patchiness“, Abb. 22).

Nach FRÖHLICH (1951) und RUBNER (1968, bd. zitiert in KORPEL 1995) ist die Ausgeglichenheit des Bodenzustandes infolge Stabilität und fortwährendem Humusreichtum Ursache dafür, dass in ausgedehnten Urwäldern auf verschiedenen Expositionen die gleichen Wald- und Bodentypen vorgefunden werden können. Offenbar erfolgt damit auch auf der Maßstabsebene von Waldlandschaften eine räumliche Homogenisierung des Humusgehaltes.

Die Größe der **Nugget-Varianz** hängt zunächst vom untersuchten *Parameter* ab. Während sie beim Humus-, C-, und N-Gehalt sowie der AKe und der Basen-, Ca-, und Mg-Sättigung hoch ist (z. T. > 70 %) und u. U. dazu führt, dass eine räumliche Autokorrelation nicht ermittelt werden kann (Fe), weisen z. B. der pH-Wert, die K-, Al- und Mn-Sättigung und das C/N-Verhältnis einen Nuggeteffekt von teilweise < 50 % auf. Unterschiede des Anteils nicht erklärbarer räumlicher Heterogenität im unteren Skalenbereich können teilweise mit der Löslichkeit zusammenhängen: Während sich durch die Bodenlösung ein eher allmählicher Gradient des pH-Wertes und der Sättigung leicht löslicher Elemente an der AKe ergibt, können aus strukturellen Gründen Merkmale, die in Verbindung mit der Festsubstanz des Bodens stehen, wie der Humusgehalt und die AKe, auch kleinräumig stärker variieren.

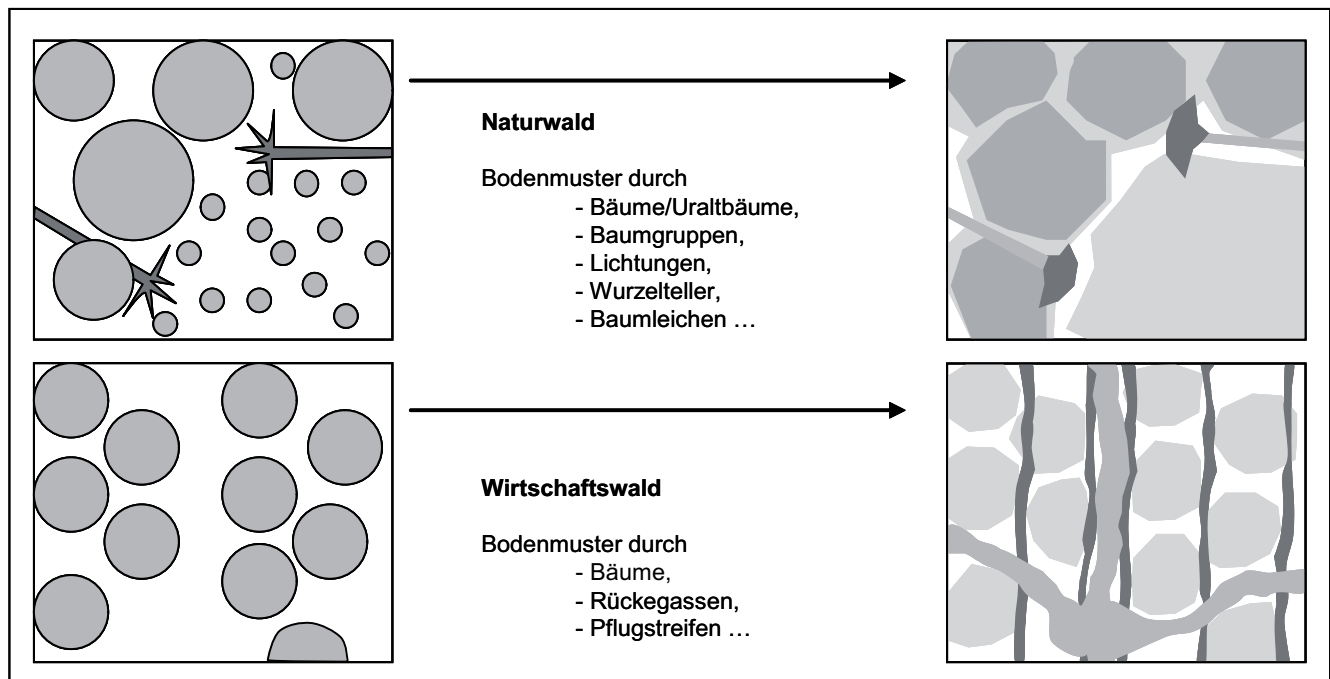


Abb. 22: Hemerobiespezifische Bestandesstrukturen (links) als mögliche Ursache unterschiedlicher Muster der Ausprägung von Bodeneigenschaften (rechts, ohne archivierte Muster).

Fig. 22: Hemeroby specific stand structures (left) as a possible cause for different patterns of soil properties (right, without old patterns).

In den *Naturwäldern* von Buche, Eiche und Kiefer ist der Anteil räumlich nicht erklärbarer Varianz des pH-Wertes geringer als in den Wirtschaftswäldern, wo zusammenhängende Strukturen offenbar zerstört wurden (z. B. durch Bodenbearbeitung), die prägenden Bestandesstrukturen kleinflächiger (z. B. Baumkronen, Lücken) oder von kürzerer Dauer sind (z. B. Durchforstungen, kurze Umtriebszeit). Für die Kiefernbestände stellt sich dieser Befund auch beim Nuggeteffekt der Sättigungsgrade verschiedener Elementen dar, ein geostatistischer Vergleich der Buchen- und Eichenflächen konnte für diese Parameter nicht erfolgen.

6 Fazit und weiterer Forschungsbedarf

Von drei, für das nordost-mitteleuropäische Flachland typischen Waldökosystemen grundwasserferner Sandböden wurden in je einer Natur- und Wirtschaftswald-Variante Kennwerte der Kompartimente Boden, Bodenvegetation, Bodenfauna und ober- sowie unterirdische Bestandesstruktur aufgenommen und auf unterschiedlichen Diversitätsebenen analysiert. Eine gewisse Unsicherheit des Variantenvergleichs entsprechender Baumarten besteht darin, dass auch bei sehr sorgfältiger Auswahl der bewirtschafteten Referenzbestände keine völlige Standortsgleichheit mit den Naturwäldern gewährleistet werden konnte.

In fast allen Aspekten der oberirdischen Bestandesstruktur, Bodenvegetation und Wurzelverteilung erwiesen sich die jeweiligen Naturwälder als vorratsreicher, variabler bzw. heterogener. Die Regenwurmzönose war auf den Sandstandorten nur rudimentär ausgebildet und nicht geeignet, die Bestände hinsichtlich des Nutzungseinflusses zu differenzieren.

Hemerobieabhängige Unterschiede bodenkundlicher „Abundanz“-Merkmale, wie mittlerer Humusvorrat und mittlere Trockenrohdichte, konnten nicht determiniert werden, weil Differenzen zu gering bzw. die genaue Ausgangssituation unbekannt sind. Analog zur Bestandesstruktur, die sich differenzierter darstellt, weisen die Naturwälder höhere Variationskoeffizienten ihrer Bodeneigenschaften auf. Außerdem sind sie durch großflächigere Bodenmuster (größere Autokorrelationslängen) gekennzeichnet. Eine Ausnahme bilden die Variabilitäts- und Heterogenitätsmaße der Ofh-Mächtigkeit, des Humus-, C- und N-Gehaltes im Kiefern-Wirtschaftswald, die die entsprechenden Indices des Kiefern-Naturwaldes übertrafen. Als Ursache für die – mit Ausnahme o. g. Bodenparameter bei Kiefer – gleiche Tendenz von Natur- gegenüber Wirtschaftswald werden natürliche und meist großflächige, bestandesstrukturbedingte Musterbildungsprozesse einerseits und anthropogene, forstwirtschaftliche Einflüsse andererseits, die zur Fragmentierung führen, angenommen. Diese Einflüsse betreffen vor allem den Oberboden. Vertikale Diskontinuitäten der Merkmalsvariabilitäten und -muster sind schwer zu interpretieren und dürften teilweise mit der räumlich differenzierten Horizontierung (Entwicklungstiefe) zusammenhängen (z. B. Lage des Illuvialhorizontes). Mit der Kombination von Variationskoeffizienten und Autokorrelationslängen von Bodenmerkmalen eröffnet sich eine Möglichkeit, die (historische) Naturnähe eines Standortes auch ohne Analyse der aktuellen (oberirdischen) Bestandesstruktur – z. B. bei schlechter Vergleichbarkeit (Bestandesdichte, Waldentwicklungsphase, anthropogene oder katastrophische Überformung u. a.) – zu beurteilen.

Die Untersuchungsergebnisse können als Orientierungswerte der Bodenvariabilität und -heterogenität von Waldökosystemen entsprechender Hauptbaumarten auf Sandböden auf der Maßstabsebene im dm- bis m-Bereich gelten, müssen aber statistisch abgesichert werden. Dazu sollte unter Anwendung eines optimierten und konsistenten Probenahmedesigns (Stichprobenzahl, Probenahmeabstände, Beprobungstiefe, Parameterkollektiv) eine Erweiterung der Datenbasis erfolgen, indem weitere Bestände, auch anderer Standortstypen, untersucht werden.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG-Projekt RI 1219 / 1-1) und dem Bundesamt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE-Projekt 05HS021/2) für die finanzielle Förderung. Frau Dr. habil. Monika Wulf (ZALF Müncheberg) verdanken wir Hinweise zu Auswahlkriterien für Referenzbestände. Herrn Alexander Russ (FH Eberswalde) möchten wir für die Kronenfotografie und -auswertung danken.

Literatur

- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage, Hannover, In Kommission: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 438 S.
- AGAPOWA, L. (1998): Drawieński Park Narodowy. Przyroda województwa gorzowskiego. (Der Drawieński Nationalpark. Natur der Woiwodschaft Gorzów Wielopolski.) Gorzów Wielkopolski.
- AKIN, H., SIEMES, H. (1988): Praktische Geostatistik – Eine Einführung für den Bergbau und die Geowissenschaften. Springer, Berlin: 304 S.
- ANDERS, S., BECK, W., BOLTE, A., HOFMANN, G., JENSSEN, M., KRAKAU, U., MÜLLER, J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Verlag N. Kessel, Oberwinter: 284 S.
- ANDERS, S., HOFMANN, G., UNGER, S. (1985): Quantifizierung der Leistungspotenz natürlicher Standortproduktivkräfte für die Rohholzerzeugung anhand ökologischer Ertragsmodelle. Beitr. f. Forstwirtsch. **19**: 97-109.
- BEGON, M., HARPER, J.L., TOWNSEND, C.R. (1991): Ökologie. Individuen-Populationen-Lebensgemeinschaften. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin.
- BENS, O., BUCZKO, U., SIEBER, S., HÜTTL, R.F. (2006): Spatial variability of O layer thickness and humus forms under different pine beech-forest transformation stages in NE Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci. **169**: 5-15.
- BÖTTCHER, J., STREBEL, O., LAUER, S. (1997): Räumliche Variabilität von Stoffkonzentrationen am Grundwasserspiegel bei einem grundwasserfernen Sandstandort unter Kiefern. Zeitsch. Pflanzenernähr. Bodenkd. **160**: 67-72.
- BUSSEMER, S., GÄRTNER, P., SCHLAACK, N. (1998): Stratigraphie, Stoffbestand und Reliefwirksamkeit der Flugsande im Brandenburgischen Jungmoränenland. Petern. Geograph. Mittlg. **142** (2): 115-125.
- CAMPBELL, B.D., GRIME, J.P., MACKEY, J.M.L. (1991): A trade-off between scale and precision in resource foraging. Oecologia **87**: 532-538.
- CASPER, B.B., JACKSON, R.B. (1997): Plant competition underground. Annual Review Ecology and Systematics **28**: 545-570.
- CASTIN-BUCHET, V., ANDRÉ, P. (1998): The influence of intensive thinning on earthworm populations in the litters of Norway spruce and Douglas fir. Pedobiologia **42**: 63-70.

- CUENDET, G. (1984): A comparative study of the earthworm population of four different woodland types in Wytham woods Oxford. *Pedobiologia* **26**: 421-439.
- CURRY, J.P. (2004): Factors Affecting the abundance of earthworms in Soil. In: EDWARDS, C.A. (ed): *Earthworm ecology*. Second edition. LLC Press: 91-112.
- DIERSCHKE, H. (1994): *Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden*. Ulmer Verlag, Stuttgart: 684 S.
- DPN (2006): www.dpn.pl, Internetzugriff am 07.07.2006.
- DRÖSSLER, L. (2006): *Struktur und Dynamik von zwei Buchenurwäldern in der Slowakei*. Dissertation, Göttingen: 104 S.
- DUNGER, W., FIEDLER, H.J. (Hrsg.) (1997): *Methoden der Bodenbiologie*. 2. Aufl., Fischer, Jena: 539 S.
- ELKATEB, T., CHALATURNYK, R., ROBERTSON, P.K. (2003): An overview of soil heterogeneity: quantification and implications on geotechnical field problems. *Can. Geotech. J. / Rev. can. geotech.* **40** (1): 1-15.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (1992): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobotanica* **18**, 2. Aufl., Göttingen: 258 S.
- EMMER, I.M. (1997): Spatial variation of humus form characteristics and its implications for humus form research in monospecies *Pinus sylvestris* stands. *Lesnictví Forestry* **43** (11): 503-518.
- ETTEMA, C.H., WARDLE, D.A. (2002): Spatial soil ecology. *Trends in Ecology & Evolution* **17** (4): 177-183.
- FARLEY, R.A., FITTER, A.H. (1999): Temporal and spatial variation in soil resources in a deciduous woodland. *Journal of Ecology* **87**: 688-696.
- FISZKAL, U. (2007): *Das Durchwurzelungsmuster in Reinbeständen der Traubeneiche (Quercus petraea Liebl.) – Beziehungen zur oberirdischen Bestandesstruktur und bodenökologischen Kennwerten*. Diplomarbeit, Eberswalde.
- 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*. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- GADOW, K. v. (1999): Waldstruktur und Diversität. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* **170** (7): 117-122.
- GAFA (2005): *Handbuch Forstliche Analytik. Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich*. Grundwerk 2005. Hrsg. vom Gutachterausschuss Forstliche Analytik (GAFA), Bonn, Göttingen.
- GEMESI, O., SKAMBRACKS, D., TOPP, W. (1995): Einfluss eines geregelten forstlichen Eingriffs auf die Besiedlungsdichte und den Streuabbau der Regenwürmer im Flysch der Tegernerseer Berge. *Forstwiss. Cbl.*: 272-281.
- GRAEFE, U., ELSNER, D.C., GEHRMANN, J., STEPELMANN, I. (2002): Schwelienwerte der Bodenversauerung für die Bodenbiozönose. *Mitteiln. d. dtsh. bodenkundl. Gesellsch.* **98**: 39-40.
- GRAFF, O. (1984): *Unsere Regenwürmer: Lexikon für Freunde der Bodenbiologie*. 2. Auflage. Verlag M. & H. Schaper. Hannover.
- GREIFFENHAGEN, A. (2005): Einfluss der Humusaufgabe auf das Benetzungsverhalten und den Wasserhaushalt von Kiefernstandorten (Berlin). *Bodenökologie und Boden-genese* **37**, Selbstverlag, TU Berlin: 132 S.
- GRIGAL, D.F., MACROBERTS, R.E., OHMANN, L.F. (1991): Spatial variation in chemical properties of forest floor and surface mineral soil in the north central united states. *Soil Science* **151** (4): 282-290.
- GUO, D., MOU, P., JONES, R.H. (2004): Spatio-temporal patterns of soil available nutrients following experimental disturbance in a pine forest. *Oecologia* **138**: 613-621.
- HAEUPLER, H. (1982): *Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation*. Diss. Bot. **65**, Cramer, Vaduz: 268 S.
- HAMMER, S., ZEH, A. (2007): *Einfluss von Landnutzungsform und -intensität sowie Bodenchemie auf Diversitätsindizes der Regenwurmfauna (Lumbricidae) – Mit einem Vergleich der Habitatheterogenität zwischen Natur- und Wirtschaftswald von Rotbuche (Fagus sylvatica) sowie Traubeneiche (Quercus petraea)*. Diplomarbeit, Eberswalde.
- HEINRICH, U. (1994): *Flächenschätzung mit geostatistischen Verfahren – Variogrammanalyse und Kriging*. In: SCHRÖDER, W.; VETTER, L.; FRÄNZLE, O. (Hrsg.): *Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie*. Vieweg Umweltwissenschaften, Braunschweig, Wiesbaden: 145-144.
- HODGE, A. (2004): The plastic plant: root responses to heterogeneous supplies of nutrients. *New Phytologist* **162** (1): 9-24.
- HOFMANN, G. (1997): *Mitteleuropäische Wald- und Forstökosystemtypen in Wort und Bild*. AFZ/Der Wald, Sonderheft: 90 S.
- HOFMANN, G., POMMER, U. (2005): *Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin*. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Bd. **XXIV**. Hrsg. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Landesforstanstalt Eberswalde, Potsdam: 316 S.
- HORNSCHUCH, F., RIEK, W. (2006a): *Heterogenität und Musterbildung in Waldböden als Indikator für Biodiversität und Naturnähe*. DFG-Projekt RI 1219 / 1-1, Abschlussbericht, Fachhochschule Eberswalde: 141 S. + 41 S. Anlagen.
- HORNSCHUCH, F., RIEK, W. (2006b): *Kleinräumige Heterogenität der organischen Bodensubstanz in Abhängigkeit von Naturnähe und Waldtyp*. *Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **109**: 12-13.
- HORNSCHUCH, F., RIEK, W. (2007a): *Einfluss der Bestandesstruktur auf Bodenvegetation, Durchwurzelung und Eigenschaften des Mineralbodens*. *Archiv f. Forstwes. u. Landsch.ökol.* **41** (4): 152-161.
- HORNSCHUCH, F., RIEK, W. (2007b): *Entwicklung eines statistischen Designs zur Zweiten Bodenzustandserhebung (BZE 2), Teilprojekt 2: Untersuchungen zur kleinräumigen Variabilität*. BLE-Projekt 05HS021/2, Abschlussbericht, Fachhochschule Eberswalde: 93 S. + Anlagen.
- HORNSCHUCH, F., RIEK, W. (2007c): *Kennzeichnung „naturnaher Böden“ anhand der Bodenvariabilität und -heterogenität als Ausdruck ökosystemarer Selbstorganisation*. *Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **110** (2): 687-688.
- HORNSCHUCH, F., RIEK, W. (2009): *Bodenheterogenität als Indikator von Naturnähe? 1. Bewertung der Natürlichkeit anhand verschiedener Kompartimente und Diversitätsebenen unter besonderer Berücksichtigung des Bodens (Literaturstudie)*. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **7**: 35-53.
- HORNSCHUCH, F., RIEK, W., ROLOFF, A. (2008): *Die räumliche Struktur der Feinwurzelsysteme in Reinbeständen von Rot-Buche (Fagus sylvatica L.), Trauben-Eiche (Quercus petraea [Matt.] Liebl.) und Wald-Kiefer (Pinus sylvestris L.) auf grundwasserfernen Sandböden Brandenburgs und Nordwest-Polens*. *Arch. f. Forstwes. u. Landsch.ökol.* **42** (1): 26-40.

- HUI, G.Y., ALBERT, M. (2004): Stichprobensimulationen zur Schätzung nachbarschaftsbezogener Strukturparameter in Waldbeständen. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* **175** (10/11): 199-209.
- HUI, G.Y., GADOW, K. v. (2002): Das Winkelmaß. Herleitung des optimalen Standardwinkels. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* **173** (10): 173-177.
- JÄRVINEN, E., HOKKANEN, T.J., KUULUVAINEN, T. (1993): Spatial heterogeneity and relationships of mineral soil in a boreal *Pinus sylvestris* stand. *Scandinavian Journal of Forest Research* **8**: 435-445.
- KALHOFF, M. (2000): Das Feinwurzelsystem in einem Kiefern-Eichen-Mischbestand: Struktur, Dynamik und Interaktion. *Diss. Botanicae*, Bd. **332**. J. Cramer, Berlin, Stuttgart: 199 S.
- KLINCK, U., FRÖHLICH, D., MEIWES, K.J. (2008): Zur Problematik der Quantifizierung von C- und N-Gehalten, C/N-Verhältnissen und C- und N-Vorräten der Humusaufgabe und des mineralischen Oberbodens. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* **179** (1): 1-13.
- KOCH, TH. (2007): Einfluss des Humusgehaltes auf die Bodendichte in Abhängigkeit von Hauptbaumart und Bestandesstruktur. Diplomarbeit, Eberswalde: 67 S. + Anlagen.
- KOOP, H. (1982): Waldverjüngung, Sukzessionsmosaik und kleinstandörtliche Differenzierung infolge spontaner Waldentwicklung. In DIERSCHKE, H. (Hrsg.): *Struktur und Dynamik von Wäldern*. Ber. Internat. Vereinigung für Vegetationskunde Rinteln, Vaduz: 235-275.
- KOPP, D., SCHWANECKE, W. (1994): Standörtlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft. *Deutscher Landwirtschaftsverlag*, Berlin: 248 S.
- KORPEL, S. (1995): *Die Urwälder der Westkarpaten*. Stuttgart, Jena, New York: 310 S.
- KOSAKOWSKI, A. (1999): Drawieński Park Narodowy Operat Glebowo-Siedliskowy Transektu glebowe. Tom I-III, ZAK-Prace Glaboznawczo-Urządzeniowe. Szczecinek.
- LAVERMAN, A.M., BORGER, P., VERHOEF, H.A. (2002): Spatial variation in net nitrate production in a N-saturated coniferous forest soil. *Forest Ecology and Management* **161**: 123-132.
- LEGENDRE, P., FORTIN, M.-J. (1989): Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio* **80**: 107-138.
- LEIBUNDGUT, H. (1993): *Europäische Urwälder. Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft*. Paul Haupt, Bern, Stuttgart: 260 S.
- LFE (2001): *Schutzwald Schlaubetal Eichen, Naturwald Fünfeichen*. Landesforstanstalt Eberswalde.
- LISKI, J. (1995): Variation in soil organic carbon and thickness of soil horizons within a boreal forest stand – effect of trees and implications for sampling. *Silva Fennica* **29** (4): 255-266.
- LISTER, A.J., MOU, P.P., JONES, R.H., MITCHELL, R.J. (2000): Spatial patterns of soil and vegetation in a 40-year-old Slash pine (*Pinus elliotii*) forest in the Coastal Plain of South Carolina. *Can. J. For. Res.* **30**: 145-155.
- MELLERT K.H., KÖLLING, C., RÜCKER, G., SCHUBERT, A. (2008): Kleinstandörtliche Variabilität von Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen in Bayern – Ein Beitrag zur Unsicherheitsabschätzung der BZE II. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **6**: 43-60.
- MEYER, P., POGODA, P. (2001): Entwicklung der räumlichen Strukturdiversität in nordwestdeutschen Naturwäldern. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* **172** (12): 213-220.
- MÜHLENBERG, M. (1993): *Freilandökologie*. 3. Aufl., UTB, Quelle, Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden: 514 S.
- NORDSTRÖM, S., RUNDGREN, S. (1974): Environmental factors and lumbricid associations in southern Sweden. *Pedobiologia* **14**: 1-27.
- PALMER, M.W. (1990): Spatial scale and patterns of species environment relationships in hardwood forest of the North Carolina Piedmont. *Coenoses* **5**: 79-87.
- PAYER, M. (1997): *Materialien zur Forstwissenschaft. Kapitel 2: Das Ökosystem Wald*. 8. ZB VIII: Winterkalte Nadelwaldgebiete oder Taiga (= boreales Zonobiom). Fassung vom 19. Dezember 1997. URL: <http://www.payer.de/cifor/cif0210.htm>.
- PENNE, C., BÖTTCHER, J., AHREND, B., DEURER, M. (2007): Räumliche Variabilität von C-Vorräten in der Humusaufgabe von Waldböden als Funktion der Kronendachstruktur. *Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **110** (2): 763-764.
- PERSSON, T., RUDEBECK, A., JUSSY, J.H., COLIN-BELGRAND, M., PRIEMÉ, A., DAMBRINE, E., KARLSSON, P.S., SJÖBERG, R.M. (2000): Soil nitrogen turnover – mineralisation, nitrification and denitrification in European forest soils. In: SCHULZE, E.-D. (ed.): *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems*. *Ecological Studies* **142**: 297-329.
- POLOMSKI, J., KUHN, N. (1998): *Wurzelsysteme*. Hrsg. Eidgen. Forsch.anst. f. Wald, Schnee u. Landsch., Birmensdorf, Haupt, Bern, Stuttgart, Wien: 290 S.
- PONGE, J.F., DELHAYE, L. (1995): The heterogeneity of humus profiles and earthworm communities in a virgin beech forest. *Biology and Fertility of Soils* **20** (1): 24-32.
- PRETZSCH, H. (2002): *Grundlagen der Waldwachstumsforschung*. Paul Parey, Berlin: 414 S.
- RAKEI, A. (1991): *Wasserhaushalt eines Alt- und Jungkiefernbestandes auf Rostbraunerde des Grunewaldes* (Berlin). *Diss. TU Berlin*.
- REHFUESS, K.E., KANTARCI, D. (1977): Einfluss von Meliorationsmaßnahmen auf die kleinstandörtliche Variation von Waldbodeneigenschaften. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **140**: 677-688.
- REMMERT, H. (1991): The mosaic-cycle concept of ecosystems – an overview. In: REMMERT, H. (ed.): *The mosaic-cycle concept of ecosystems*. *Ecological Studies* **85**: 1-21.
- RIEDEL, T., MELLERT, K., RÜCKER, G., KÖLLING, C., SCHÄFFER, J., WILPERT, K., ELLINGER, M., HORNSCHUCH, F., RIEK, W. (2008): *Entwicklung eines statistischen Designs für die zweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE 2)* im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Ernährung und Verbraucherschutz. FKZ 05HS021, Abschlussbericht: 303 S. Download: http://www.worldforestry.de/img/download/RIEDEL_et_al_2008_BZE_Endbericht_ebook_geschuetzt.pdf (ohne Sonderanhänge)
- RIHA, S.J., JAMES, B.R., SENESAC, G.P., PALLANT, E. (1986a): Spatial variability of soil pH and organic matter in forest plantations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **50**: 1347-1352.
- RIHA, S.J., SENESAC, G.P., PALLANT, E. (1986b): Effects of forests vegetation on spatial variability of surface mineral soil pH, soluble aluminium and carbon. *Water, Air, Soil Poll.* **31**: 929-940.
- RÜFFER, O. (2007): *Der Naturwald Kienhorst – ein typischer Vertreter des märkischen Kiefernwaldes?* In: MLUV Brandenburg: Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.): *Die Kiefer im Nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung*. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe **XXXII**. Potsdam, Eberswalde: 482-496.
- SCHERZINGER, W. (1996): *Naturschutz im Wald*. Ulmer, Stuttgart: 448 S.

- SCHÖNING, I. (2005): Organic matter stocks in temperate forest soils: composition, radiocarbon age, spatial variability. Diss., Techn. Univ. München.
- SCHÖNING, I., TOTSCHKE, K.U., KÖGEL-KNABNER, I. (2006): Small scale spatial variability of organic carbon stocks in litter and solum of a forested Luvisol. *Geoderma* **136**: 631-642.
- SEA 95 (1996): Anleitung für die Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung). Teile A-D, 2. Aufl. der SEA 1974, Schwerin, Eberswalde, 1996 (Teile A, B), 1997 (Teil C), 1996ff (Teil D).
- SEIDENGLANZ, D., BANDICK, C. (2006): Das Durchwurzelungsmuster in Reinbeständen von Rot-Buche (*Fagus sylvatica* L.) und Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.). Diplomarb., Fachhochschule Eberswalde: 77 S.+45 S. Anlage.
- SEILER, J., MATZNER, E. (1995): Spatial variability of throughfall chemistry and selected soil properties as influenced by stem distance in a mature Norway spruce (*Picea abies* Karst.) stand. *Plant and Soil* **176**: 139-147.
- SPIELVOGEL, S., PRIETZEL, J., KÖGEL-KNABNER, I. (2007): Die räumliche Variabilität der Vorräte verschiedener Kohlenstofffraktionen in einer Lockerbraunerde unter Fichte. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **110** (2): 777-778.
- STÜBNER, H., HÖHNE, I., RÜFFER, O., LOCKOW, K.-W., PANKA, S., GROSSER, K.-H., RIEK, W., STROHBACH, B., HEISTERBERG, B., GRÜLL, M., KÄTZEL, R., DEGENHARDT, A., MÖLLER, K. (2000): Naturwälder und Naturwaldforschung im Land Brandenburg. Landesforstanstalt Eberswalde, Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Eberswalde und Potsdam.
- WAGNER, S. (1995): Strahlungsschätzung in Wäldern durch hemisphärische Fotos – Methode und Anwendung. *Ber. D. Forschungsz. Waldökosysteme Göttingen, Rhe. A.* **123**: 166 S.
- WEBSTER, R., OLIVER, M.A. (2001): *Geostatistics for Environmental Scientists. Statistics in Practice*, Wiley, Chichester: 271 pp.
- WESSOLEK, G., RIEK, W. (1997): Analysing and Modeling Spatio-Temporal Patterns of Plant Water Use of an old Pine Stand. In: Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (Hrsg.): ZALF-Berichte Nr. **31**: 29-38.
- WHITTAKER, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* **21** (2/3): 213-251.
- WULF, M., GROSS, J. (2004): Die Schmettau-Schulenburgsche Karte – eine Legende für das Land Brandenburg (Ostdeutschland) mit kritischen Anmerkungen. *Allg. Forst- u. Jagdztg.* **175** (10/11): 189-198.
- WULF, M., SCHMIDT, R. (1996): Die Entwicklung der Waldverteilung in Brandenburg in Beziehung zu den räumlichen Bedingungen. *Beitr. Forstwirtschaft. u. Landschaftsökol.* **30** (3): 125-131.

submitted: 28.02.2008

reviewed: 28.10.2008

accepted: 02.02.2009

Autorenanschriften:

Dipl. Biol. Falko Hornschuch
 Fachhochschule Eberswalde
 Fachbereich für Wald und Umwelt
 Alfred-Möller-Str. 1
 16225 Eberswalde
 E-Mail: fhornschuch@fh-eberswalde.de

Prof. Dr. Winfried Riek
 Landesforstanstalt Eberswalde und
 Fachhochschule Eberswalde
 Fachbereich Wald und Umwelt
 Alfred-Möller-Str. 1
 16225 Eberswalde
 Tel. 03334 - 65221
 E-Mail: Winfried.Riek@LFE-E.Brandenburg.de,
wriek@fh-eberswalde.de