

Forstwirtschaft



Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 68

## Waldbodenbericht Brandenburg

Weitere Ergebnisse der landesweiten  
Bodenzustandserhebungen und Folgerungen  
für die nachhaltige Waldnutzung

**Band 2**

Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 68

# **Waldbodenbericht Brandenburg**

Zustand und Entwicklung der brandenburgischen  
Waldböden

Weitere Ergebnisse der landesweiten  
Bodenzustandserhebung und Folgerungen  
für die nachhaltige Waldnutzung

**Band 2**

Autoren:

Prof. Dr. Winfried Riek  
Dr. Alexander Russ

unter Mitwirkung von:

Caroline Krüger  
Maurice Schwoy  
Dr. Jens Hannemann



# **FORSTWIRTSCHAFT IN DEUTSCHLAND**

## **Vorausschauend aus Tradition**

### **Impressum:**

- Herausgeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung,  
Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg  
Landesbetrieb Forst Brandenburg
- Redaktion: Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde  
Prof. Dr. Winfried Riek
- Gesamtherstellung: Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam mbH  
Karl-Liebknecht-Straße 24/25  
14476 Potsdam (OT Golm)
1. Auflage: 750 Exemplare, gedruckt auf PEFC-Papier.
- Titelfotos: Prof. Dr. Winfried Riek
- Fotos im Text: Von den Autoren der Beiträge, wenn nicht anders vermerkt.



Potsdam und Eberswalde, Oktober 2019

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL) des Landes Brandenburg kostenlos abgegeben und ist nicht zum Verkauf bestimmt. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern während des Wahlkampfes zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags- und Kommunalwahlen. Missbräuchlich sind insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen von Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen und Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung. Unabhängig davon, wann, auf welchem Weg und in welcher Anzahl diese Schrift dem Empfänger zugegangen ist, darf sie auch ohne zeitlichen Bezug zu einer Wahl nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung Brandenburgs zugunsten einzelner Gruppen verstanden werden könnte.

# Vorwort



Der Boden ist von existieller Bedeutung für alle Lebewesen im Wald und sowohl für die forstwirtschaftlichen Nutzungsmöglichkeiten als auch für die Einschätzung von Risiken und daran ausgerichtete waldbauliche Entscheidungen von größter Wichtigkeit.

Im Rahmen des Forstlichen Umweltmonitorings wurde die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald an 322 Inventurpunkten im Land Brandenburg durchgeführt. Ausführliche Darstellungen zum Bodenzustand und dessen Veränderungen über die Zeit sowie daraus abgeleitete Folgerungen enthält bereits der Band 1 des Waldbodenberichts Brandenburg. Im Ergebnis der nun als Band 2 vorliegenden erweiterten Auswertungen wurden die punktbezogenen Daten der Bodenzustandserhebung auf die Waldfläche übertragen. Die lokale Auflösengenauigkeit reicht hierbei von forstlichen Wuchsregionen bis auf die Maßstabsebene der Forstbetriebe.

Sicher ist nach den jetzt vorliegenden Befunden: Infolge des Klimawandels wird die Bedeutung des Waldbodens für die Waldbewirtschaftung weiter zunehmen!

Sowohl die Vitalität der Bäume als auch die Produktivität der Waldbestände werden zukünftig in noch stärkerem Maße von der Wasserspeicherkapazität der unterschiedlichen Waldböden und deren pflanzenverfügbaren Nährstoffreserven abhängig sein, als dies bereits in den zurückliegenden Dekaden der Fall war. Daraus folgt umso mehr, dass den Aspekten des Bodenschutzes eine adäquate Gewichtung bei der Waldbewirtschaftung verliehen werden muss.

Auf den Daten der Bodenzustandserhebung basierende Modellsimulationen veranschaulichen, dass in Zukunft mit größerer Trockenheit und einer reduzierten Nährstoffverfügbarkeit zu rechnen ist. Noch nicht zu beantworten ist die Frage, ob im Zuge der zu erwartenden Standortsveränderungen und der Ausprägung neuer wachstumslimitierender Faktoren das aktuell hohe Zuwachs niveau weiterhin zu halten sein wird. Doch ist davon auszugehen, dass die Risiken, denen unsere Wirtschaftsbaumarten ausgesetzt sind, ansteigen werden und dass ein konsequentes Nährstoffmanagement für die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit an Bedeutung gewinnen muss.

Die nunmehr entwickelten Modelle, können als adäquate Tools dazu dienen, der forstlichen Praxis ressourcenschonende und bodenpflegliche Nutzungsoptionen regionalspezifisch aufzuzeigen und zur Diskussion zu stellen. Der vorliegende Band 2 des Waldbodenberichtes Brandenburg versteht sich insofern als wissenschaftliches Fundament, auf dem konkrete Handlungsempfehlungen für die praktische Waldbewirtschaftung hergeleitet und nach dem Vorsorgeprinzip begründet werden können.

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Hubertus Kraut".

Hubertus Kraut  
Direktor des Landesbetriebes Forst Brandenburg

# Inhaltsverzeichnis

Einführung zum Band 2 .....	7
-----------------------------	---

## 6 Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor

6.1 Humusform .....	9
6.2 Böden als Kohlenstoffspeicher .....	13
6.2.1 C-Vorräte .....	13
6.2.2 Regionale Verteilung .....	18
6.2.3 Veränderungen der C-Vorräte .....	20
6.3 Stickstoffstatus und -dynamik .....	26
6.3.1 N-Vorräte .....	27
6.3.2 Veränderungen der N-Vorräte .....	30
6.3.3 C/N-Verhältnisse .....	32
6.3.4 Nitrat im Sickerwasser .....	37
6.3.5 Critical Loads und deren Überschreitungen .....	42
6.3.6 Humuszustand nach SEA95 .....	45
6.3.7 N-Ernährung .....	52
6.4 Phosphor in Boden und Pflanze .....	60
6.4.1 P-Gehalte und -vorräte .....	60
6.4.2 C/P-Verhältnisse .....	62
6.4.3 P-Ernährung .....	65

## 7 Spurenelemente und Schadstoffe

7.1 Bewertungssysteme .....	68
7.2 Elementgehalte und Grenzwertüberschreitungen .....	69
7.2.1 Blei .....	70
7.2.2 Zink .....	71
7.2.3 Kupfer .....	73
7.2.4 Chrom .....	75
7.2.5 Nickel .....	77
7.2.6 Arsen .....	79
7.2.7 Cadmium .....	82
7.2.8 Einflussfaktoren .....	83
7.3 Spurenstoffe in Kiefernnadeln .....	89
7.4 Organische Schadstoffe .....	90
7.4.1 Deskriptive Analyse der Schadstoffgruppen .....	91
7.4.2 Hauptkomponentenanalyse der Schwermetalle und Organika .....	98

## 8 Wasserhaushalt im Klimawandel

8.1 Kennzeichnung der Komponenten des Wasserhaushalts .....	100
8.1.1 Bedeutung des Grundwassereinflusses .....	100
8.1.2 Nutzbare Feldkapazität und pflanzenverfügbares Bodenwasser .....	104
8.1.3 Modellierung von Wassermangelindizes .....	107
8.2 Regionalisierung von Wasserhaushaltsskennwerten .....	111
8.3 Klimaszenarien – Einfluss auf die Baumartenwahl .....	113
8.3.1 Veränderungen des Wasserhaushalts durch Klimawandel .....	113
8.3.2 Anpassung von Bestandeszieltypen an den Klimawandel .....	117
8.3.3 Standortsabhängiges Gesamtrisiko .....	120

**9 Baumvitalität und Bodenzustand**

9.1	Beschreibung der WZE-Daten .....	127
9.2	Beziehungen zwischen BZE- und WZE-Daten .....	129

**10 Gefährdungspotenziale und Maßnahmen**

10.1	Nährstoffnachhaltigkeit und standortsverträgliche Nutzungsintensität .....	137
10.1.1	Kriterien der Nährstoffnachhaltigkeit .....	137
10.1.2	Nährstoffentzugsindex als operationaler Indikator der stofflichen Nachhaltigkeit .....	140
10.2	Anwendung des Nährstoffentzugsindexes auf die Gesamtwaldfläche .....	141
10.2.1	Regionalisierung der Nährstoffvorräte .....	141
10.2.2	Nährstoffexport in Abhängigkeit von Baumart und Nutzungsintensität .....	145
10.2.3	Empfehlungen standortspfleglicher Nutzungsintensitäten .....	153
10.3	Ausgleich von Nährstoffverlusten .....	159
10.3.1	Mögliche waldbauliche Maßnahmen .....	160
10.3.2	Potenzielle Kalkungskulisse .....	163

**11 Zusammenfassung und Folgerungen .....** 166**Literaturverzeichnis .....** 176**Anhang .....** 185**Bisher erschienene Bände der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe .....** 232

# Einführung zum Band 2

Der hier vorliegende Band 2 des Waldbodenberichtes Brandenburg schließt sich an den im Dezember 2015 erschienenen Band 1 an. Die Gliederung dieses zweiten Bandes (Kap. 6-10) setzt formal die Gliederung des ersten Bandes (Kap. 1-5) fort. Inhaltliche Wiederholungen zu Band 1 wurden vermieden. So waren generelle Ausführungen zur Bedeutung der Bundesweiten Bodenzustandserhebung und deren Umsetzung im Land Brandenburg (Kap. 1) sowie methodische Details der Inventur (Kap. 2) Gegenstand von Band 1 und werden im vorliegenden Band 2 vorausgesetzt. Eine umfängliche allgemeine Charakterisierung des Untersuchungsraums, in der u. a. alle pedogenen Ausgangsmaterialien und verbreiteten Bodentypen präsentiert werden, ist ebenfalls in Band 1 enthalten (Kap. 3).

Die statistischen Auswertungen fokussieren in Band 1 auf die Kennwerte des Säure-Basen-Zustandes, wie pH-Wert, Austauscherbelegung, Elementvorräte und die Versorgung der Bäume mit den basischen Nährstoffsaktionen Calcium, Magnesium und Kalium (Kap. 4.1). Die im Band 1 begonnenen Auswertungen zur Regenerationsfähigkeit der Böden und Standortsnachhaltigkeit (Kap. 4.2) werden im hier vorliegenden Band 2 erneut aufgegriffen und praxisnah konkretisiert. Darüber hinaus enthält dieser Band nun – beginnend mit Kap. 6 – eine umfassende Charakterisierung des Humuskörpers anhand der Elemente Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor. Die Bedeutung der Spurenelemente in den Waldböden (z. B. Zn, Cu, Pb) wird beleuchtet und es wird eine Verbindung zwischen den anorganischen und organischen Schadstoffen im Waldboden und Humus hergestellt (Kap. 7). Die Ausführungen zum Wasserhaushalt im Klimawandel (Kap. 8) greifen Er-

gebnisse aus dem Forschungsschwerpunkt „Dynamische Regionalisierung“ auf, um die zunächst für die BZE-Stichprobe modellierten Wasserhaushaltskomponenten auch in die Fläche übertragen zu können. Hinsichtlich der Baumartenwahl bei veränderten Klimabedingungen werden standortsabhängig Empfehlungen abgeleitet, die in Planungsprozesse für konkrete Waldbestände nutzbringend einfließen können. Die statistische Analyse von Beziehungen zwischen Kronenzustands- und Bodenzustandsdaten sind Gegenstand von Kap. 9. Aufbauend auf den Befunden zur Nährstoffnachhaltigkeit in Band 1 werden in Kap. 10 Handlungsempfehlungen zur standortspflegerischen Nutzungsintensität für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs hergeleitet sowie denkbare Maßnahmenbündel zum Ausgleich von Nährstoffverlusten dargelegt. Die bei der Regionalisierung erfüllte hohe lokale Auflösung des 100x100 m-Stützstellensystems wird voraussichtlich auch für die Übertragung entsprechender Empfehlungen auf Forstbetriebsebene geeignet sein. Dieses ist in Testregionen empirisch zu überprüfen.

Mit dem Band 2 des Waldbodenberichtes Brandenburg ist die Primärauswertung der unterschiedlichsten Aspekte zum Waldbodenzustand abgeschlossen. Die dabei generierte Datenbasis stellt eine wertvolle Grundlage für weitergehende Spezialauswertungen und Verknüpfungen mit anderen Datenbeständen dar. Hier ist vor allem auf die Auswertungspotenziale an den im Rahmen der BZE-2a untersuchten BWI-Punkten hinzuweisen, an denen noch vertiefend auf die kausalen Wechselwirkungen zwischen Bestand und Boden eingegangen werden sollte.

# 6 Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor

Die Elemente Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor liegen im Boden zu einem wesentlichen Anteil als Bausteine organischer Verbindungen vor. Im Zuge der Ab- und Umbauprozesse der organischen Substanz ändern sich die Anteile dieser Elemente und ihre Relationen zueinander. **Die Gehalte und Vorräte von C, N und P und deren Verteilung auf Humusauflage und mineralischen Ober- und Unterboden sowie die C/N- und C/P-Verhältnisse sind daher wichtige Kenngrößen zur Charakterisierung des Humuskörpers der BZE-Standorte.**

Der Humusgehalt und die Humusqualität bestimmen in hohem Maße die Bodeneigenschaften im Wurzelraum. Aufgrund des Adsorptionsvermögens der Huminstoffe ist die Humusakkumulation im Mineralboden für die Nährstoffversorgung der Pflanzen insbesondere auf den Sandstandorten des Untersuchungsraums essentiell. Im Humus erfolgt die Bindung und Immobilisierung von Schwermetallen, wodurch sowohl deren potenzielle Schadwirkung gegenüber Bodenlebewesen als auch die Auswaschungsgefahr in das Grundwasser herabgesetzt ist oder zeitlich verzögert erfolgt. Zudem verbessern sich die physikalischen Eigenschaften der Böden: Höhere Humusgehalte bewirken eine günstigere Bodenstruktur mit stabileren Gefügeformen und geringerer Lagerungsdichte. Von besonderer Bedeutung ist die positive Wirkung der organischen Substanz auf die Porengrößenverteilung und damit einhergehend die Verbesserung der Wasserspeicherfähigkeit der Böden.

Die Huminstoffbildung bzw. die Aufrechterhaltung der hierfür notwendigen biochemischen **Humifizierungsprozesse** ist somit eine der zentralen Voraussetzungen für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit und der Produktivität der Waldbestände. Ebenso ist die **Mineralisierung** der Streu- und Huminstoffe als Abbauprozess der organischen Substanz für die Aufrechterhaltung der ökosystemaren Stoffkreisläufe von Bedeutung. Durch die Mineralisierung werden die organisch gebundenen Nährstoffe in pflanzenverfügbare Formen umgewandelt. Sowohl Humifizierung als auch Mineralisierung sind eng an die Aktivität der lebenden Bodenorganismen gebunden. Die charakteristische **Morphologie des Humuskörpers** ist Ausdruck dieser biologischen Bodenaktivität und eignet sich zur Kennzeichnung der Nährstoffumsetzung im Zuge des „kleinen Stoffkreislaufs“.

Die **Humusformen** wurden daher bei der Profilaufnahme der BZE-2 und BZE-2a<sup>1</sup> anhand von morphologischen Kriterien angesprochen. Sie dienten bereits im Band 1 des Waldbodenberichts zur Stratifizierung von chemischen Kennwerten und sollen im Folgenden weiter untersucht werden. Ergänzend hierzu erfolgt die Ausweisung der „analytischen Humusform“ nach SEA95 auf der Grundlage von C/N-Verhältnis, pH-Wert und V-Wert und deren Auswertung mit Blick auf „harmonische“ und „disharmonische Humuszustände“ in Kap. 6.3.6.

## 6.1 Humusform

Für die Klassifizierung der morphologischen Humusform diente die im Band 1 des Waldbodenberichtes erläuterte Humusansprache durch das Landesamt für Geologie und Rohstoffe Brandenburg (Kap.2.3.1, S. 26). Die Feldansprache erfolgte nach Kühn & Bauriegel (2005) in Anlehnung an die Ad-hoc-AG Boden (2005), wobei die Kurzbezeichnungen der Ad-hoc-AG Boden wie folgt insgesamt sechs Humusformengruppen zugeordnet wurden: Mull (MU, MUT, MUO), Mullartiger Moder (MOM), Typischer Moder (MOA, MOR, MO), Rohhumusartiger Moder (MR, MRA, MRR), Rohhumus (RO, ROA, ROR) sowie hydromorphe Humusformen (MUF, AMO, MOF).

**Mit 140 von 320 Inventurpunkten (44 %) tritt in den brandenburgischen Wäldern aktuell vor allem die Humusform Typischer Moder auf. Alle weiteren terrestrischen Humusformen sind relativ gleich verteilt und variieren hinsichtlich ihres Anteils an der BZE-2(a)-Stichprobe zwischen 9 % (Rohhumus) und 18 % (Mull). Hydromorphe Humusformen treten lediglich auf 12 Standorten auf (4 %) (vgl. Waldbodenbericht Band 1, S. 32, Abb. 2.9).**

Die morphologische Kennzeichnung der ausgewiesenen terrestrischen Humusformgruppen erfolgt vor allem anhand der Mächtigkeiten der Auflageschichten. Diese sind in Abb. 6.1.1 stratifiziert nach Humusform, Bestandestyp und Stammnährkraftstufe dargestellt. **Die Mächtigkeiten der Oh-Horizonte wie auch die Gesamtmächtigkeit der Auflage korrespondieren**

<sup>1</sup> Im Land Brandenburg erfolgte in den Jahren 1992/93 die erste Bodenzustandserhebung auf dem 8x8-km-Grundraster der Waldzustandserhebung (**BZE-1**). Die Wiederholungsinventur auf diesen Erhebungspunkten wurde in den Jahren 2006 - 2009 durchgeführt (**BZE-2**). Darüber hinaus erfolgte 2009 - 2011 die Bodenzustandserfassung auf brandenburgischen Flächen der Bundeswaldinventur ebenfalls im 8x8-km-Raster (**BZE-2a**). Die Gesamtstichprobe des aktuellen Erhebungsnetzes umfasst 322 Punkte. Vgl. Kap.2, Waldbodenbericht Brandenburg, Band 1 (Riek et al. 2015).

mit der Humusform, während sich die Mächtigkeit der Of-Schicht nur beim Mull deutlich von allen anderen Humusformen unterscheidet. Dieses korrespondiert mit der verwendeten Ansprachemethodik, bei der vor allem das Auftreten und die Ausprägung der Oh-Schicht als diagnostisches Merkmal diente.

Bei der Stratifizierung nach Bestandestypen sind die Streuungen innerhalb der Straten deutlich größer als bei Stratifizierung nach Humusformen (Abb. 6.1.1). Dieses ist zum Teil auf die geringeren Stichproben innerhalb der Straten zurückzuführen. Die Mächtigkeiten der Oh-Schichten unterscheiden sich kaum zwischen den unterschiedlichen Bestandestypen. Deutlicher sind jedoch die Differenzen der Of-Schichten und der Gesamtmahtigkeiten ausgeprägt. Vor allem die Kiefernbestände treten hier durch dicke Auflagepakete von durchschnittlich etwa 5 cm Mächtigkeit hervor. Insgesamt zeigt sich ein Gradient sich reduzierender Auflageschichten mit zunehmendem Laubholzanteil. Dieses entspricht den bekannten Zusammenhängen, wonach die Ausprägung der Humusaufgabe maßgeblich von der Qualität der Streu beeinflusst wird. Weitere Aussagen beispielsweise hinsichtlich der Unterschiede zwischen Eiche, Buche und sonstigen Laubholzarten lassen sich aufgrund der hohen Streuungen nicht absichern.

Auffallend ist die deutliche Beziehung zwischen der Mächtigkeit der Of-Schicht bzw. der Gesamtmahtigkeit der Auflage und der **Stamnnährkraftstufe**. Hierin paust sich zum einen der Einfluss der Bestockung indirekt auf die Ausbildung der Humusaufgabe durch, da die Baumartenwahl eng an die Stamnnährkraftstufe gekoppelt ist. Zum anderen zeigt sich darin insbesondere mit Blick auf die Unterschiede zwischen A-, Z- und M-Standorten aber auch ein direkter Einfluss der Stamnnährkraft. Die stärkere Akkumulation von Auflagehumus bei den armen Standorten dürfte hier unmittelbar mit der geringeren Basenversorgung in Zusammenhang stehen, während bei den ziemlich armen und vor allem den mittleren Standorten ein zunehmend nährstoffreicherer Untergrund zu Basenpumpeneffekten, entsprechend erhöhten Stoffumsätzen in der Auflage und einem stärkeren Abbau von Of-Material führen dürfte.

Die insgesamt geringe Differenzierung bei der Mächtigkeit der Oh-Schicht (Abb. 6.1.1) könnte damit zusammenhängen, dass sich in den mittelalten und jüngeren Beständen nach deren Begründung noch **kein Fließgleichgewicht zwischen Humusform und Standort** hat einstellen können. Hierfür spricht auch die Beobachtung, dass die Oh-Lagen auch der inaktiveren Humusformen lediglich im Bereich von 1-3 cm Mächtigkeit variieren, womit die Humusformen der Inventurpunkte überwiegend als **feinhumusarm** (AK Standortskartierung 2016) anzusprechen sind. Gleichwohl konnte anhand der wenigen Inventurpunkte mit mächtigen Oh-Schichten (> 5 cm) nicht nachgewiesen werden, dass es sich bei diesen feinhumusreichen Ausprägungen um besonders alte und/oder ungestörte Bestände handelt. Für eine tiefergehende Interpre-

tation wäre hier die genauere Kenntnis der jeweiligen Bestandesgeschichte notwendig. Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, dass in den 1960er Jahren etwa 800.000 ha Waldböden im Tiefland der ehemaligen DDR aufgrund der historischen Übernutzung als „degradiert“ galten und sich durch eine auffällige Verarmung an organischer Substanz auszeichneten (Kopp & Brost 1964). Noch in der bundesweiten BZE I-Aus-

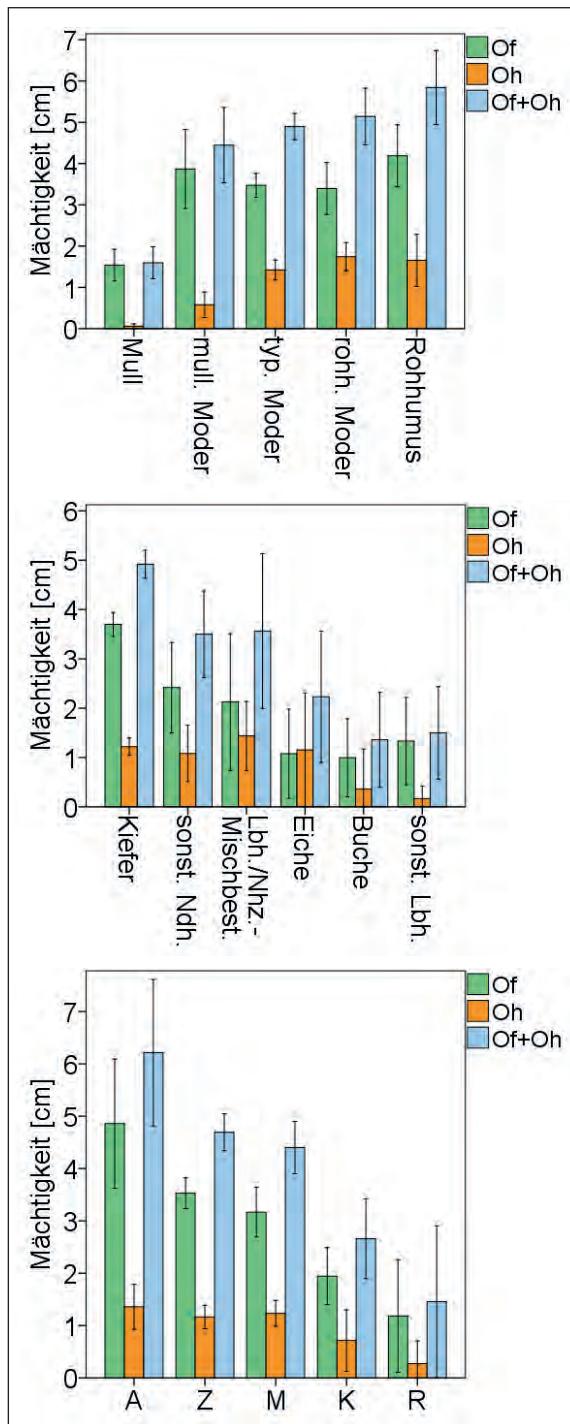


Abb. 6.1.1: Mächtigkeit der Of- und Oh-Horizonte bzw. der Summe aus Of- und Oh-Schicht stratifiziert nach Humusform, Bestandestyp und Stamnnährkraftstufe (arithmet. Mittelwerte und 95 %-Konfidenzbereich; Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S. 31)

wertung wiesen die Böden in Brandenburg im Vergleich mit allen anderen Bundesländern die geringsten Kohlenstoffvorräte auf. Wahrscheinlich spiegelt sich in den überwiegend feinhumusarmen Ausprägungen der Humusform – trotz der zwischen BZE-1 und BZE-2(a) zu verzeichnenden C-Zunahmen (Kap. 6.2.3) – noch immer diese in der Literatur der 1960er und 1970er Jahre angesprochene historische Degradation wider. Um den Einfluss der Bestockung auf die Bildung von Auflagehumus unter heutigen Umweltbedingungen differenzierter beleuchten zu können, wird empfohlen, exemplarisch ausgewählte Kiefern(versuchs)bestände mit unterschiedlich alten Laubholzunterbauten hinsichtlich der morphologischen und analytischen Unterschiede des Humuskörpers zu untersuchen.

Die für die Ausprägung der Of- und Oh-Mächtigkeit genannten Faktoren finden sich auch bei der stratifizierten Auswertung der verschiedenen Anteile der Humusformen in der BZE-2(a)-Stichprobe wieder (Abb. 6.1.2). Als Ausdruck der biologischen Bodenaktivität lässt die Humusform Rückschlüsse auf die Dynamik der Streuumsatzung und die Verfügbarkeit der freigesetzten Pflanzennährstoffe zu. Die Ausbildung unterschiedlicher Humusformen hängt sowohl vom Standort als auch von der Vegetation ab. Allerdings überprägen die forstliche Nutzung bzw. die Nutzungsgeschichte sowie die Wirkungen von atmogenen Stoffeinträgen – insbesondere die N-Deposition – die natürlicherweise wirk samen Steuergrößen der Humusform.

Insgesamt bestätigen die Darstellungen in Abb. 6.1.2 bekannte Zusammenhänge, wonach eine Zunahme günstiger Humusformen einerseits auf Standorten mit potenziell besserer Basenausstattung zu beobachten ist und andererseits Laubholzbestände günstigere Humusformen aufweisen als Nadelholzbestände. Es zeigt sich, dass eine deutliche Beziehung zum Bodentyp, zur Nährkraftstufe und sogar zur Geologischen Serie besteht. Dies spiegelt sich auch in der Stratifizierung nach Wuchsräumen wider, wonach im Bereich der altpleistozänen Wuchsgebiete WG11, WG22, WG23 und WG25 tendenziell ungünstige Humusformen auftreten und Mull sowie mullartiger Moder im Bereich der geologisch jüngeren Ablagerungen der Wuchsgebiete WG06, WG09 und WG10 verbreitet sind.

Die genannten standörtlichen Einflüsse sind zum Teil auch als indirekte Effekte des Bestandestyps zu sehen, da sich die Baumartenwahl an der Stammnährkraftstufe orientiert. Andererseits lässt sich das besonders häufige Auftreten von Mull unter Buche wohl eher als Effekt des Standorts erklären, da die Buche im Vergleich zur Eiche häufiger auf den besser mit Basen ausgestatteten K-Standorten vorkommt. Letztlich ist es aber kaum möglich, anhand der BZE-Stichprobe statistisch abgesichert zwischen verschiedenen Bestockungs- und Standortseffekten zu differenzieren (vgl. Kap. 10.3.1). Lediglich für die Baumart Kiefer lassen sich aufgrund des hohen Stichprobenumfangs und des breiten Standortspektrums in der BZE-Stichprobe Aussagen zur Humusformentwicklung auf unterschiedlichen Standorten treffen. So geht aus Abb. 6.1.3 die

nach Stammnährkraftstufen stratifizierte Humusform von 237 Kiefernbeständen hervor. Abstrahiert von der Baumart zeigt dieses Diagramm den isolierten Einfluss des Standortes auf die Ausbildung unterschiedlicher Humusformen. Mit zunehmend besserer Basenausstattung scheint sich auch die Humusqualität unter Kiefer zu verbessern und auf K- bzw. R-Standorten (n=19) bilden sich trotz der natürlicherweise schlecht zersetzbaren Kiefernstreu offensichtlich weder Rohhumus noch rohhumusartige Moderformen aus. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass auch die Baumart Kiefer bei ausreichend verfügbaren Basen nicht nachweislich zur Auflagehumusbildung neigt und das Auftreten von Rohhumus vor allem an die besonders nährstoffschwachen Standorte der natürlichen Kiefernverbreitung gebunden ist. Dieser Befund korrespondiert im Grundsatz mit den bereits in den 1960er Jahren beschriebenen Erfahrungen der standortskundlichen Praxis. Demnach geht die Verschlechterung des Humuszustandes durch Kiefernreinbestandswirtschaft „nur soweit, bis sich der Humuszustand in ein von der Bestockung und der potenziellen Bodengüte bestimmtes Gleichgewicht eingespielt hat. Auf potenziell ärmeren Standorten (z. B. Standortsformengruppe A1 bis A3, Z1 bis Z3, vielleicht auch noch M2 und M3) liegt dieses Gleichgewicht beim (typischen) Rohhumus, der natürlichen Humusform des Kiefernwaldes. Bei reichereren Standorten (z. B. Standortsformengruppe K2 und M1) liegt es wahrscheinlich beim rohhumusartigen Moder“ (Langguth et al. 1969). Hofmann & Pommer (2013) gehen bei Kiefern-Ersatzgesellschaften auf K-Standorten von der Humusform Moder aus.

**Vor diesem Hintergrund kann die Ausbildung mächtiger Auflageschichten als Ergebnis von Fließgleichgewichten auf Standorten gesehen werden, die zum potenziell natürlichen Standortspektrum der Baumart Kiefer gehören. Ein Abbau der aktuell ohnehin auffallend feinhumusarmen Auflageschichten (s. o.) erscheint daher unter Kiefer auf den besonders armen Ausgangssubstraten nicht erstrebenswert und unter Berücksichtigung einer möglichen positiven Wirkung auf den Wasserhaushalt (Greiffenhagen et al. 2006) auch nicht sinnvoll. Indes verweist die Rohhumusbildung auf den mittleren und besser nährstoffversorgten Standorten auf eine anthropogene Verschlechterung des Standortspotenzials insbesondere durch Oberbodenversauerung infolge historischer Übernutzung und Säuredeposition hin. Eine aktive Verbesserung der Humusform durch waldbauliche Maßnahmen ist hier angemessen.**

Die Analyse von Veränderungen der Humusform zwischen BZE-1 und BZE-2, wie sie für das Land Mecklenburg-Vorpommern von Russ et al. (2011) dargestellt wurde, ist für Brandenburg nicht möglich. Die Humusformansprache erfolgte bei der BZE-1 in Brandenburg schwerpunktmaßig anhand der Bodenvegetation und weniger nach morphologischen Kriterien. Für die Mehrheit der BZE-1-Standorte (n=82) fehlen daher Angaben zur morphologischen Humusform und auch die vorhandenen Humusansprachen sind methodisch

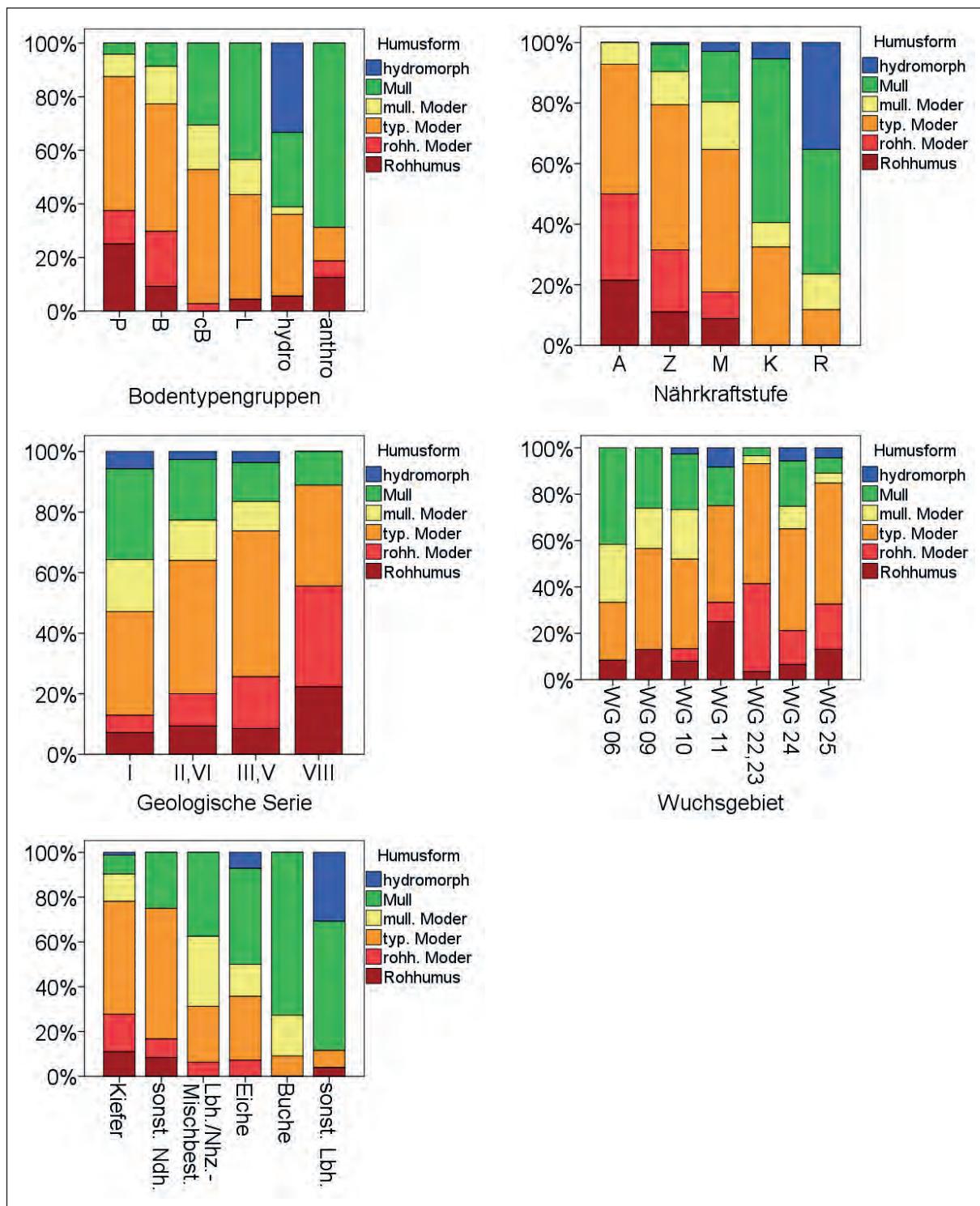


Abb. 6.1.2: Anteil der Humusformen in den Straten Bodentypengruppe, Nährkraftstufe, Geologische Serie, Wuchsgebiet und Bestandestyp (Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap.2.5.2, S.31)

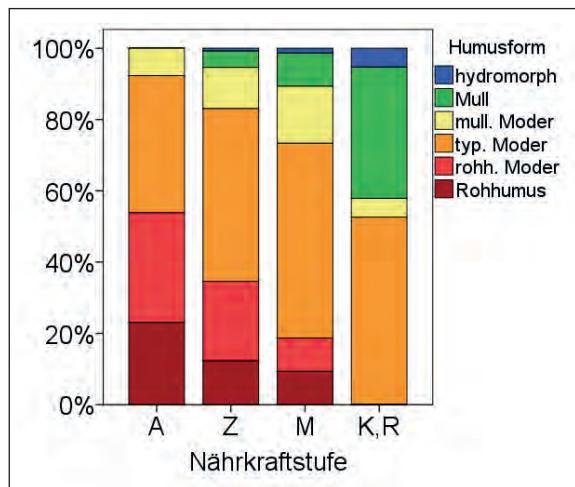


Abb. 6.1.3: Anteil der Humusformen von Kiefernbeständen stratifiziert nach Nährkraftstufe

nicht mit den Feldbefunden der BZE-2(a) vergleichbar. Für Brandenburg lassen sich vor allem anhand der im Folgenden dargestellten analytischen Kenndaten des Humuskörpers Rückschlüsse auf die Humusdynamik und entsprechende Veränderungen zwischen BZE-1 und BZE-2(a) ableiten.

## 6.2 Böden als Kohlenstoffspeicher

Kohlenstoff wird in (carbonatfreien) Waldböden überwiegend in Form von abgestorbener organischer Substanz und komplexen Huminstoffen gespeichert. Der Kohlenstoffgehalt der organischen Substanz ist relativ stabil, wobei ein Umrechnungsfaktor von 1,73 im Mineralboden und 2,0 in der Auflage angenommen wird (AK Standortskartierung 2016). Der Kohlenstoffhaushalt der Böden ist eng mit dem CO<sub>2</sub>-Kreislauf der Bio- und Atmosphäre verbunden. Im Zusammenhang mit dem globalen Klimawandel wird dem Kohlenstoff von Waldböden eine wichtige Bedeutung beigemessen. Von Interesse ist hierbei neben der insgesamt im Boden festgelegten C-Menge vor allem die Rate der jährlichen C-Bindung oder C-Freisetzung.

Der Kohlenstoffkreislauf wird natürlicherweise von den jeweils herrschenden Umweltbedingungen gesteuert. Dieses sind im Wesentlichen die Klimaeigenschaften sowie die bodenchemischen und -physikalischen Standortsbedingungen. Des Weiteren wirken sich sowohl direkte als auch indirekte Eingriffe des Menschen auf die C-Dynamik in Waldböden aus. Wichtige Einflussfaktoren sind die Baumartenwahl sowie Waldbewirtschaftungspraktiken, wie Durchforstung, Holzernte, Bodenvorbereitung, Drainage oder Kalkung (Grüneberg et al. 2016). Viele Böden waren über Jahrhunderte erheblichen Nutzungsintensitäten mit teilweise massiven Humusverlusten ausgesetzt. Seit der Regeneration und Wiederaufforstung von degradierten Flächen und dem Einsetzen der geregelten Forstwirtschaft sind die Waldböden tendenziell als C-akkumlierende Systeme zu betrachten.

### 6.2.1 C-Vorräte

Die aktuellen organischen Kohlenstoffvorräte brandenburgischer Waldböden liegen im Mittel bei 84,0 t/ha (Median). Berücksichtigt sind hierbei die Vorräte in der Humusauflage sowie im Mineralboden bis 90 cm Tiefe aller Standorte der BZE-2- und BZE-2a-Stichprobe. Die Kohlenstoffvorräte sind rechtsschief verteilt; besonders hohe Werte treten bei den mineralischen und organischen Nassstandorten auf. Die Werte schwanken überwiegend im Bereich zwischen 57,5 t/ha und 129,9 t/ha (10- bzw. 90-Perzentil).

Der Median der bundesweiten BZE-Stichprobe liegt mit 104,9 t/ha deutlich über dem brandenburgischen Durchschnitt. Die 10- und 90-Perzentile befinden sich bundesweit bei 66,3 t/ha bzw. 176,8 t/ha (Grüneberg et al. 2016). Für Mecklenburg-Vorpommern ermittelten Russ et al. (2011) einen Median von 95,5 t/ha in der BZE-Stichprobe. **Die vergleichsweise stark ausgeprägte Humusarmut scheint für die Waldböden in Brandenburg somit kennzeichnend. In welchem Umfang die geringen Kohlenstoffvorräte auf bewirtschaftungsbedingte Humusverluste zurückzuführen sind und somit eine anthropogene Boden-degradation darstellen oder inwiefern sie den spezifischen Naturraum- und Standortsbedingungen entsprechen, ist nicht exakt differenzierbar. Hierfür müssten Flächen existieren, die vom Menschen weder direkt noch indirekt beeinflusst worden sind und somit für einen Vergleich als „Nullvarianten“ herangezogen werden könnten.**

Aus den Boxplots der Abb. 6.2.1 gehen die organischen C-Vorräte in der BZE-2(a)-Stichprobe für unterschiedliche Bodenblöcke hervor. Extremwerte wurden aus Darstellungsgründen aus der Grafik entfernt. Als Extremwerte sind Werte definiert, deren Abstand vom 25- bzw. 75-Perzentil mehr als das 3-fache der Boxlänge beträgt (SPSS 2007). Bei den in der BZE-Stichprobe auftretenden Extremwerten handelt es sich um Moorstandorte, deren Kohlenstoffvorräte bis 60 cm Tiefe teilweise Werte > 1.000 t/ha erreichen, was einem Vielfachen der Maximalwerte von anhydromorphen Standorten entspricht. Die Darstellung spiegelt die Tiefenverteilung der organischen Substanz im Boden wider. Es wird deutlich, dass der überwiegende Humusanteil in der Auflage sowie im Mineralboden bis 30 cm Tiefe gespeichert ist. Der Median der C-Vorräte erhöht sich lediglich um 10 t/ha (von 70 t/ha auf 80 t/ha), wenn man die Untergrenze des für die Vorratsberechnung zugrunde gelegten Bodenkörpers von 30 cm auf 60 cm erweitert und vergrößert sich um weitere 4 t/ha wenn man den Vorrat bis 90 cm Tiefe summiert.

Die Bedeutung des Unterbodens als Speicher für organischen Kohlenstoff ist im Zusammenhang mit dem globalen Klimawandel von Bedeutung. Im Unterboden sind besonders hohe Anteile an abbauresistenten Humusfraktionen vorhanden. Diese stabilen, an Bodenmineralen fixierten und teilweise schon sehr alten Huminstoffe bilden den für die ökologischen Eigenschaften

besonders wichtigen „Dauerhumus“ der Böden. In der Sequestrierung von Kohlenstoff in Form von stabiler organischer Bodensubstanz wird mit Blick auf den Klimaschutz ein möglicher Beitrag zur Minderung der atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen gesehen (Janzen 2004). In den brandenburgischen Waldböden sind im Durchschnitt (Median) 85 % des gesamten Kohlenstoffvorrats (Auflage + Mineralboden bis 90 cm Tiefe) in der Auflage und dem Oberboden bis 30 cm Tiefe gespeichert. Der Unterboden (30-90 cm) trägt somit lediglich mit 15 % zur Kohlenstoffspeicherung bei. **Mit Blick auf die Streubreite und linksschiefe Häufigkeitsverteilung der prozentualen C-Anteile in Auflage und Oberboden (Abb. 6.2.2)** kann davon ausgegangen werden, dass brandenburgweit noch ein erhebliches Potenzial für die Sequestrierung von Kohlenstoff in Form stabiler Humusverbindungen im Unterboden besteht.

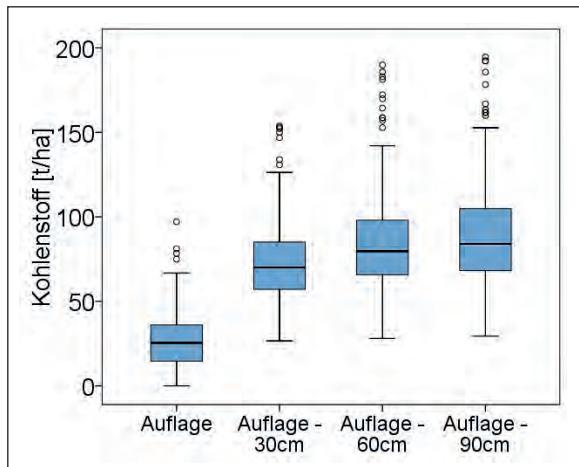


Abb. 6.2.1: Kohlenstoffvorräte in der Humusaufklage sowie C-Summe in Humusaufklage und Mineralboden bis 30 cm, 60 cm und 90 cm Tiefe der BZE-2(a)-Stichprobe (n=321)

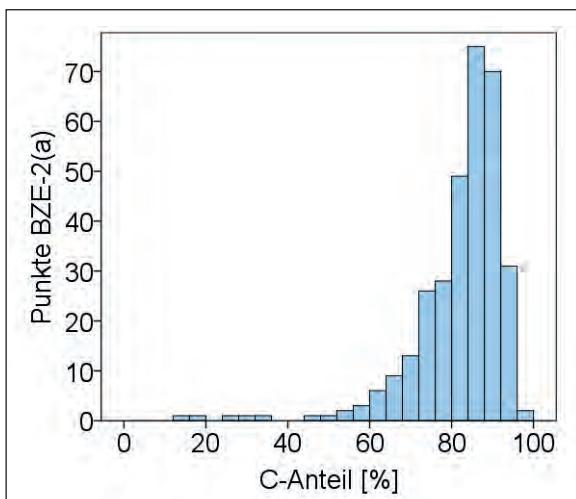


Abb. 6.2.2: Prozentualer Anteil des Kohlenstoffvorrats in Auflage und 0-30 cm Tiefe am Vorrat in Auflage und 0-90 cm Tiefe (n=321)

Bezogen auf das Gesamtprofil sind in der bundesweiten BZE-Stichprobe im Auflagehumus 17 % des gesamten C-Vorrats enthalten (Grüneberg et al. 2016).

Im Vergleich dazu ist dieser Anteil in Brandenburg mit 31 % fast doppelt so hoch. **Somit sind die brandenburgischen Standorte gegenüber dem bundesweiten Durchschnitt nicht nur besonders humusarm, sondern es liegt zusätzlich auch noch ein überproportionaler Anteil der organischen Substanz als Auflagehumus vor.** Die Verteilung der Kohlenstoffvorräte auf Mineralboden und Humusaufklage spiegelt die biologische Aktivität der Böden wider. Mit zunehmender biologischer Bodenaktivität erhöht sich gemeinhin die im Mineralboden gespeicherte C-Menge, während die Auflage als solche und damit auch die in ihr gebundenen C-Vorräte abnehmen. Dementsprechend weisen die stratifizierten Darstellungen in Abb. 6.2.3 auf dieselben standörtlichen Einflussgrößen hin, die sich auch für die Ausbildung von unterschiedlichen Humusformen als relevant erwiesen haben (Kap. 6.1).

Über den in Abb. 6.2.3 dargestellten Straten verlaufen die C-Vorräte in der Auflage und die C-Vorräte im Mineralboden entgegengesetzt. Im Wesentlichen korrespondieren die C-Vorräte mit der Nährstoffversorgung der Böden, was besonders deutlich bei der Stratifizierung nach **Stammnährkraftstufen** zum Ausdruck kommt. Hier halten sich bei den A-Standorten die Kohlenstoffvorräte in Auflage und Mineralboden nahezu die Waage. Mit wachsender Nährkraft steigen die C-Vorräte im Mineralboden kontinuierlich an und der in der Humusaufklage gebundene C-Vorrat reduziert sich entsprechend. Ein analoger Verlauf ist bei der Stratifizierung sowohl nach **Geologischer Serie** als auch nach **Wuchsgebieten** zu beobachten. Bei den ärmsten Sedimenten der Serie VIII entsprechen sich die C-Vorräte in Auflage und Mineralboden, während die Unterschiede bei den jüngsten und nährstoffreichsten Sedimenten der Serie I am höchsten sind. Entsprechend unterscheiden sich die von jüngeren Sedimenten geprägten Wuchsgebiete (WG06, WG10) von den Gebieten mit altpaläozänen Ablagerungen (WG22, WG23, WG25).

Bei der Stratifizierung nach **Bodentypen** fallen die anthropogen überprägten Böden sowie hydromorphen Standorte einerseits durch hohe Streuungen und zum anderen durch maximale C-Vorräte im Mineralboden auf. Bei allen anderen Böden sind die Unterschiede im Mineralboden vergleichsweise gering. Deutlicher unterscheiden sich indes die Humusauflagen der Bodentypen mit hohen C-Vorräten bei Podsol und saurer Braunerde sowie geringen Werten bei Lessivé und eutropher Braunerde. Die höchsten C-Gesamtvorräte (Auflage + Mineralboden) werden für die Podsole ermittelt, bei denen aufgrund der geringen Bioaktivität einerseits Rohhumus akkumuliert und andererseits auch im mineralischen Unterboden (Bh-Horizont) versauerungsbedingt Humus in Form von eingewaschenen Fulvosäuren angereichert wird.

Beachtenswert ist, dass weder die C-Vorräte in der Auflage noch die des Mineralbodens einen engen Zusammenhang zur **Humusform** aufweisen, der theoretisch

zu erwarten wäre (Abb. 6.2.3). Lediglich die Standorte mit Mull fallen durch besonders geringe Auflagevorräte auf. Bei allen anderen Humusformen zeigen sich nur leichte Trends von den besseren Humusformen mit hohen C-Vorräten im Mineralboden und geringen in der Auflage hin zu den schlechteren Rohhumusformen, bei denen es sich umgekehrt verhält. Die hydromorphen Humusformen sind hierbei aus Darstellungsgründen nicht abgebildet. Bei diesen liegt der

Median der C-Vorräte im Mineralboden bei 171,2 t/ha und in der Humusaufgabe bei 3,4 t/ha.

Der Einfluss des **Bestandestyps** ist teilweise indirekt und spiegelt die Baumartenwahl in Abhängigkeit von der Standortsnährkraft wider. Gleichwohl ist aber auch von direkten Zusammenhängen auszugehen. Es zeigt sich, dass die C-Vorräte im Mineralboden bei starker Streuung Unterschiede zwischen einerseits Nadel-

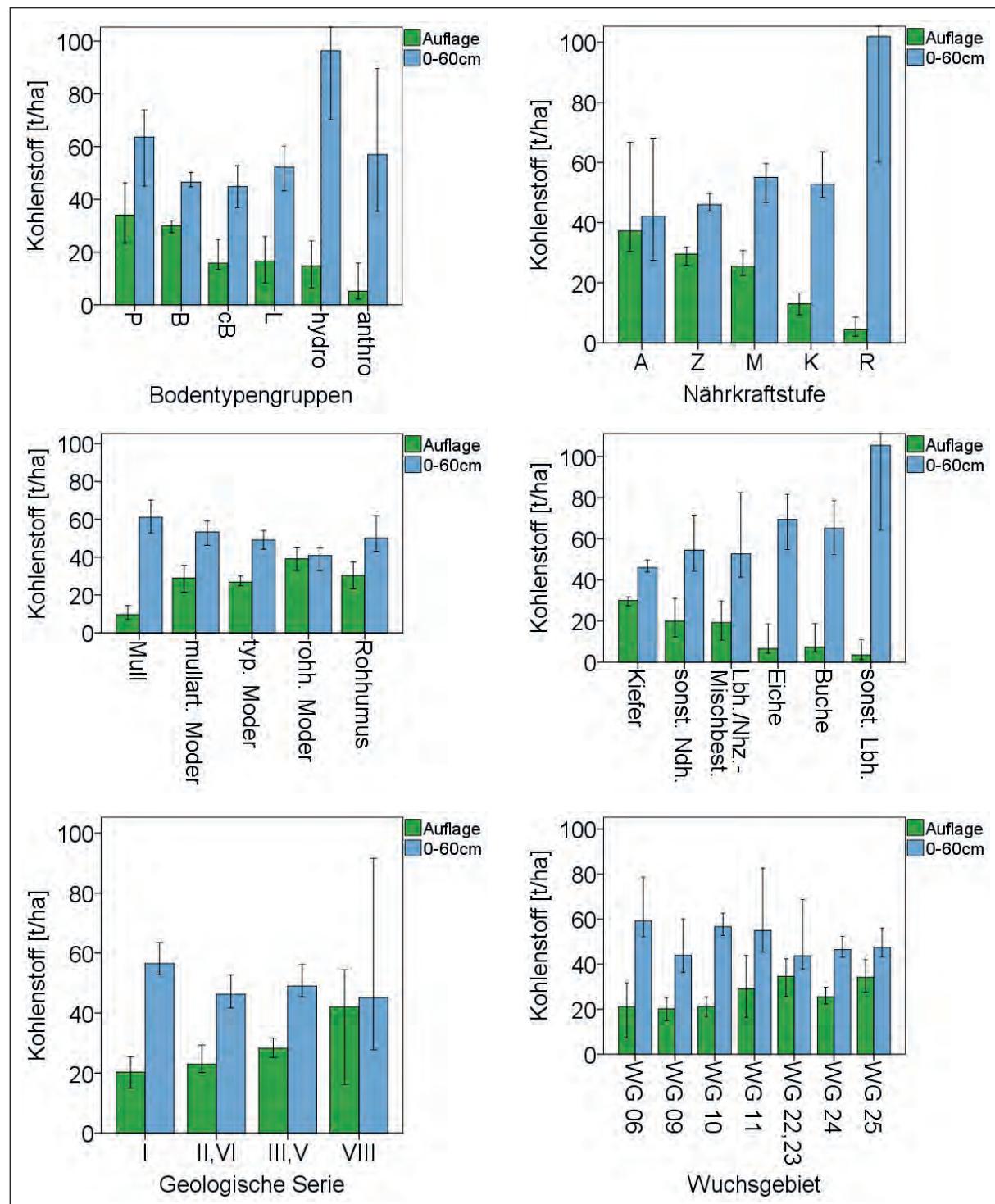


Abb. 6.2.3: Kohlenstoffvorrat in Humusauflage und Mineralboden bis 60 cm Tiefe stratifiziert nach Bodentypengruppe, Stammnährkraftstufe, morphologischer Humusform, Bestandestyp, Geologischer Serie und Wuchsgebiet (Mediane und 95 %-Konfidenzbereich; Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S. 31)

holz- und andererseits Laubholzbeständen (Buche, Eiche) aufweisen. Die Sonstigen Laubhölzer, bei denen es sich überwiegend um Erlenbestände auf Nassstandorten handelt, weisen die mit Abstand höchsten C-Vorräte im Mineralboden auf. Die C-Vorräte in den Humusauflagen sind bei der Baumart Kiefer maximal. Bei Buche und Eiche sind sie wesentlich geringer und unterscheiden sich nicht voneinander.

Für die bundesweite BZE-Stichprobe wurde von Grüneberg et al. (2016) herausgearbeitet, dass die C-Vorräte in der Humusauflage eher durch den Bestand und die des Mineralbodens durch den Standort gesteuert werden. Dieser plausible Zusammenhang lässt sich für die brandenburgischen BZE-Punkte insbesondere mit Blick auf den Mineralboden nicht entsprechend nachweisen. Möglicherweise ist die Überlagerung durch historische Nutzungseinflüsse zu erheblich bzw. war der Zeitraum nachhaltiger forstlicher Nutzung zu kurz für die Ausbildung von stabilen Humuszuständen im Mineralboden. Vor diesem Hintergrund wurde untersucht, ob die C-Vorräte in Auflage, Ober- und Unterboden sowie deren Verhältnisse zueinander eine Abhängigkeit davon aufweisen, ob sich der jeweilige BZE-Standort in „historisch alten Waldgebieten“ befindet oder nicht. Die Grundlage für die Zuordnung der BZE-Punkte bildeten die georeferenzierten und digitalisierten historischen Karten von Schmettau (erarbeitet um 1780) sowie der zweiten Preußischen Landesaufnahme (erarbeitet um 1880) (Herrigel & Groß 2014). Auf dieser Kartengrundlage konnten 48 % aller BZE-Punkte als „historisch alte Wälder“ ausgewiesen werden, da sie sich bei beiden Aufnahmen innerhalb der Waldfläche befanden. Die statistischen Analysen erfolgten für anhydromorphe Standorte und wahlweise konstant gehaltene Bodentypen, Stammnährkraftstufen sowie Bestandestypen.

**Für die historisch alten Waldgebiete ist davon auszugehen, dass sich die Böden über einen relativ langen Zeitraum ungestört entwickeln konnten und sich eine spezifische Bodenfauna hat etablieren können (Wulf 2004). Inwieweit sich derart spezifische Bedingungen im C-Vorrat und dessen Verteilung im Bodenprofil niedergeschlagen**

haben, sollte mit Hilfe der BZE-Stichprobe untersucht werden. Im Ergebnis konnten jedoch nur sehr schwach signifikante Unterschiede zwischen den beiden Straten historisch alter und nicht historisch alter Waldstandorte herausgearbeitet werden, sodass im Folgenden nur kurz auf die entsprechenden umfänglichen Analysen eingegangen wird. Für die Auswahl grundwasserferner Standorte mit Kiefernbestockung befinden sich 107 BZE-Punkte auf historisch alter Waldfläche und 115 Punkte auf der Vergleichsfläche. Mäßig signifikante Unterschiede ( $\alpha=0,032$ ) zwischen den beiden Straten lassen sich für die C-Vorräte im Mineralboden mit dem Mediantest nachweisen. Der ebenfalls durchgeführte Mann-Whitney-U-Test ergibt keine Signifikanz. Bis 90 cm Tiefe sind im Mineralboden der historisch alten Wälder 51,5 t/ha und auf der Vergleichsfläche 45,9 t/ha gespeichert (Abb. 6.2.4). Für die Humusauflagen sind keine Unterschiede erkennbar und auch bei der Summe der C-Vorräte in Mineralboden und Auflage sind die Unterschiede statistisch nicht absicherbar. Entsprechende Auswertungen wurden auch für die Elemente Stickstoff und Phosphor durchgeführt. Hierbei ergeben sich für den N-Vorrat dieselben Muster wie für den C-Vorrat, sind jedoch in keinem Fall signifikant. Bei den P-Vorräten werden für die historisch alten Wälder sowohl in der Auflage als auch im Mineralboden gegenüber der Vergleichsfläche niedrigere Werte ermittelt, die Unterschiede sind jedoch ebenfalls statistisch nicht absicherbar. Weitere Bodenkennwerte (pH-Wert, Basenausstattung, Schwermetalle) wurden hinsichtlich ihrer Trennkraft zwischen den betrachteten Teilstichproben des BZE-Kollektivs mit Hilfe der Diskriminanzanalyse untersucht, wobei sich keine absicherbaren Zusammenhänge ergaben. Somit zeichnen lediglich die Kohlenstoffvorräte im Mineralboden auf sehr schwach signifikantem Niveau möglicherweise waldspezifische Prozesse nach, die gegenüber sonstigen anthropogenen Nutzungsarten und Nutzungswechsel zu erhöhten Humusmengen im Unterboden geführt haben.

Die Relation der Humusvorräte in Auflage und Mineralboden geht aus der Abb. 6.2.5 hervor. Hier sind

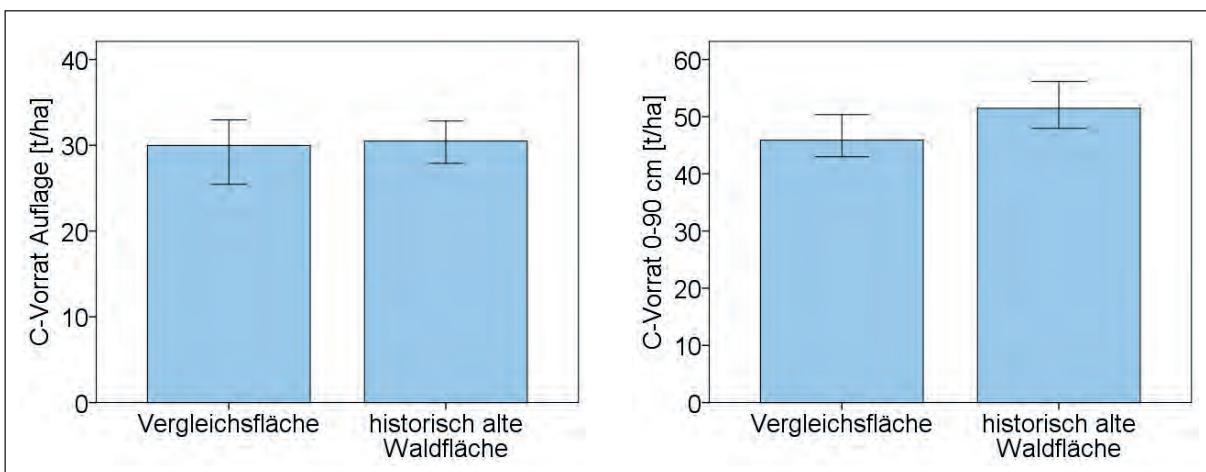


Abb. 6.2.4: Mediane und 95 %-Konfidenzbereiche der C-Vorräte in Humusauflage und Mineralboden von grundwasserfernen Kiefernbeständen der BZE-2(a) in Abhängigkeit von der Zugehörigkeit zur historisch alten Waldfläche

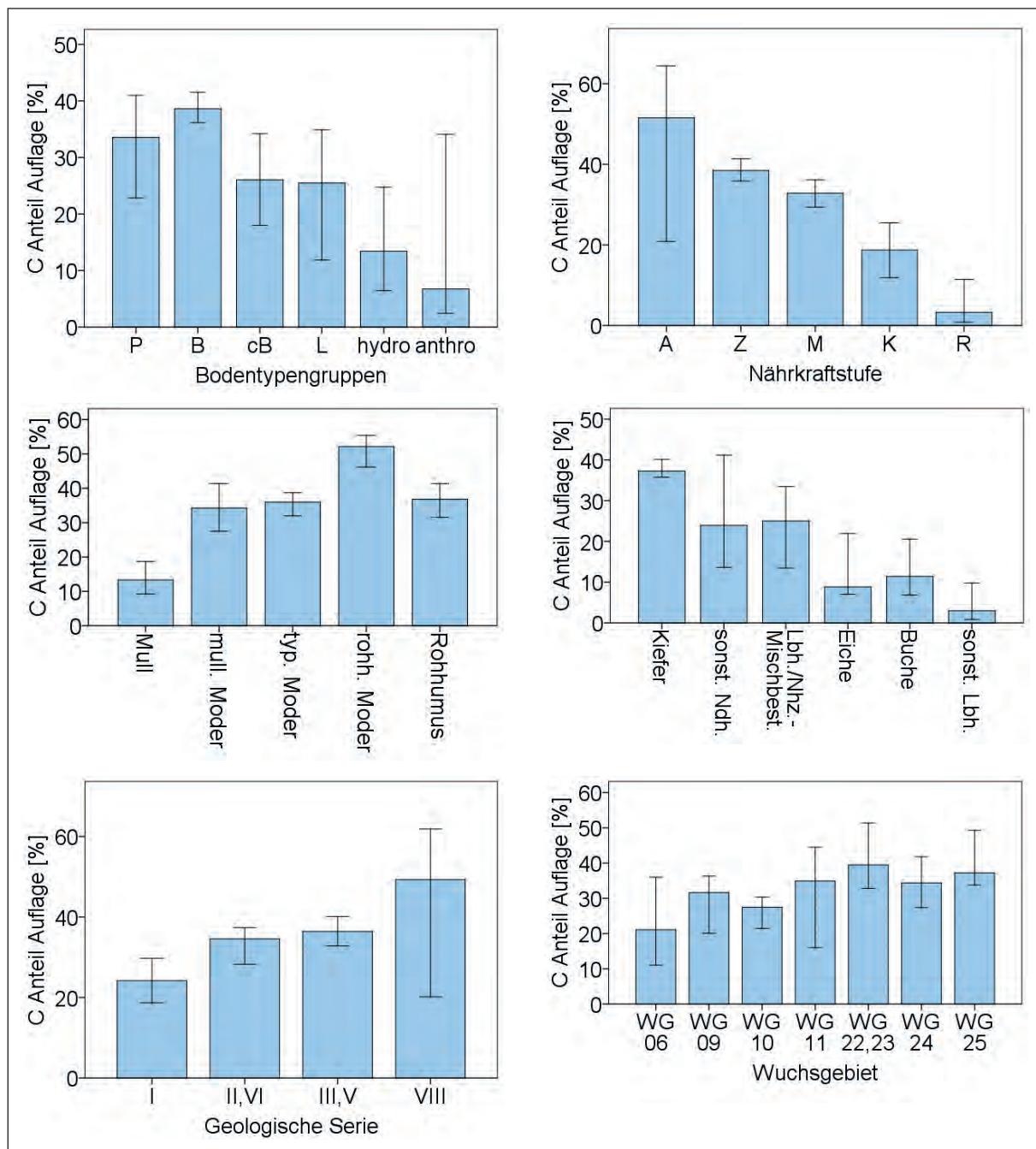


Abb. 6.2.5: Anteil des in der Auflage gespeicherten Kohlenstoffs am Kohlenstoffvorrat in Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe stratifiziert nach Bodentypengruppe, Stammnährkraftstufe, morphologischer Humusform, Bestandestyp, Geologischer Serie und Wuchsgebiet (Mediane und 95 %-Konfidenzbereich; Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S. 31)

die stratifizierten Anteile des im Auflagehumus gespeicherten Kohlenstoffs am gesamten C-Vorrat bis 90 cm Tiefe dargestellt. Die prozentualen Werte steigen bei den Humusformen von Mull bis rohhumusartigem Moder stark an. Für Rohhumus werden jedoch geringere Anteile in der Auflage ermittelt. Dies korrespondiert mit dem Befund, dass auch bei Podsol gegenüber saurer Braunerde geringere Werte auftreten und dürfte bei den betreffenden Standorten auf die versauerungsbedingt erhöhte Humusverlagerung und -akkumulation im Mineralboden (Bh-Horizont) zurückzuführen sein. Bei der Stammnährkraftstufe und den entsprechenden

Geologischen Serien bzw. Wuchsgebieten zeigen sich die bekannten Zusammenhänge: Hohe Werte korrespondieren mit geringer Basenausstattung der Substrate und umgekehrt.

Sehr deutlich ist der Einfluss der **Baumart Kiefer** zu erkennen. Bei sehr geringer Streuung ist der im Auflagehumus gespeicherte C-Anteil am gesamten C-Vorrat wesentlich höher als bei allen anderen Baumarten. Die geringe Streuung ist insofern bemerkenswert, als die untersuchten Kiefernbestände ein breites Standortsspektrum abdecken. Hierin zeigt sich dass die

Baumart Kiefer verstärkt zu einer „Entkopplung“ des Kohlenstoffhaushaltes beiträgt, was bei der Auswertung der Humusformen (vgl. Kap. 6.1) nicht so deutlich geworden ist.

Insbesondere bei aufwachsenden Kiefernbeständen lässt sich für die BZE-Stichprobe eine Altersabhängigkeit der C-Vorräte im Auflagehumus aufzeigen. Die in Abb. 6.2.6 dargestellte Ausgleichskurve kann als „Scheinzeitreihe“ interpretiert werden und bringt näherungsweise die Humusakkumulation im Laufe des Bestandeslebens zum Ausdruck. Bei der dargestellten Kurve handelt es sich um die geglättete Ausgleichsfunktionen nach dem in SPSS implementierten LOESS-Verfahren (Jacoby 2000). **Bis zum Alter von etwa 60 Jahren ist trotz hoher Streuung ein linearer Anstieg der C-Vorräte in Höhe von ca. 0,6 t/ha/a zu erkennen, die im weiteren Alter nicht mehr nachweislich zunehmen.**

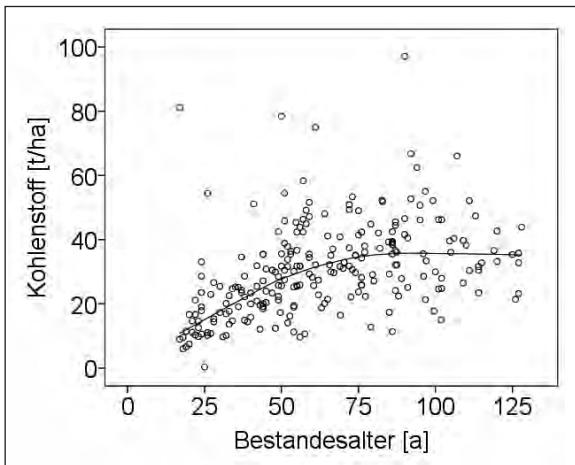


Abb. 6.2.6: Beziehung zwischen Kohlenstoffvorrat in der Humusaufklage von Kiefernbeständen der BZE-2(a) und dem Bestandesalter sowie geglättete Ausgleichsfunktion (LOESS-Glättung)

## 6.2.2 Regionale Verteilung

Die regionale Verteilung der Kohlenstoffvorräte geht aus den Kartogrammen in Abb. 6.2.7 hervor. Über die bereits bei der stratifizierten Auswertung nach Wuchsgebieten und Bestandestypen erläuterten groben Zusammenhänge (Kap. 6.2.1) hinausgehend, lassen sich jedoch keine weiteren Muster erkennen. So zeichnen sich vor allem die altpleistozänen Bereiche im Süden und Nordwesten Brandenburgs entsprechend der überwiegenden Kiefernbestockung und versauerungsbedingt häufiger auftretenden Rohhumusbildung durch tendenziell höhere C-Vorräte in der Aufklage aus. In den Gebieten der jüngsten eiszeitlichen Ablagerungen im Nordosten finden sich bei entsprechend besserer Basenversorgung und häufigerer Laubholzbestockung geringere Vorräte im Auflagehumus. Bezüglich der Mineralbodenvorräte sind anhand der Kartogramme keine großräumigen Muster zu erkennen. Dies korrespondiert mit anderen Untersuchungen zur räumlichen Variabilität der organischen Bodensubstanz, die im nordostdeutschen Tiefland aufgrund der kleinräumi-

gen Strukturiertheit pedogener Faktoren als besonders hoch eingeschätzt wird (z. B. Hornschuch & Riek 2008). Vor allem in Abhängigkeit vom Relief, dem aktuellen und früheren Grundwasserflurabstand, der Vegetation

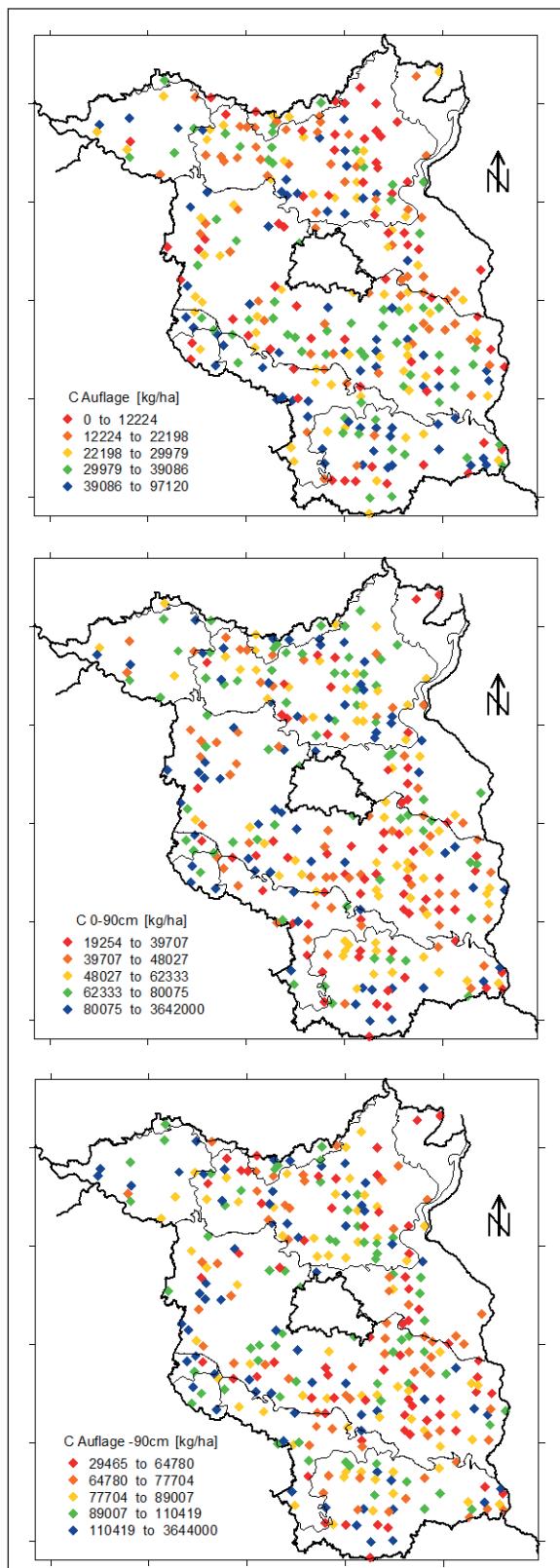


Abb. 6.2.7: Kartogramm der Quintile der C-Vorräte in Humusaufklage, Mineralboden (0-90 cm) sowie Summe von Humusaufklage und Mineralboden [kg/ha]

und Nutzungsgeschichte sind auf den verschiedenen Substraten des Untersuchungsraums kleinräumige Unterschiede bei der Humusakkumulation zu erwarten.

Genauere Hinweise auf die jeweiligen **Steuerfaktoren der Kohlenstoffspeicherung** und daraus resultierenden mittel- und kleinmaßstäbigen Verteilungsmuster ergeben sich aus der Arbeit von Russ (2015), in der ein Regionalisierungsansatz für den C-Vorrat im Solum für die Waldfläche Brandenburgs entwickelt wurde. Als Datengrundlage dieser Arbeit dienen die Befunde der BZE-2 und BZE-2a sowie bodenkundliche Aufnahmen an weiteren systematisch ausgewählten 150 Punkten nach BZE-konformen Methoden. Die Schätzung der Kohlenstoffspeicherung erfolgte im Wesentlichen mittels multipler schrittweiser Regressionsanalyse zum einen für die terrestrischen und zum anderen für die einem stärkeren Grundwassereinfluss unterliegenden Standorte. Durch die Entwicklung separater Regressionsmodelle wurde berücksichtigt, dass auf den genannten Standortgruppen ausgesprochen unterschiedliche Prozesse für die Ausprägung der Kohlenstoffspeicherung verantwortlich sind. Für die terrestrischen Standorte konnten insgesamt 11 signifikante Prädiktoren ermittelt werden. So wird der Kohlenstoffspeicherung dieser Standorte neben der Hangneigung des Einzugsgebiets und der relativen Hangposition vorrangig vom Carbonatgehalt des geologischen Ausgangssubstrats gesteuert. Zudem werden für die direkte Sonneninstrahlung sowie den Erosionspotential kenn-

zeichnenden „Stream Power Index“ vergleichsweise hohe Regressionskoeffizienten ermittelt. Der Kohlenstoffspeicherung grundwasserbeeinflusster Standorte wird dagegen maßgeblich vom Grundwasserflurabstand sowie von der Größe des Einzugsgebiets geprägt. Mit den erstellten Modellen konnten 63 % der auf insgesamt 424 Erhebungspunkten ermittelten Varianz der C-Vorräte in Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe erklärt werden. Die Berücksichtigung der räumlichen Lage mittels geostatistischer Methoden führte zu keiner Verbesserung der Schätzungen (Russ 2015).

Im Ergebnis wurde für die brandenburgische Waldfläche die in Abb. 6.2.8 dargestellte Übersichtskarte der Kohlenstoffspeicherung generiert. Die Darstellung

**Tab.6.2.1: Vergleich der C-Vorräte nach BZE und Regionalisierung (ohne organische Nassstandorte)**

C-Vorrat [t/ha]	BZE-2(a)-Stichprobe	Regionalisierung
n	313	1.044.163
arithm. Mittelwert	90,72	91,28
Standardabweichung	38,70	29,16
Median	83,24	85,98
10-Perzentil	57,43	64,57
25-Perzentil	68,04	74,32
75-Perzentil	102,57	99,16
90-Perzentil	123,68	120,71

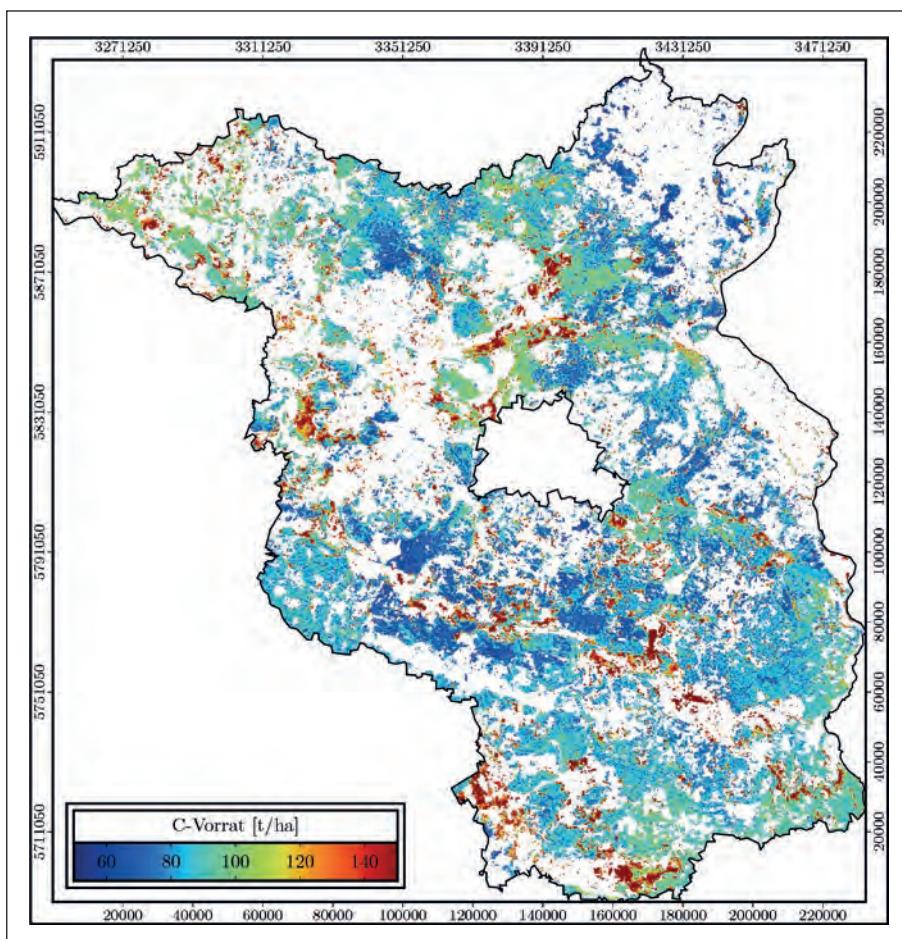


Abb. 6.2.8: Übersichtskarte zur räumlichen Verteilung der Kohlenstoffspeicherung im Solum mineralischer Waldstandorte in Brandenburg ohne Berücksichtigung von ca. 30.000 ha Moorfläche (Russ 2015).

basiert auf den modellierten C-Vorräten eines über die Gesamtwaldfläche gelegten 100x100 m-Punkterasters, wobei ca. 30.000 ha Moorfläche ausgeschlossen wurden. Demnach variieren die Vorräte insgesamt in einem weiten Bereich von 13 - 371 t/ha, wobei sich jedoch 90 % der Standorte in einem wesentlich engeren Bereich von 60 - 147 t/ha befinden. In Tab. 6.2.1 sind statistische Maßzahlen der Kohlenstoffvorräte nach der aktuellen BZE-Stichprobe sowie der aus der Regionalisierung gewonnenen Daten vergleichend dargestellt. Es zeigt sich, dass durch die BZE-Stichprobe das Standortsspektrum der mineralischen Bodenformen hinsichtlich der gespeicherten C-Vorräte repräsentativ erfasst wird.

Die regionalisierten BZE-Daten unterstreichen, dass auch innerhalb kleinster Entfernung extreme Sprünge hinsichtlich der Kohlenstoffvorräte möglich sind. Insbesondere können sehr hohe Kohlenstoffvorräte bei entsprechenden Gelände- und Grundwassersituationen auch in großräumigen Gebieten mit sonst geringen Kohlenstoffvorräten auftreten. Überdies lassen sich großräumige Muster erkennen. So häufen sich sehr hohe Kohlenstoffvorräte erwartungsgemäß im Bereich der Urstromtäler, während besonders geringe Vorräte vorrangig in den angrenzenden Sandgebieten auftreten. Auf den Moränen treten die klimatisch feuchteren Bereiche im Norden und Süden des Landes gegenüber den trockeneren Bereichen in der Mitte mit tendenziell erhöhten Kohlenstoffvorräten hervor.

### 6.2.3 Veränderungen der C-Vorräte

Der zeitliche Vergleich der Inventurdaten gibt eindeutige Hinweise auf aktuell stark zunehmende Kohlenstoffvorräte in den brandenburgischen Waldböden. Dies zeigt sich sowohl bei Betrachtung der gepaarten Stichprobe von BZE-1 und BZE-2, als auch im Vergleich der BZE-1 mit der Gesamtstichprobe der BZE-2(a). In allen Fällen unterscheiden sich die berechneten Mediane der beiden Zeitpunkte höchst signifikant voneinander (Mann-Whitney U-Test  $\alpha: < 0,001$ ). Die durchschnittliche Änderungsrate der C-Vorräte in Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe liegt in der gepaarten Stichprobe bei 1,788 t/ha/a (Median). Für Mecklenburg-Vorpommern ermittelten Russ et al. (2011) einen nahezu identischen Wert von 1,730 t/ha/a. Für die bundesweite BZE-Stichprobe kommen Grüneberg et al. (2016) auf 0,750 t/ha/a, wobei sich bemerkenswerte großräumige Muster bei den Veränderungsraten erkennen lassen. So verdeutlichen die im BZE-Bundesbericht beschriebenen wuchsraumspezifischen Auswertungen, dass die stärksten Zunahmen der C-Vorräte sowohl bezüglich der Humusaufklage als auch des Mineralbodens im gesamten norddeutschen Tiefland zu verzeichnen sind. Außerdem dieses Großraums finden sich vergleichbare Zunahmen nur regional im Oberrheinischen Tiefland und der Rhein-Mainebene. Für diese Region verweisen Hartmann et al. (2016) auf zunehmend trockenere Standortsbedingungen und demzufolge möglicherweise reduzierter Mineralisation von organischen

Verbindungen im Mineralboden. Im Bereich der Berg- und Hügelländer sind indes überwiegend Abnahmen der C-Vorräte in der Humusaufklage und nur leichte Zunahmen im Mineralboden zu beobachten (Grüneberg 2016). Beispielsweise ist in Baden-Württemberg – trotz der genannten Zunahmen im Oberrheinischen Tiefland und der Rhein-Mainebene – landesweit von einer durchschnittlichen Abnahme der C-Vorräte in Humusaufklage und Mineralboden bis 30 cm Tiefe von ca. 500-700 kg/ha/a auszugehen (Hartmann et al. 2016).

Im Methodenteil von Band 1 des Waldbodenberichtes wurde bereits auf Untersuchungen zu möglichen labormethodischen Ursachen für die Kohlenstoffzunahme hingewiesen (Riek et al. 2015, S. 29-30). Die im Rahmen der Qualitätskontrolle an ca. 400 Proben parallel durchgeföhrten nasschemischen und elementaranalytischen C-Bestimmungen zeigten keine systematischen Abweichungen zwischen den verschiedenartigen bei der BZE-1 und BZE-2(a) angewandten Laborverfahren. Auch bezüglich der Ermittlung von Trockenrohdichte, Skelettgehalt und Feinbodenmenge liegen zwischen den Inventuren keine systematischen Unterschiede vor, die für die Erklärung der unerwartet hohen Vorratsdifferenzen beim Kohlenstoff in Betracht kämen. Zudem wird in Band 1 des Waldbodenberichts auf die Studie des Thüneninstituts für Waldökosysteme hingewiesen (Grüneberg et al. 2014), die u. a. anhand von 30 exemplarischen BZE-Punkten in Brandenburg die Reproduzierbarkeit der C-Vorräte bei der BZE-2 bestätigt hat (vgl. Riek et al. 2015, S. 30, Abb. 2.7). Insgesamt sind nach aktuellem Kenntnisstand keine konkreten methodischen Ursachen zu erkennen, welche die Interpretierbarkeit der im gesamten Norddeutschen Tiefland zu beobachtenden C-Zunahmen einschränken könnten. Gleichwohl ist mit Blick auf die nachfolgend dargestellten Einzelwerte an den BZE-Punkten Vorsicht bei der Auslegung dieser Daten geboten.

Für den gepaarten Vergleich von BZE-1 und BZE-2 sind in Tab. 6.2.2 häufigkeitsstatistische Kennwerte der jährlichen Veränderungsraten der C-Vorräte von Auflage und Mineralboden zusammengefasst. Die kumulativen Häufigkeitsverteilungen sind zudem grafisch in Abb. 6.2.9 dargestellt. Aus den Abbildungen geht hervor, dass bei ca. 80 % der Stichprobe Zunahmen des Kohlenstoffvorrats zu verzeichnen sind. Dieses betrifft sowohl die C-Vorräte im Mineralboden als auch die der Humusaufklage. Ein solcher Zeitvergleich von bodenchemischen Kennwerten einzelner BZE-Punkte gilt als problematisch, da aufgrund der (unbekannten) kleinräumigen Variabilitäten für den Einzelpunkt keine Aussagen getroffen werden können. Von der Bundes-Länder-AG „BZE“ wird daher empfohlen, alle Auswertungen grundsätzlich stratenbezogen durchzuführen. Dennoch werden hier mit Blick auf eine maximale Datentransparenz ausnahmsweise einzelpunktbezogene Veränderungen vorgestellt. Die Darstellungen in Abb. 6.2.9 legen offen, dass zahlreiche Einzelwerte unplausibel starke Veränderungen der C-Vorräte anzeigen, die nach dem bisherigen Wissensstand (z. B.

Heinsdorf 2002) kaum interpretierbar sind. Kleinstandörtliche Unterschiede bei der Probennahme könnten eine der Ursachen hierfür sein. In wenigen Extremfällen wäre es denkbar, dass der jeweilige Inventurpunkt nicht exakt wiedergetroffen wurde. Kleinräumige Unterschiede im grundwasserbeeinflussten Bereich, insbesondere bei Wechsel von hydromorphen mineralischen und anmoorigen Böden, können zudem einzelne Extremwerte der konstatierten Änderungsraten erklären. Unter der Voraussetzung, dass die durch Variabilität am BZE-Punkt möglicherweise erzeugten Artefakte nicht systematisch sind und sich in der Summe aller BZE-Punkte mehr oder weniger betraglich aufheben, spiegeln die Mediane der Gesamtstichprobe den allgemeinen Trend eines deutlichen Anstiegs der Kohlenstoffvorräte wider. Dieser Trend ist statistisch und methodisch absicherbar. Die exakte Größe der Veränderung erscheint jedoch noch unsicher und könnte von den hier berechneten Durchschnittsraten der C-Akkumulation abweichen. Letztlich wird sich erst anhand der BZE-3 mittels Trendanalyse aufzeigen lassen, in welchem Streubereich die C-Zunahmen brandenburgweit tatsächlich anzusetzen sind. Zudem ist unklar, inwieweit die gegenwärtige Humusanreicherung gegenüber mikrobiellem Abbau stabile Fraktionen umfasst bzw. welchen Anteil dabei labile, d. h. leicht zersetzbare Substanzen, einnehmen. Im Einzelnen lässt sich nicht sagen, welche Prozesse und Mechanismen der Humifizierung und Zersetzung aktuell in den Waldböden dominieren. Von diesen hängt es aber letztlich ab, welcher Teil des in den vergangenen Jahrzehnten in den Ober- und Unterböden der Waldstandorte aufgebauten C-Speichers auch langfristig, d. h. über Jahrhunderte, erhalten bleibt und auf welchem Niveau sich ggf. neue Fließgleichgewichte des Kohlenstoffhaushalts in Abhängigkeit von der mineralischen Bodenbeschaffenheit durch die Bildung organo-mineralischer Komplexe einstellen werden. Auch spielt die Stabilisierung von Humus durch die sogenannte Rekalzitranz, d. h. den verzögerten Abbau des anfallenden organischen Materials aufgrund dessen komplexer Molekularstruktur, eine Rolle für die nachhaltige Kohlenstoffbindung im Boden. In diesem Zusammenhang sei auf die Bedeutung des Streueintrags und der Zusammensetzung der Waldvegetation sowie damit zusammenhängend der Waldbewirtschaftung hingewiesen, die durch die Baumartenwahl und den Biomasseentzug in Abhängigkeit von der forstlichen Nutzungsintensität, Einfluss auf entsprechende biochemische Abläufe nehmen kann.

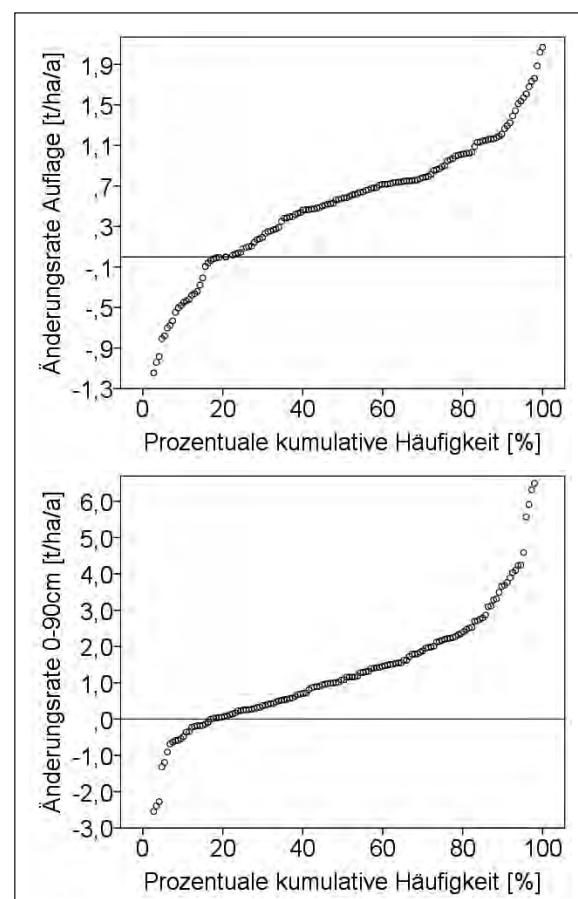


Abb. 6.2.9: Änderungsraten des Bodenkohlenstoffvorrats in Humusaflage bzw. Mineralboden in 0-90 cm Tiefe im Vergleich von BZE-1 und BZE-2 (gepaarte Stichprobe)

Die stratenbezogenen Auswertungen in Abb. 6.2.10 bringen wenig zusätzliche Erkenntnis für die Interpretation der zu beobachtenden C-Vorratszunahmen. Einschränkend wirkt sich hier aus, dass für die gepaarte Stichprobe teilweise nur geringe Stichprobenumfänge in den Straten vorliegen. Dieses betrifft insbesondere die Nährkraftstufen A mit einem Stichprobenumfang von  $n=5$  und R mit  $n=8$ , die Humusform rohhumusartiger Moder mit  $n=2$ , die Geologische Serie VIII mit  $n=4$  sowie die Wuchsgebiete WG6 und WG11 mit jeweils  $n=4$ . In einigen Fällen wurde die Y-Achse aus Darstellungsgründen so skaliert, dass Extremwerte nicht zu sehen sind. Die Auswertung verdeutlicht im Wesentlichen, dass die beobachteten Zunahmen der C-Vorräte nicht eindeutig an einzelne Straten gebunden sind. In praktisch allen Teilstichpro-

Tab. 6.2.2: Änderungsraten der C-Vorräte (t/ha/a) zwischen BZE-1 und BZE-2 (gepaarte Stichprobe, n=147)

	Auflage	0-30 cm Tiefe	0-60 cm Tiefe	0-90 cm Tiefe
5-Perzentil	-0,796	-0,557	-0,967	-1,268
10-Perzentil	-0,455	-0,282	-0,347	-0,491
25-Perzentil	0,079	0,252	0,227	0,252
Median	0,582	0,923	1,065	1,080
75-Perzentil	0,900	1,837	2,029	2,201
90-Perzentil	1,271	3,073	3,580	3,703
95-Perzentil	1,594	3,784	4,237	5,177

ben sind positive Änderungsraten der C-Vorräte zu verzeichnen.

Bei den standörtlichen Straten lassen sich mit Blick auf die überwiegend hohe Streuung keine verallgemeinerbaren Muster erkennen. Allenfalls zeigt sich bei der Stratifizierung nach Wuchsgebieten, dass in den altpleistozänen Regionen (WG11, WG22, WG23, WG25) tendenziell erhöhte C-Zunahmen im Mine-

ralboden zu finden sind. Auffallend ist auch, dass sich bei der Stratifizierung nach Bestandestypen für die Baumart Kiefer sowohl in der Auflage als auch im Mineralboden eine deutliche Zunahme der C-Vorräte zeigt. Bei allen anderen Bestandestypen sind die C-Vorräte der Auflage indes nur geringfügig verändert. Im Mineralboden liegen die mittleren C-Zunahmen bei allen Laubholz- sowie bei den Laubholzmischbeständen vergleichsweise hoch.

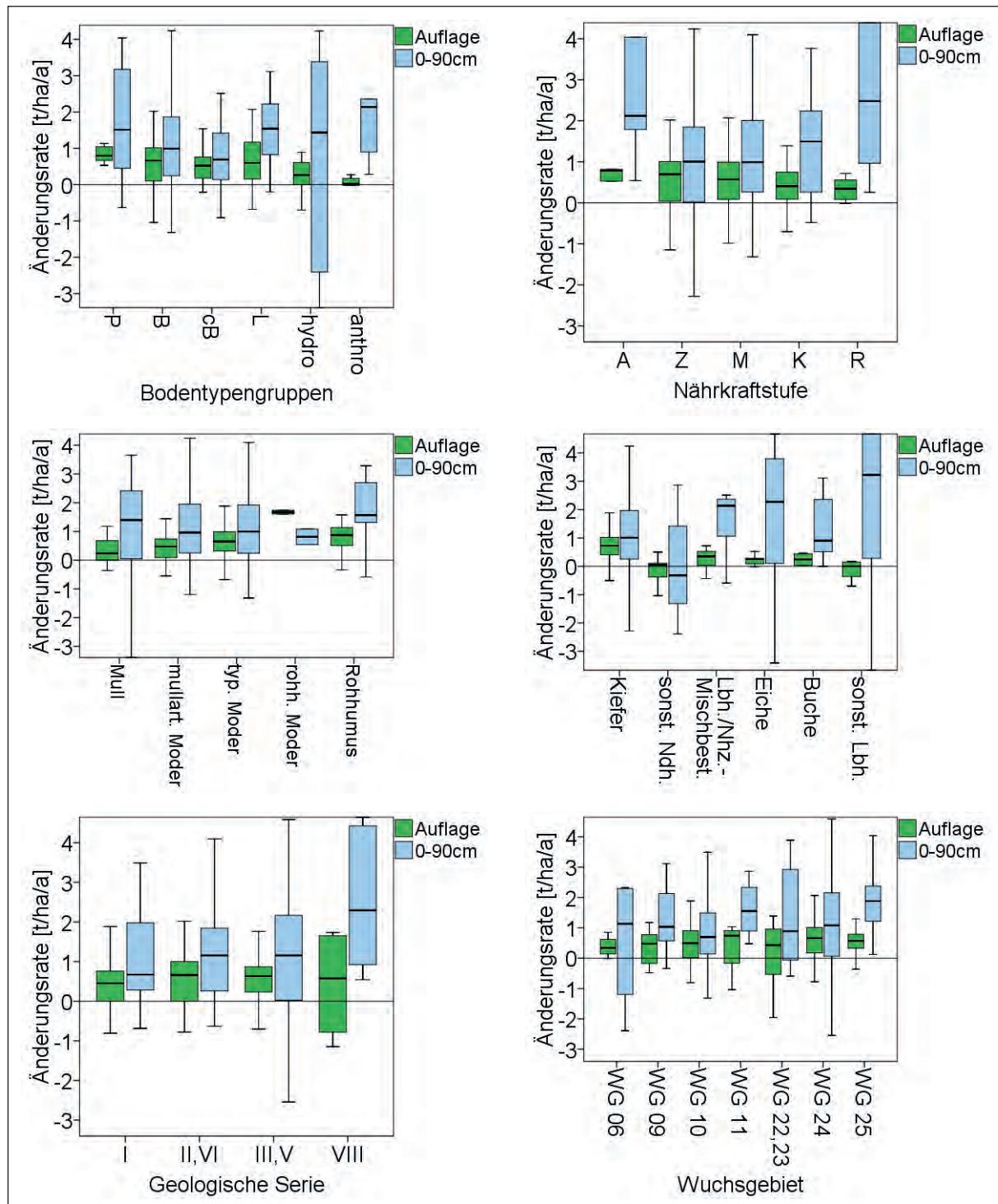


Abb. 6.2.10: Stratifizierte Darstellung der Änderungsraten des Bodenkohlenstoffvorrats im Vergleich von BZE-1 zu BZE-2 (gepaarte Stichprobe) nach Bodentypengruppe, Stammnährkraftstufe, morphologischer Humusform, Bestandestyp, Geologischer Serie und Wuchsgebiet (Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S. 31)

Die Änderungsraten der C-Vorräte im Mineralboden bis 90 cm Tiefe sowie im gesamten Bodenprofil (Auflage + Mineralboden) zeigen eine signifikante Abhängigkeit vom Bestandesalter, das für die Baumart Kiefer in Abb. 6.2.11 dargestellt ist. **Es kann davon ausgegangen werden, dass die höchsten Zunahmen der C-Vorräte in jungen aufwachsenden Kiefernbeständen zu finden sind und hier vor allem im Mineralboden in Erscheinung treten.** Dieses lässt sich unter anderem darauf zurückführen, dass im Al-

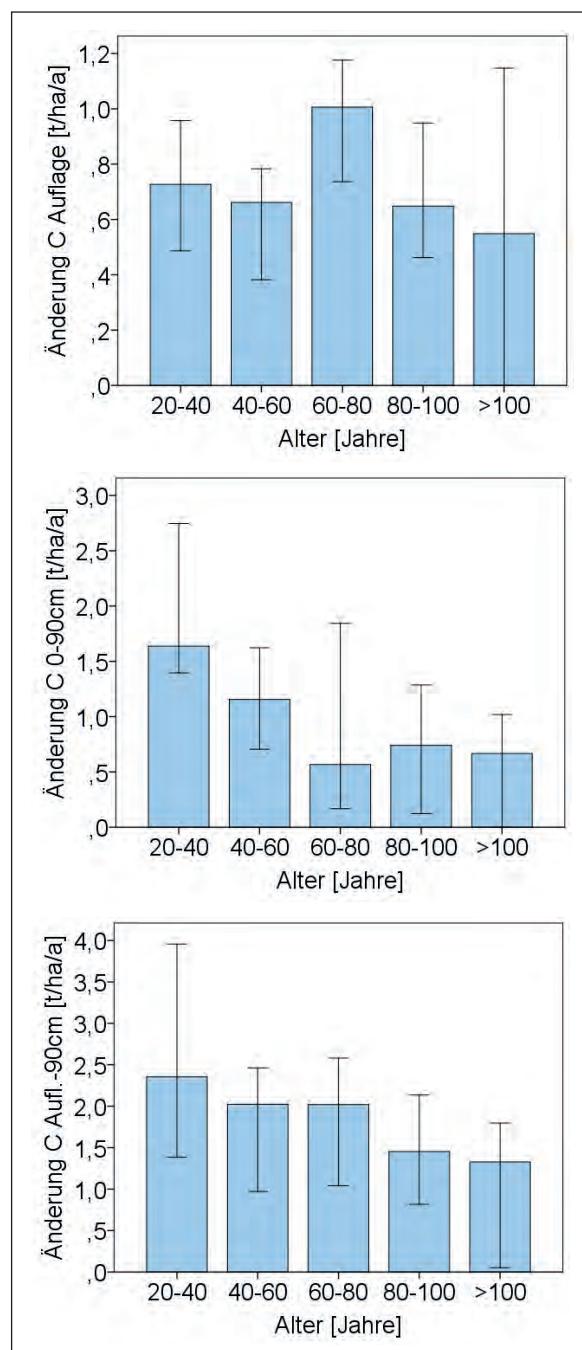


Abb. 6.2.11: Änderungsraten der C-Vorräte in Humusauflage, Mineralboden (0-90 cm Tiefe) sowie Humusauflage+Mineralboden für Kiefer nach Altersgruppen stratifiziert (Mediane und 95 %-Konfidenzbereich; Stichprobenumfänge in den Altergruppen 20-40 Jahre: n=24, 40-60 Jahre: n=31, 60-80 Jahre: n=21, 80-100 Jahre: n=20, >100 Jahre: n=16)

tersbereich 20-40 Jahre auch der Zuwachs von Kiefernbeständen kulminiert und von entsprechend hohen Raten bei der Bildung von Wurzelbiomasse auszugehen ist. Betroffen sind demnach insbesondere die in den 1960er bis 1970er Jahren verbreitet durchgeführten Wiederaufforstungen von Kahlschlagsflächen, die infolge von Reparationsleistungen nach dem Zweiten Weltkrieg entstanden waren. Für die Humusauflage ergibt sich indes kein linearer Zusammenhang zwischen Bestandesalter und C-Vorratsänderung. Hier ist eher von einem parabelartigen Verlauf der Änderungsraten über den Altersklassen auszugehen (Abb. 6.2.11), wobei die höchsten Zunahmen für mittelalte Bestände (60-80 Jahre) zu verzeichnen sind. Möglicherweise werden im höheren Alter allmählich „Fließgleichgewichtsbedingungen“ erreicht, sodass sich die Zunahmen wieder reduzieren. Zudem steigt mit der größeren Erwärmung und Belichtung des Bodens in älteren Beständen auch die Veratmung und ggf. die Bioturbation an. Diese Befunde decken sich mit den Darstellungen in Kap. 6.2.1 zur Altersabhängigkeit der C-Vorräte von Kiefernbeständen als „Scheinzeitreihe“ (vgl. Abb. 6.2.6).

Die Relation zwischen dem in der Humusauflage gespeicherten Kohlenstoff und dem Vorrat in Humusauflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe lässt auf die Umsetzungsbedingungen im Boden schließen (Kap. 6.2.2). Diesbezügliche Veränderungen zwischen den Inventuren gehen aus dem Streudiagramm in Abb. 6.2.12 anhand der gepaarten BZE-Stichprobe hervor. Im Bereich von geringen C-Anteilen in der Humusauflage (< ca. 20 % des Gesamt-C-Vorrats) bei der BZE-1 lässt sich tendenziell eine stärkere Zunahme der Werte bei der BZE-2 erkennen. Dieses dürfte auf die Humusakkumulation in der Auflage von jüngeren Kiefernbeständen zurückzuführen sein, die nach Bodenbearbeitung und teils untergepflügter Humusauflage begründet wurden. In der Gesamtstichprobe liegen die entsprechenden Werte zurzeit der BZE-1 bei 28 % und bei der BZE-2(a) bei 33 % (Medianen). **Insgesamt hat also eine leichte (nicht signifikante) Erhöhung des im Auflagehumus gespeicherten prozentualen C-Vorratsanteils stattgefunden.**

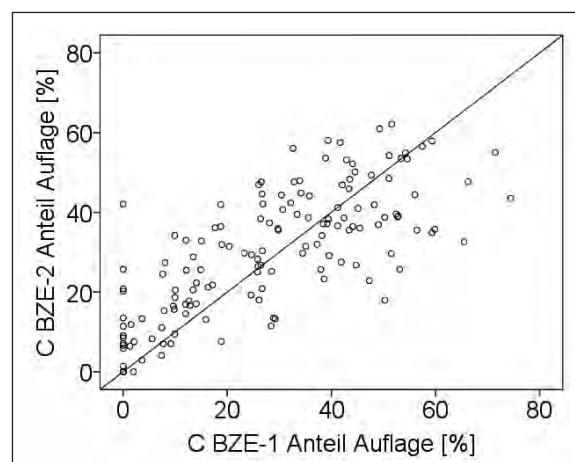


Abb.6.2.12: C-Vorräte in der Humusauflage in Prozent der gesamten C-Vorräte bis 90 cm Tiefe; Gegenüberstellung der Daten aus BZE-1 und BZE-2

Die aus der gepaarten Stichprobe abgeleiteten Unterschiede zwischen BZE-1 und BZE-2 bestätigen sich auch für die nicht gepaarte Stichprobe. Abb. 6.2.13 zeigt vergleichend die C-Vorräte in der Humusaufgabe sowie im Mineralboden für die BZE-1 und die Gesamtstichprobe der BZE-2(a). Die Auswertung der un gepaarten Stichprobe ist vor allem vor dem Hintergrund von Bedeutung, dass bei der BZE-3 für die Punkte der BZE-1 voraussichtlich keine Daten erfasst werden, so dass dann nur der Vergleich auf Ebene der Gesamtstichprobe bzw. geeigneter Straten möglich sein wird. Aus den flächenrepräsentativen Ergebnissen der Inventuren BZE-1, BZE-2, BZE-2a und BZE-3 werden dann zeitliche Trends zu untersuchen sein. Ein diesbezüglicher Trend deutet sich bereits an, wenn man die BZE-2- und BZE-2a-Daten getrennt betrachtet (Abb. 6.2.14). So zeigt sich eine tendenzielle Zunahme zwischen BZE-2 und BZE-2a, die in etwa dem Gesamtrend im Inventurzeitraum entspricht. Dargestellt sind in Abb. 6.2.14 die Mediane und deren Konfidenzintervalle für die BZE-1

(1991/92), BZE-2 (2006) und BZE-2a (2009) jeweils für die gesamte Stichprobe inklusive aller Extremwerte beispielsweise von Moorstandorten. Die aus den drei Erhebungszeitpunkten regressionsanalytisch durchgeföhrte Schätzung der Steigung einer Trendgeraden führt zu einer jährlichen C-Speicherung in Höhe von 1,58 t/ha/a.

Für den zurückliegenden Zeitraum der BZE-Inventuren wäre somit nach der aktuellen Datenlage aus BZE-1, BZE-2 und BZE-2a – bezogen auf 1.070.236 ha bestockte Waldfäche (Landeswaldinventur 2013) – brandenburgweit von einer jährlichen C-Speicherrate in Höhe von ca. 1.690.973 t Kohlenstoff auszugehen. Zur Veranschaulichung der Speicherrate sei erwähnt, dass die kalkulierte Menge etwa 10 % der jährlichen energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen im Land Brandenburg entspricht. Diese lag nach LfU Brandenburg (2017) im Zeitraum 2000-2013 bei ca. 60,4 Mio. t/a CO<sub>2</sub>, was einer C-Menge von 16,4 Mio. t/a gleichkommt.

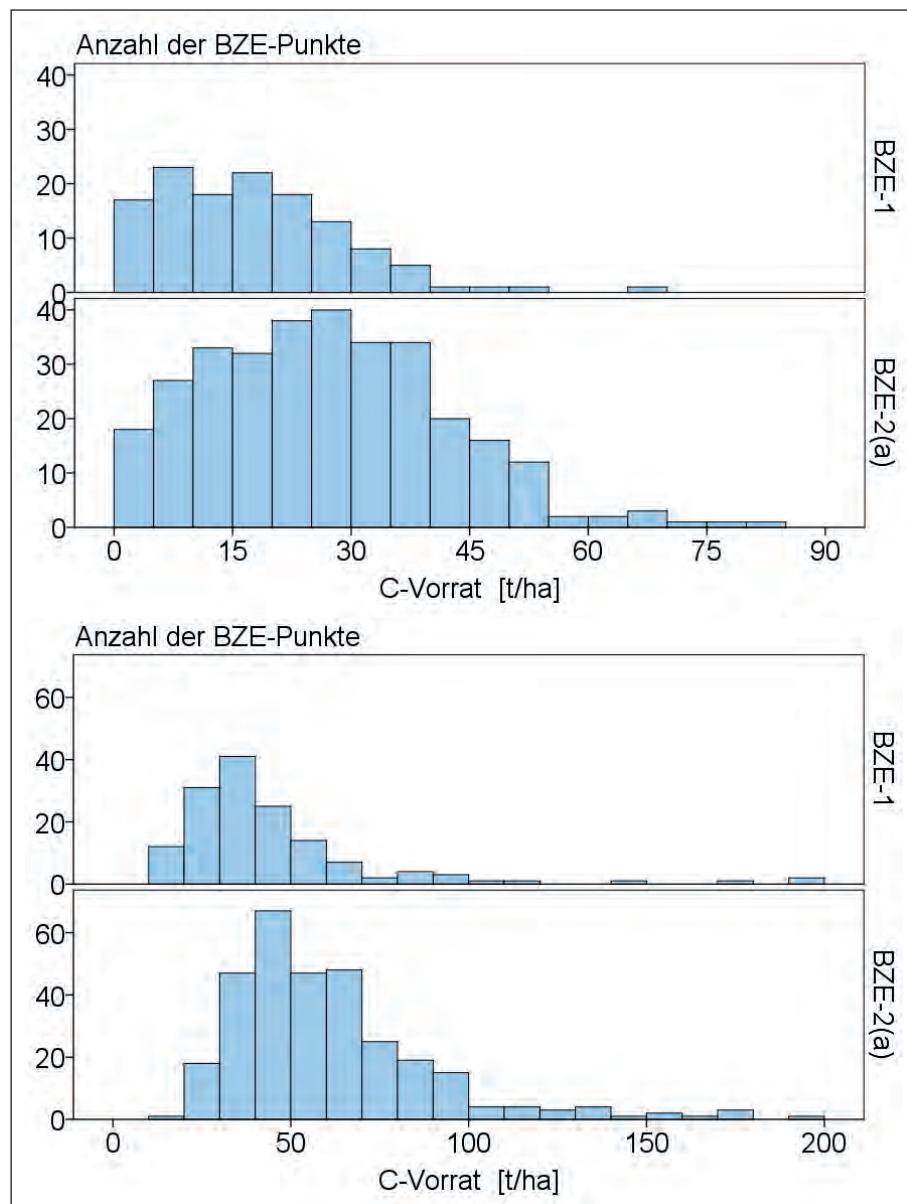


Abb. 6.2.13: Vergleich der Häufigkeitsverteilungen der Kohlenstoffvorräte in Humusaufgabe (oben) und 0-90 cm Mineralboden (unten) zwischen BZE-1 und BZE-2(a) anhand der Gesamtstichprobe

Für die jährliche C-Vorratsanreicherung im Bestand (ober- und unterirdische Biomasse) lässt sich für den BZE-Zeitraum 1990-2008 ein durchschnittlicher Wert von ca. 2,34 Mio. t für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs berechnen, was weiteren ca. 14 % der energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emission entspricht. Zugrunde gelegt wurden hierbei die Angaben von Oehmichen et al. (2011) für die Waldfläche der neuen Bundesländer in den Zeiträumen 1990-2002 (2,52 t/ha/a) sowie 2002-2008 (1,57 t/ha/a). **Überschlagsmäßig wäre demzufolge aktuell von einer jährlichen CO<sub>2</sub>-Kompensation in brandenburgischen Wäldern (Vorratsänderung Bestand + Boden) von knapp einem Viertel der energiebedingten Emissionen des Landes Brandenburg auszugehen.** Zu beachten ist, dass diese Senkenleistung mit dem Alter der Bestände und der Annäherung an Gleichgewichtszustände im Boden voraussichtlich weiter abnehmen wird. Für die Einschätzung der CO<sub>2</sub>-Bindung als Beitrag zum Klimaschutz kommt daher den langfristig in Holzprodukten festgelegten Kohlenstoffmengen und der Kaskadennutzung von Holz eine wachsende Bedeutung zu (vgl. Rüter & Dieter 2007, Köhl et al. 2009, Bauhus et al. 2017).

Im Zusammenhang mit dem Klimaschutz sei an dieser Stelle auch die Relevanz der in brandenburgischen Wäldern verbreiteten Moorböden betont. Fast alle aktuell noch wachsenden – d. h. Kohlenstoff akkumulierenden – Moore im Land Brandenburg sind **Waldmoore**, d. h. Moore, deren Wasserspeisung überwiegend durch bewaldete Einzugsgebiete bestimmt wird. Bei einer Waldmoorfläche von ca. 30.000 ha ist die Forstwirtschaft demzufolge aufgefordert, besonders moorschonend zu wirtschaften (Riek et al. 2014).

Die integrierende Auswertung von Bestandes- und Bodendaten an denjenigen BZE-Punkten, die gleichzeitig auch BWI-Punkte sind (BZE-2a-Stichprobe), lässt weitere differenzierte Ergebnisse erwarten. Eine solche **synoptische Darstellung der verschiedenen Kohlenstoffpools in brandenburgischen Wäldern und deren standorts- und bestockungsspezifischer Dynamik** wurde bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht realisiert. Die Verbindung von BWI- und BZE-Netz (vgl. Kap. 1.3.2, Waldbodenbericht Band 1) bietet diesbezüglich vielfältige Möglichkeiten für weiterführende Studien, wie dies beispielsweise auf der Grundlage der BZE-Daten in Rheinland-Pfalz in einer von Wellbrock et al. (2011) erstellten Studie für die Kompartimente Mineralboden, Humusauflage, Totholz, Bodenvegetation sowie ober- und unterirdische Baumbiomasse demonstriert wird (Block & Gauer 2012).

Bei den hier dargestellten Trendbetrachtungen ist zu berücksichtigen, dass die C-Vorräte in brandenburgischen Waldböden nach wie vor relativ niedrig sind und deshalb noch ein erhebliches Speicherpotenzial bestehen könnte. **Besonders zu beachten ist, dass sich die Werte für Brandenburg zur Zeit der BZE-1 im bundesweiten Vergleich auf niedrigstem Niveau befanden (Wolff & Riek 1996).** Neben natürlichen Faktoren (Ausgangsgestein, Klima) er-

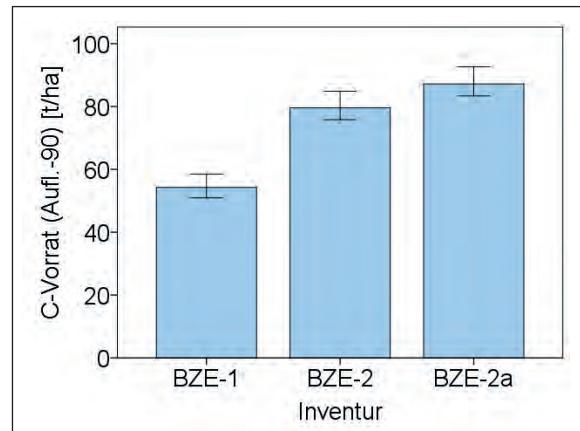


Abb. 6.2.14: Mediane und 95 %-Konfidenzbereiche der C-Vorräte in Humusauflage und Mineralboden im Vergleich von BZE-1, BZE-2 und BZE-2a

klärt sich dieses durch die vorausgegangene intensive Nutzung und Oberbodendegradation infolge von Streuentnahmen und Kahlschlagwirtschaft. Die Böden waren nach Übernutzung großflächig an organischer Substanz verarmt und die generelle Verbesserung der Standortsqualität durch bewusst **bodenpflegliche und humusschonende Waldbewirtschaftung** macht sich seit der BZE-1 auf diesen degradierten Standorten besonders bemerkbar. Weitere mögliche Ursachen der C-Akkumulation im Mineralboden können in einer **erhöhten Wurzelbiomasse** infolge von Unterbau und Naturverjüngung sowie einer dichten Bodenvegetation in Kiefernbeständen zu sehen sein (Hornschuch 2009). Auch die insgesamt gesteigerte Produktivität der Wälder und damit einhergehend **erhöhte Streufallmengen** könnten für die gesteigerte C-Akkumulation von Bedeutung sein. Ferner kommen die Zunahme der **Bodenazidität** sowie nachweislich **häufigere Trockenperioden** in Betracht, da sich beide Faktoren hemmend auf den mikrobiellen Humusbau auswirken. Anhand von Level II- und DWD-Daten lässt sich für 10-jährige Zeiträume vor der BZE-1 bzw. BZE-2 eine Zunahme von Trockenphasen zu Beginn der Vegetationsperiode nachweisen (Abnahme der kumulativen Klimatischen Wasserbilanz in den Monaten April – Juni um durchschnittlich 78 mm). Die damit einhergehende Austrocknung des Oberbodens, der aufgrund seiner Hydrophobie in den Folgemonaten kaum wieder befeuchtet wird, könnte bewirkt haben, dass der für die Mineralisation wichtige Wechsel von Trocken- und Feuchtphasen seltener wirksam war. **Insgesamt sind die möglichen Auswirkungen des regionalen Klimawandels auf die Kohlenstoffbindung jedoch nur schwer vorhersehbar.** Aufgrund der Abhängigkeit der Respirationsraten von der Temperatur wären Abnahmen des im Boden gebundenen Kohlenstoffs zu erwarten. Bei gleichzeitig durch den Bodenwasserhaushalt infolge erhöhter Verdunstungsraten und ggf. geringerer Sommerniederschläge limitierter Zersetztätigkeit könnte aber auch von einer reduzierten Bodenatmung und einem dementsprechend geringeren Abbau der anfallender organischen Substanz auszugehen sein.

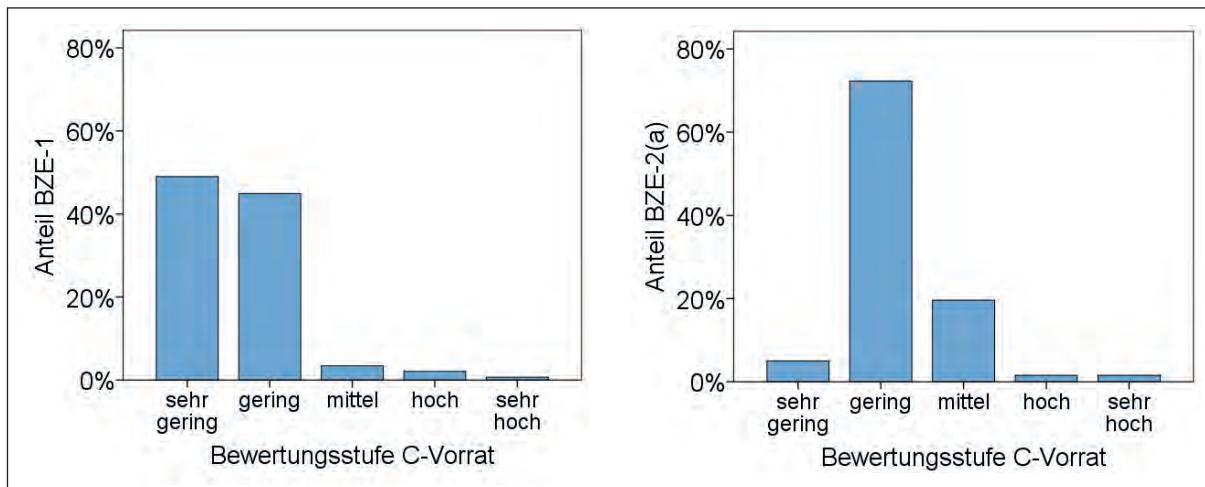


Abb. 6.2.15: Bewertung der Kohlenstoffvorräte im Wurzelraum (Humusauflage + Mineralboden bis 60 cm Tiefe) nach Riek & Wolff (2007) im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a)

Die Kohlenstoffvorräte im Wurzelraum (konventionell als Summe von Humusauflage und Mineralboden bis 60 cm Tiefe berechnet) lassen sich anhand der bei Riek & Wolff (2007) überregional definierten Bewertungsstufen einteilen. Die Anteile der brandenburgischen Inventurpunkte der BZE-1- und BZE-2(a)-Stichprobe in diese Bewertungsstufen geht aus Abb. 6.2.15 hervor. Dargestellt ist jeweils die Gesamtstichprobe (BZE-1: n=147, BZE-2(a): n=321). Danach traten bei der BZE-1 noch zu etwa gleichen Teilen überwiegend sehr geringe (49 %) und geringe (45 %) Vorräte auf. Bei der Wiederholungsinventur hat sich die Bewertung hin zu überwiegend geringen (72 %) und mittleren (20 %) Vorräten verschoben. Sehr geringe Vorräte sind in der BZE-2(a)-Stichprobe nur noch auf 5 % der Punkte vertreten. **Somit hat die Zunahme der C-Vorräte bereits zu einer markanten Verschiebung bei ihrer ökologischen Bewertung geführt. Ob sich diese – grundsätzlich positiv einzuschätzende – Dynamik weiter absichern lässt und sogar zukünftig fortsetzen wird, bleibt bis zur Durchführung der BZE-3 ungewiss.**

### 6.3 Stickstoffstatus und -dynamik

Stickstoff tritt im Waldboden wie Kohlenstoff überwiegend in Form von organischer Substanz auf. Humusauflagen und humose Oberböden speichern den weitaus größten N-Vorrat, während der mineralische Unterboden im Allgemeinen stickstoffarm bis stickstofffrei ist. Die Zufuhr von Stickstoff in die Böden erfolgt vor allem aus der Atmosphäre mit dem Niederschlag als Ammonium- oder Nitratdeposition. Die in der Pflanzenstreu und den abgestorbenen Körpern von Bodenlebewesen vorhandenen Stickstoffverbindungen werden entweder im Zuge der Humifizierung in langlebige Huminstoffe eingebunden und im Boden fixiert oder aber durch die Prozesse der Ammonifikation, Nitrifikation und Denitrifikation zu  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  oder elementaren Stickstoff abgebaut. Die Verbindungen  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$  können dann durch die Pflanzenwurzeln erneut aufgenommen werden. Ein Teil des  $\text{NO}_3^-$  wird gegebenenfalls mit dem Sickerwasser ausgewaschen

und  $\text{N}_2\text{O}$  sowie  $\text{N}_2$  werden in die Atmosphäre freigesetzt.

**Als essentielles Makronährelement, das mengenmäßig von den Pflanzen am meisten benötigt wird, war Stickstoff noch bis vor einigen Jahrzehnten der wichtigste wachstumslimitierende Standortsfaktor.** Heute ist eine unzureichende Stickstoffversorgung der Waldbäume eher selten zu beobachten (Riek et al. 2016). Erhöhte atmogene N-Einträge haben vielerorts zur N-Überfrachtung von natürlicherweise nährstoffarmen Waldökosystemen geführt. Folgen hiervon sind die Eutrophierung dieser Standorte mit negativen Effekten auf die Biodiversität, Nitrausträge in das Grundwasser, Bodenversauerung und Entbasung sowie mögliche Ungleichgewichte bei der Baumernährung. Zur Bodenversauerung kommt es zum einen, wenn die Pflanzen Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) aufnehmen, weil bei der Aufnahme des  $\text{NH}_4^+$ -Ions jeweils ein Proton ( $\text{H}^+$ ) von den Pflanzenwurzeln in die Bodenlösung abgegeben wird; zum anderen, wenn Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) ausgewaschen wird und dabei „Basen“ (Ca, Mg, K) als Begleitkationen mitgeführt werden. Darüber hinaus werden überhöhte Stickstoffeinträge auch mit der vermehrten Freisetzung des klimawirksamen und am Ozonabbau beteiligten atmosphärischen Spurengases Distickstoffmonoxid ( $\text{N}_2\text{O}$ , Lachgas) aus Böden in Zusammenhang gebracht (Haider 1996).

Natürliche Stickstoffquellen spielen gegenüber den anthropogenen mengenmäßig eine untergeordnete Rolle. Ursachen der anthropogenen N-Einträge sind die aus Verbrennungsprozessen im Kfz-Verkehr und bei der Energiegewinnung vor allem in Wärmekraftwerken freiwerdenden Stickoxide sowie das bei der landwirtschaftlichen Produktion – insbesondere der Tierhaltung – freigesetzte Ammoniak. Aufgrund der unterschiedlichen Oberflächenrauhigkeit sind die Stickstoffeinträge in Wäldern generell höher als die N-Deposition auf Freiflächen.

Langjährig erhöhte Stickstoffeinträge haben eine schlechende Eutrophierung von natürlicherweise N-armen

Waldökosystemen zur Folge. In Brandenburg sind hierdurch besonders saure Waldmoore und arme Kiefernbestände auf altpleistozänen Sandstandorten gefährdet, insbesondere wenn sich diese in Emittentennähe z. B. von Massentierhaltungsanlagen befinden. Im Umfeld lokaler Emittenten erreicht die N-Deposition ein Vielfaches der ubiquitären Belastung (Strohbach et al. 2012). Ein besonderes Risiko ergibt sich auch durch die langfristige Akkumulation von Stickstoff in den Humusauflagen von Kiefernbeständen. Hier kommt es zu Versauerungsschüben und forcierter Entbasung der Böden, wenn nach Sturmwurf, Insektenkalamitäten oder infolge von waldbaulichen Maßnahmen erhöhte Bodentemperaturen zu Humusabbau führen und Nitrationen freigesetzt und ausgewaschen werden. Die hohen Stickstoffeinträge in den Jahren vor der BZE-1 und entsprechende Nitratauswaschungen im Zeitraum zwischen BZE-1 und BZE-2(a) dürften eine der Ursachen für die in Brandenburg zu beobachtende Basenverarmung zwischen den Inventuren darstellen.

Stickstoffbelastete Bäume weisen eine erhöhte Disposition gegenüber biotischen und abiotischen Stressfaktoren auf (Flückiger & Braun 1998). Unter den brandenburgischen Klima- und Standortsbedingungen ist von besonderer Bedeutung, dass infolge des durch Stickstoffeintrag angeregten Wachstums neben anderen essentiellen Nährlementen insbesondere auch Wasser in größeren Mengen aufgenommen werden muss. Trockenstresssituationen dürfen daher zukünftig zunehmen und im gleichen Maße auch die Disposition gegenüber Insekten- und Pilzbefall.

**Neben den genannten möglichen negativen Effekten wirkt sich der eingetragene Stickstoff zunächst jedoch vor allem als Wachstumsbeschleuniger aus. Dieses belegen die aktuellen Zuwächse der Wirtschaftsbäumarten, die insbesondere auf natürlicherweise nährstoffärmeren Standorten ein dort gemeinhin nicht zu erwartendes Niveau erreichen.** Mit Blick auf die allgemein verbesserten Standortsbedingungen in Brandenburg zeigen Wallor et al. (2016) eine Altersabhängigkeit der Bonität von Kiefernbeständen. Demnach weisen Jungbestände gegenüber Altbeständen deutlich höhere Bonitäten auf, wobei dieser Effekt umso stärker ausgeprägt ist, je geringer die Stammnährkraft am jeweiligen Standort ist. Auch Beck et al. (2007) postulieren eine positive relative Abweichung des Höhenzuwachses von den Normalwerten der Ertragstafel aufgrund erhöhter Stickstoffeinträge und Heinsdorf (2007) spricht von einer „flächenhaften Grundeutrophierung der Landschaft“, die sich positiv auf die jährliche Bonitätsänderung ausgewählter Kiefernbestände auswirkt. Von dieser Grundeutrophierung profitieren demnach Jungbestände auf Standorten der Nährkraftstufen A und Z stärker als die der M- oder K-Standorte.

Da die im Boden zu verzeichnende Stickstoffmenge eng mit dem Humusvorrat verknüpft ist, sind die N-Vorräte und N-Gehalte für Aussagen zur atmogenen N-Belastung nur bedingt geeignet. Besser ist diesbezüglich das auch ökologisch bedeutendere Verhältnis

von Kohlenstoff zu Stickstoff interpretierbar. **In natürlichen Waldökosystemen sind basenreiche Böden tendenziell auch stickstoffreich und basenarme Böden stickstoffarm. Das Vorkommen von stickstoffreichen Zuständen auf basenarmen Standorten deutet indes häufig auf anthropogenen Stickstoffeintrag hin. Hierauf basiert der Ansatz von Kopp et al. (1969) wonach die aus pH-Wert und Basensättigung (bzw. V-Wert nach Kappen-Adrian) abgeleitete Basenstufe der aus dem C/N-Verhältnis abgeleiteten Stickstoffstufe vergleichend gegenübergestellt wird, um „harmonische“ Oberbodenzustände zu definieren, die sich in natürlichen Waldökosystemen unter Gleichgewichtsbedingungen von Standort und Vegetation einstellen würden.** „Disharmonische“ Oberbodenzustände waren in der Vergangenheit vor allem durch hohe atmogene Fremdstoffeinträge, insbesondere basische Staubeinträge aus der Braunkohleverbrennung in den 1970er und 1980er Jahren sowie Stickstoffdepositionen aus Landwirtschaft und Verkehr bedingt.

Nach Einert (2016) lagen die N-Bestandeseinträge auf den brandenburgischen Level II-Flächen im Zeitraum 1996–2015 durchschnittlich bei 12,8 kg/ha/a im nördlichen bzw. 14,2 kg/ha/a im südlichen Brandenburg. Der Stickstoffbedarf von Kiefernbeständen liegt in der Größenordnung von 5–15 kg/ha/a, was dem empirischen Critical Load für eutrophierenden Stickstoff entspricht (Bobbink & Hettelingh 2011). Die darüber hinaus gehenden Mengen werden zunächst im Boden akkumuliert und bei Überschreitung der Speicherkapazität des Gesamtsystems in zunehmendem Maße mit dem Sickerwasser freigesetzt. **In einzelnen Jahren wird der kritische Bereich mit N-Depositionsraten >15 kg N/ha/a auf den brandenburgischen Level II-Flächen überschritten (Einert 2016).** Ein Trend lässt sich in den Zeitreihen der N-Einträge nicht erkennen. Nach einer Reduktion der Messwerte unmittelbar nach der Wiedervereinigung ist die Stickstoffdeposition seit Mitte der 1990er Jahre offensichtlich nahezu gleichgeblieben. Auf die bundesweit für alle BZE-Punkte kalkulierten Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff sowie die daraus sich ergebenden Critical Loads-Überschreitungen (Andreae et al. 2016) wird in Kap. 6.3.5 anhand des Vergleichs der entsprechenden Werte der brandenburgischen und bundesweiten BZE-Stichprobe näher eingegangen.

### 6.3.1 N-Vorräte

**Der Median der aktuellen Stickstoffvorräte brandenburgischer Waldböden liegt bei 3,55 t/ha, wenn die Humusauflage und der Mineralboden bis 90 cm Tiefe für die Vorratsberechnung zugrunde gelegt werden.** Besonders hohe Werte von mehr als 10 t/ha sind auf wenigen Nassstandorten zu verzeichnen. Überwiegend schwanken die N-Vorräte zwischen 2,25 t/ha und 6,50 t/ha (10- bzw. 90-Perzentil). Im Mineralboden ist bis 90 cm Tiefe mit 2,49 t N/ha (Median) etwa die 2 ½ fache Stickstoffmenge der Humusauflage (0,95 t N/ha) gespeichert.

Für die BZE-Stichprobe von Mecklenburg-Vorpommern ermittelten Russ et al. (2011) einen ganz ähnlichen Median in Höhe von 3,79 t/ha in Humusaufgabe und Mineralboden bis 90 cm Tiefe. Demgegenüber liegen sowohl der Median der bundesweiten BZE-Stichprobe als auch der Schwankungsbereich zwischen 10- und 90-Perzentil deutlich höher als die brandenburgischen Werte (Tab. 6.3.1). Dieses ist vor allem auf die bundesweit höheren N-Vorräte im Mineralboden zurückzuführen. Insbesondere sehr hohe Werte sind bundesweit häufiger, was aus den besonders ausgeprägten Diskrepanzen bei den 90-Perzentilen in Tab. 6.3.1 zu schließen ist. Die Vorräte in der Humusaufgabe sind bundesweit hingegen sogar geringer als in Brandenburg. Dieses weist vor allem darauf hin, dass die im Mineralboden gespeicherten Humusmengen im Land Brandenburg vergleichsweise gering sind, was sich mit den entsprechenden Befunden der Kohlenstoffauswertung deckt (Kap. 6.2.1). Darüber hinaus deutet sich aber auch an, dass die atmogenen N-Einträge hier möglicherweise von geringerer Bedeutung für die N-Bevorratung sind, als in anderen Bundesländern.

Abb.6.3.1 zeigt die stratifizierten N-Vorräte in der Humusaufgabe und im Mineralboden bis 60 cm Tiefe. Es lassen sich insgesamt nur schwache Abhängigkeiten von den dargestellten Straten erkennen. Die grundsätzlichen Muster sind mit denjenigen der C-Vorräte (Kap.6.2.1) identisch. Dieses ist darauf zurückzuführen, dass beide Elemente im Wesentlichen organisch gebunden sind und damit eine hohe Korrelation zum Vorrat an organischer Bodensubstanz aufweisen. Aus Abb.6.3.1 geht hervor, dass wie bei Kohlenstoff auch bei Stickstoff die Vorräte in der Humusaufgabe entgegengesetzt zu den Vorräten im Mineralboden verlaufen. Von armen zu reichen Standorten nehmen die

in der Humusaufgabe gespeicherten N-Vorräte kontinuierlich mit der Nährkraftstufe ab, während die Mineralbodenriffe zunehmen. Mehr als doppelt so hoch gegenüber den jeweils anderen Straten sind die N-Vorräte im Mineralboden bei der Stammnährkraftstufe R sowie bei den hydromorphen Standorten. Hierbei handelt es sich um eine überwiegend identische Stichprobe von nährstoffreichen Nassstandorten. Deren Bestockung bilden meist Erlenbestände, was wiederum die besonders hohen N-Vorräte im Mineralboden bei dem Bestandestyp „sonstige Laubholzbestände“ erklärt. Auch bezüglich der Stratifizierung nach Humusform, Geologischer Serie sowie Wuchsgebiet verhalten sich Stickstoff und Kohlenstoff aufgrund ihrer Abhängigkeit vom Humusvorrat praktisch identisch. Die entsprechenden Erläuterungen zum Kohlenstoff in Kap. 6.2.1 gelten somit auch für die stratifizierten Darstellungen der N-Vorräte.

Die geringen Unterschiede der N-Vorräte bezüglich Geologischer Serie und Wuchsgebiet verweisen auf schwach ausgeprägte regionale Muster. Tendenziell unterscheiden sich die von jüngeren und nährstoffreicheren Sedimenten geprägten Wuchsgebiete (WG06, WG10) von den Gebieten mit altpleistozänen Ablagerungen (WG22, WG23, WG25). Entsprechend weisen auch die Kartogramme in Abb.6.3.2 für das südliche und südwestliche Gebiet gehäuft hohe N-Vorräte in der Auflage aus, während im geologisch jüngeren Nordosten tendenziell niedrige Auflagevorräte und hohe N-Vorräte im Mineralboden auftreten. Hier paust sich die unterschiedliche Verteilung der Humusmengen auf Mineralboden und Auflage in Abhängigkeit von der Nährkraft der Standorte auf die entsprechenden N-Vorräte durch. Für die Gesamtvorräte aus Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe lässt das Kartogramm in Abb.6.3.2 keinerlei Muster erkennen.

**Tab.6.3.1: Statistische Kennwerte der Stickstoffvorräte in Auflage und Mineralboden im Vergleich von brandenburgischer und bundesweiter BZE-Stichprobe**

N-Vorrat [t/ha] (Brandenburg, BZE-2 und BZE-2a)	Auflage (n=321)	Auflage - 30 cm (n=321)	Auflage - 60 cm (n=321)
10-Perzentil	0,237	1,840	2,102
Median	0,950	2,859	3,316
arithm. Mittelwert	1,010	3,777	4,731
90-Perzentil	1,864	4,767	5,964

N-Vorrat [t/ha] (Deutschland, BZE II) <sup>a)</sup>	Auflage (n=1825)	Auflage - 30 cm (n=1794)	Auflage - 60 cm (n=1332)
10-Perzentil	0,177	2,009	2,736
Median	0,734	3,998	5,299
arithm. Mittelwert	0,868	4,370	5,964
90-Perzentil	1,725	6,985	9,428

<sup>a)</sup>) Andreae et al. (2016)

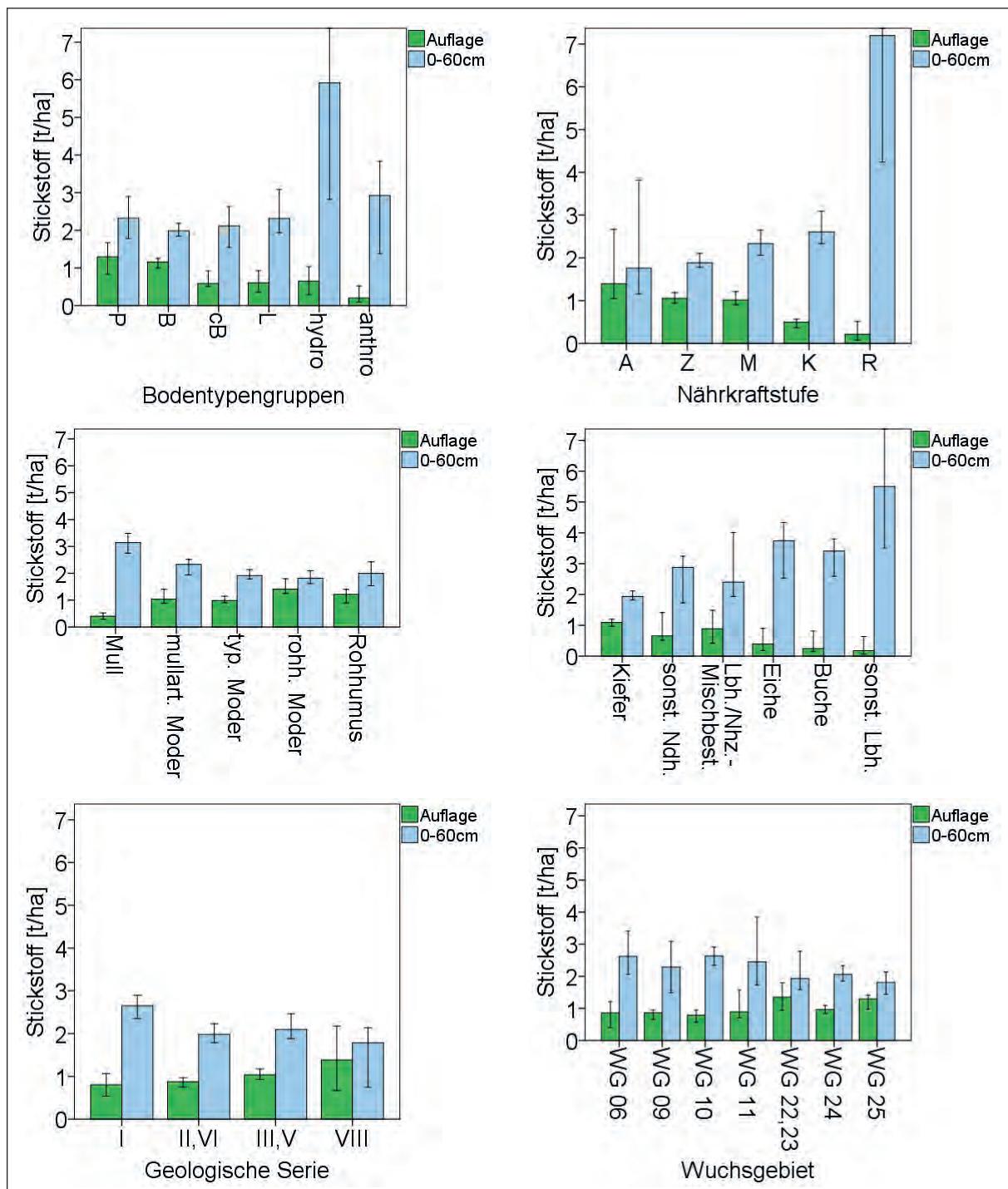


Abb. 6.3.1: Stickstoffvorrat in Humusauflage und Mineralboden bis 60 cm Tiefe stratifiziert nach Bodentypengruppe, Stammnährkraftstufe, morphologischer Humusform, Bestandestyp, Geologischer Serie und Wuchsgebiet (Mediane und 95 %-Konfidenzbereich; Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap.2.5.2, S.31)

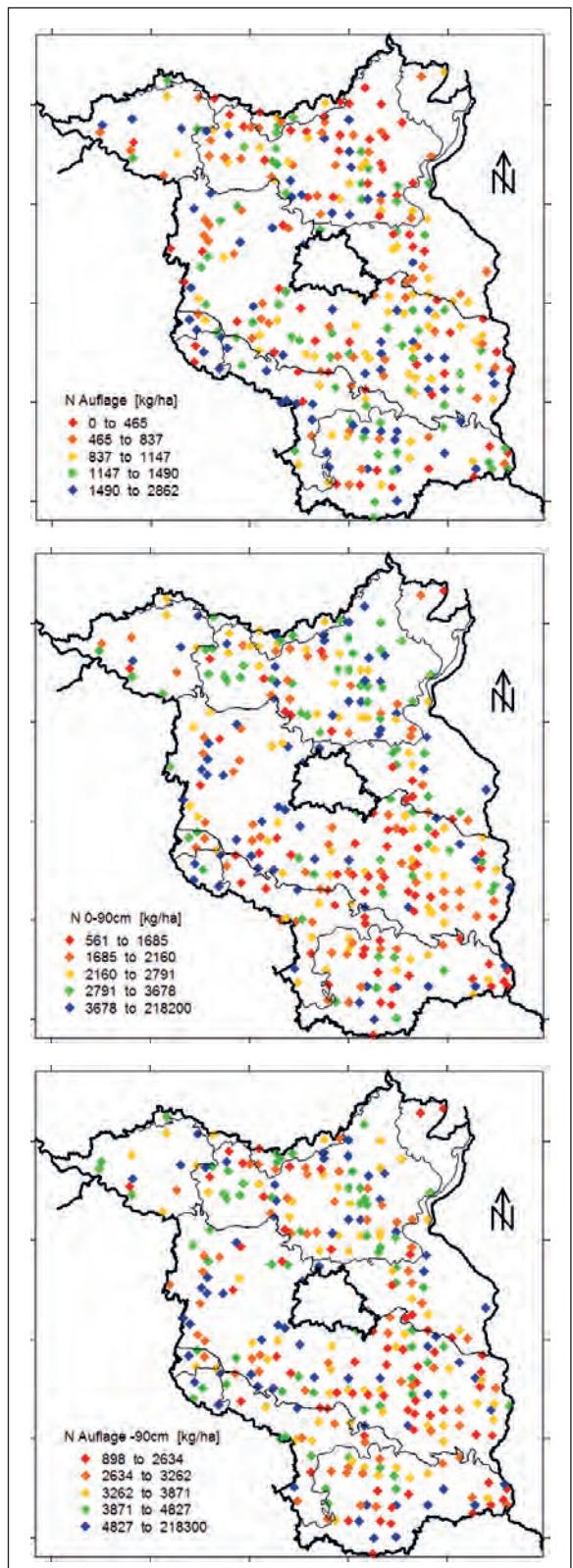


Abb. 6.3.2: Kartogramme der Quintile der N-Vorräte in Humusaufgabe, Mineralboden (0-90 cm) sowie Summe von Humusaufgabe und Mineralboden [kg/ha]

### 6.3.2 Veränderungen der N-Vorräte

Die Stickstoffvorräte in Humusauflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe haben zwischen BZE-1 und BZE-2(a) von 3,23 t/ha auf 3,55 t/ha (Median) zugenommen. Getrennt nach Humusauflage und Mineralboden zeigen die Darstellungen in Abb. 6.3.3 die Häufigkeitsverteilungen der Werte. Auffallend ist hierbei, dass vor allem die Auflagevorräte deutlich und statistisch abgesichert zugenommen haben, während sich die Mineralbodenvorräte nicht signifikant veränderten. In der gepaarten Stichprobe sind hingegen weder die Veränderungen in der Humusauflage noch im Mineralboden signifikant. Die Mediane der Humusauflage nahmen in der gepaarten Stichprobe von 601 kg/ha auf 764 kg/ha zu. Im Mineralboden bis 60 cm Tiefe ist bei der gepaarten Stichprobe sogar eine leichte Abnahme der Mediane von 2,00 t/ha auf 1,91 t/ha zu verzeichnen. Die arithmetischen Mittelwerte haben hier hingegen von 2,60 t/ha auf 2,81 t/ha zugenommen. In der ungepaarten Stichprobe ist für diese Tiefe wiederum ein Zuwachs der Mediane von 2,00 t/ha auf 2,22 t/ha sowie in besonderen Maß auch der arithmetischen Mittelwerte von 2,60 t/ha auf 3,72 t/ha zu verzeichnen.

Diese teils divergierenden Befunde, die sich je nach betrachteter Stichprobe und Tiefenblöcken sowie je nach Art des Mittelungsmaßes ergeben, verdeutlichen die Komplexität bei der Interpretation und statistischen Absicherung von Veränderungen des Stickstoffvorrates. Dieses ist u. a. auch den teils niedrigen, im tieferen Mineralboden oft an der Messgrenze liegenden N-Gehalten, geschuldet. Eine eindeutigere Aussage zur Veränderung der N-Mengen lässt sich erst nach Durchführung der BZE-3 treffen. Insgesamt kann jedoch jetzt schon festgehalten werden, dass die möglichen N-Vorratsänderungen deutlich weniger markant ausfallen als sie für Kohlenstoff zu verzeichnen sind (Kap. 6.2.3), was zu entsprechend weiteren C/N-Verhältnissen führt (Kap. 6.3.3).

Die Gegenüberstellung der **Bewertung** von Stickstoff- und Kohlenstoffvorräten im effektiven Wurzelraum (= Auflage + Mineralboden bis 60 cm Tiefe) nach AK Standortkartierung (2016) erlaubt weitere Interpretationsmöglichkeiten der Veränderungstendenzen zwischen BZE-1 und BZE-2(a) (Abb. 6.3.4, Tab. 6.3.2). Die Veränderungen der Bewertungsstufen zwischen BZE-1 und BZE-2(a) weisen sowohl bei Kohlenstoff als auch Stickstoff auf eine höhere Einstufung, d. h. einer Verschiebung von *sehr geringen* zu *geringen* bis *mittleren* Werten hin. Allerdings ist diese Tendenz beim Stickstoff deutlich weniger stark ausgeprägt als beim Kohlenstoff und könnte als ein Hinweis für die Abnahme der N-Belastung gedeutet werden. So lagen die prozentualen Anteile in den Bewertungsstufen für Kohlenstoff und Stickstoff bei der BZE-1 noch in einer ähnlichen Größenordnung, was auf deren gemeinsame Bindung in der organischen Bodensubstanz und Abhängigkeit vom Humusvorrat zurückzuführen ist. *Sehr geringe* C-Vorräte wurden bei der BZE-1 für 49 % der Inventurpunkte und *geringe* Vorräte für

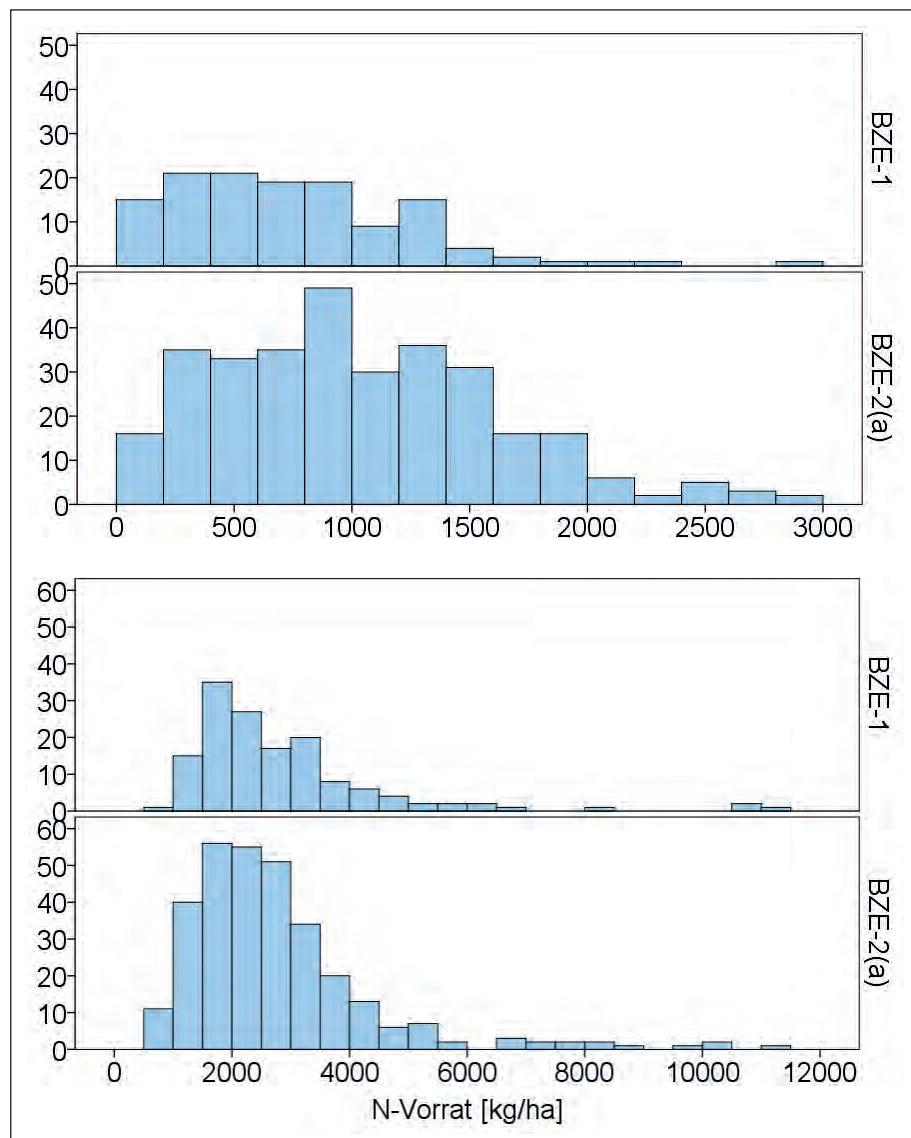


Abb. 6.3.3: Histogramm der Stickstoffvorräte in der Humusaufklage (oben) und im Mineralboden (unten) jeweils im Vergleich der BZE-1- und BZE-2(a)-Stichprobe

45 % der Punkte ermittelt. Die N-Vorräte waren mit 41 % *sehr geringer* und 50 % *geringer* Werte etwas höher als die C-Vorräte zu bewerten – ein Hinweis auf die depositionsbedingte N-Anreicherung der Böden. In der BZE-2(a)-Stichprobe lässt sich dieses jedoch nicht mehr erkennen. Hier befinden sich nur 5 % der Inventurpunkte im Bereich *sehr geringer* C-Vorräte, während 19 % der Punkte *sehr geringe* N-Vorräte aufweisen. Bei der Einstufung als *gering* entsprechen sich die Anteile näherungsweise (C-Vorräte: 72 %, N-Vorräte: 69 %). *Mittlere* Vorräte werden jedoch bei Kohlenstoff für 20 % der Stichprobe und bei Stickstoff für nur 8 % ermittelt. **Somit weist die Gegenüberstellung der Bewertungsstufen von Kohlenstoff und Stickstoff im Zeitraum der BZE-2(a) nicht mehr wie bei der BZE-1 auf eine Stickstoffakkumulation infolge atmogener N-Einträge hin. Eher kommt hierin eine zwischenzeitlich erfolgte Verarmung der organischen Substanz an Stickstoff und damit ein-**

**hergehend die Erweiterung der C/N-Verhältnisse (Kap. 6.3.3) zum Ausdruck.**

Die Verschiedenheit der Vorratsänderungen von Stickstoff und Kohlenstoff legt den Schluss nahe, dass zur Zeit der BZE-1 dem Anteil stickstoffreicher Mikroorganismen an der organischen Bindung von Stickstoff aufgrund der größeren atmogenen N-Depositionen noch eine größere Bedeutung zukam. Auch könnten zusätzlich zur organischen Bindung anorganische N-Verbindungen aus der atmogenen Deposition eine größere Rolle gespielt haben. Die praktizierte laboranalytische Messung des Gesamtstickstoffs lässt diesbezüglich keine Differenzierung zu. Möglicherweise war zudem das Streumaterial bis zur BZE-1 aufgrund einer erhöhten N-Ernährung stickstoffreicher. Dieses lässt sich jedoch anhand der ausgewerteten Zeitreihen der N-Ernährung auf Dauerbeobachtungsflächen (Kap. 6.3.7) nicht bestätigen.

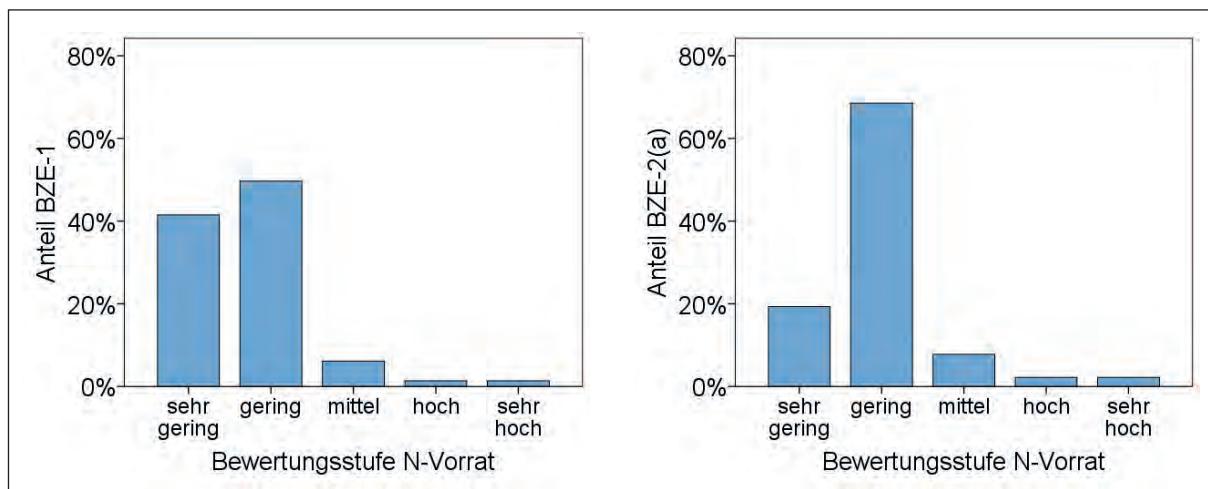


Abb. 6.3.4: Bewertung der Stickstoffvorräte im effektiven Wurzelraum (Auflage + Mineralboden bis 60 cm Tiefe) nach AK Standortskartierung (2016) in der BZE-1- und BZE-2(a)-Stichprobe

Tab. 6.3.2: Gegenüberstellung der Anteile der Bewertungsstufen von Kohlenstoff und Stickstoff für die BZE-1 und BZE-2(a)-Stichprobe

[%]	BZE-1		BZE-2(a)	
	C	N	C	N
sehr gering	49	41	5	19
gering	45	50	72	69
mittel	3	6	20	8
hoch	2	1	2	2
sehr hoch	1	1	2	2

### 6.3.3 C/N-Verhältnisse

Die Relation zwischen organisch gebundenem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff (C/N-Verhältnis) dient der Kennzeichnung der Humusqualität und ist ein Indikator für die biologische Aktivität in den Böden. Enge C/N-Verhältnisse lassen auf einen fortgeschrittenen Abbau der organischen Substanz in den betreffenden Humusschichten und Bodenho-

rizonten schließen. Je enger das C/N-Verhältnis ist, desto günstiger sind somit die Zersetzungsbedingungen sowie die Nährstoffmobilisierung aus dem Humus. Weitere C/N-Verhältnisse weisen indes auf ungünstige Bedingungen der Humusmineralisation, geringe Umsetzungsrationen und damit ggf. auf eine mangelhafte Stickstoffversorgung. Dabei wird davon ausgegangen, dass C/N-Verhältnisse >20 auf eine zunehmend eingeschränkte mikrobielle Aktivität hindeuten. Vom AK Standortskartierung (2016) werden dementsprechend für Mull und mullartigen Moder durchschnittliche C/N-Verhältnisse <20 angegeben, für Moder Werte von 20-26, rohhumusartigen Moder 25-31 und für Rohhumus 29-38. Extrem weite C/N-Verhältnisse sind natürlicherweise bei Podsolen und Hochmooren zu beobachten, besonders enge Werte häufig auf carbonathaltigen und hydromorphen Standorten. Auf natürlicherweise sauren Waldstandorten erlaubt das C/N-Verhältnis Rückschlüsse auf das Niveau eintragsbedingter N-Eutrophierung und damit ggf. verbundener Risiken.

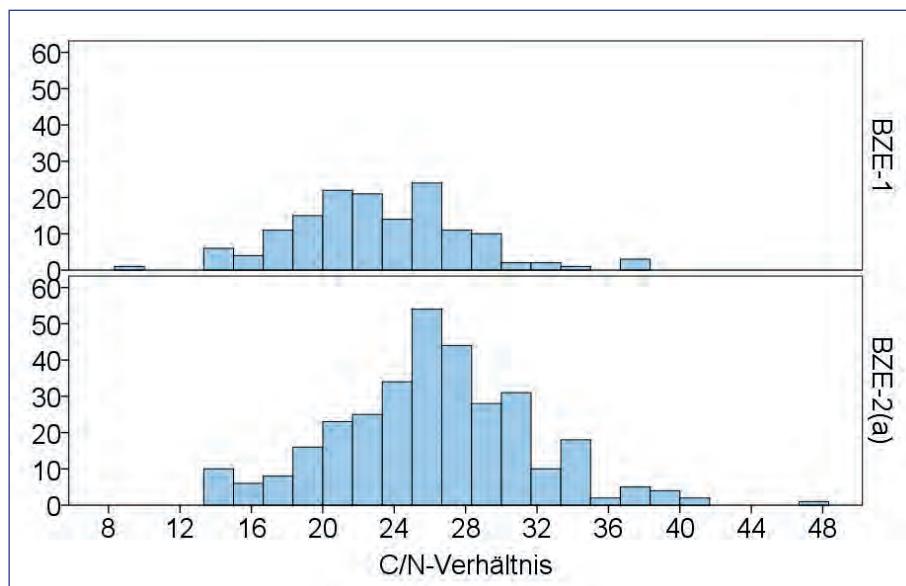


Abb.6.3.5: Histogramm der C/N-Verhältnisse in der Humaufklage bzw. bei Humusform Mull im Mineralboden in 0-5 cm Tiefe im Vergleich von BZE-1- und BZE-2(a)-Stichprobe

Generell werden für die Standortsbeurteilung die C/N-Verhältnisse der Humusauflage und des mineralischen Oberbodens herangezogen. Die Werte des tieferen Unterbodens sind aufgrund der insgesamt nur geringen C- und N-Gehalte kaum interpretierbar. Für die Praxis der Datengewinnung wie auch für die Interpretation der ggf. aggregierten Messwerte ist das konkrete Vorgehen bei dieser Aggregierung von Bedeutung. Bei der bundesweiten BZE I-Auswertung wurde die Referenztiefe für das C/N-Verhältnis humusformspezifisch ausgewählt. Bei Mull und mullartigem Moder wurde hierfür der mineralische Oberboden und bei allen anderen Humusformen die Humusauflage (Oh- oder Of+Oh-Schichten) zugrunde gelegt. Einen Vergleich der auf diese Art generierten Werte von BZE-1 und BZE-2(a) zeigt Abb. 6.3.5.

Aus den statistischen Kenngrößen in Tab. 6.3.3 gehen die Unterschiede zwischen verschiedenen Aggregationsansätzen anhand der brandenburgischen BZE-1- und BZE-2(a)-Stichprobe hervor. Zudem sind für die bessere Einordnung der brandenburgischen Daten auch die entsprechenden statistischen Kenngrößen des bundesweiten BZE-Kollektivs nach Andreae et al. (2016) angegeben. **Demnach variieren die C/N-Verhältnisse der Humusauflagen in Brandenburg aktuell überwiegend zwischen 20 und ca. 34 (10- bzw. 90-Perzentil). Gegenüber der BZE-1 – mit Werten zwischen ca. 18 und 29 – sind sie somit deutlich weiter geworden.** Dieses ergibt sich rechnerisch – wie dargestellt – aus der starken C-Vorratszunahme bei deutlich geringerer N-Vorratszunahme (Kap. 6.3.1, Kap. 6.3.2). Die Mediane in Höhe von 23,1 (BZE-1) bzw. 26,4 (BZE-2(a)) unterscheiden sich höchst signifikant (Mann-Whitney U-Test  $\alpha: < 0,001$ ). Auf Bundesebene sind die Unterschiede zwischen BZE I und

BZE II indes deutlich weniger stark ausgeprägt. In Brandenburg hat gegenüber dem Bundesdurchschnitt eine überdurchschnittliche Anreicherung von stickstoffärmerer organischer Substanz stattgefunden.

**Die Erweiterung der C/N-Verhältnisse kann zum einen mit sich verschlechternden Umsetzungsbedingungen infolge geringerer pH-Werte und Basensättigungen im Oberboden zusammenhängen. Zum anderen können darin Hinweise auf eine Abnahme der N-Einträge gegenüber dem Zeitraum vor der BZE-1 (1970er/1980er Jahre) gesehen werden.** Damals waren die C/N-Verhältnisse trotz saurer Bedingungen auch auf nährstoffarmen Sandstandorten vielfach durch Stickstoffeinträge eingeengt. Ein vergleichbares Bild zeigt die BZE-Auswertung von Mecklenburg-Vorpommern (Russ et al. 2011). Hier haben die C/N-Verhältnisse insbesondere bei sauren Podsolien und natürlicherweise mit weiten C/N-Verhältnissen ausgestatteten Humusformen wie Rohhumus und Graswurzelfilz-Moder deutlich zugenommen, was von den Autoren auf reduzierte atmogene Stickstoffeinträge zurückgeführt wird.

Bezüglich der Streuung der C/N-Verhältnisse unterscheiden sich die aktuellen bundes- und brandenburgweiten Stichproben nur wenig, wenngleich die Standorte in Brandenburg hinsichtlich des Medians und der 75- und 90-Perzentile zu höheren Werten tendieren. Dieses dürfte primär mit der Baumartenzusammensetzung in den Stichproben, speziell dem erhöhten Kiefernanteil in Brandenburg zusammenhängen.

Auch wenn für die Berechnung des C/N-Verhältnisses der oberste Mineralboden mit einbezogen wird, sind die Unterschiede zwischen BZE-1 und BZE-2(a) in

**Tab. 6.3.3: statistische Kennwerte der C/N-Verhältnisse von BZE-1 und BZE-2(a) in unterschiedlichen Tiefenbereichen sowie im Vergleich zur bundesweiten BZE-Stichprobe**

C/N	Auflage (BB)		Auflage (Bund)	
	BZE-1 (n=131)	BZE-2(a) (n=314)	BZE I (n=1824)	BZE II (n=1792)
Minimum	14,2	14,2	5,3	13,2
10-Perzentil	17,6	20,0	19,1	20,7
25-Perzentil	20,3	23,4	21,1	22,6
Median	23,1	26,4	23,5	24,7
75-Perzentil	26,1	30,0	26,1	27,3
90-Perzentil	29,0	33,7	28,7	30,4
Maximum	38,0	40,5	73,3	47,5

C/N	0 - 10 cm (BB)		Auflage - 10 cm (BB)	
	BZE-1 (n=147)	BZE-2(a) (n=321)	BZE-1 (n=147)	BZE-2 (n=321)
Minimum	8,3	12,2	9,4	12,3
10-Perzentil	14,4	16,7	15,7	17,6
25-Perzentil	17,3	19,2	18,4	21,3
Median	20,7	23,0	21,9	24,8
75-Perzentil	24,6	27,1	25,0	27,6
90-Perzentil	29,3	31,1	27,9	31,2
Maximum	33,4	45,4	35,0	39,2

Brandenburg signifikant (Tab. 6.3.3). Im oberen Mineralboden sind die C/N-Verhältnisse um einen Betrag von etwa 3 niedriger als in der Humusauflage. Dieses ist auf die unterschiedlichen Umsetzungsgrade der organischen Substanz zurückzuführen. In den folgenden stratifizierten Darstellungen und weiteren Auswertungen wird das aus den C- und N-Vorräten in Auflage und oberem Mineralboden (0-10 cm Tiefe) berechnete C/N-Verhältnis verwendet. Dessen Vorteil besteht darin, dass sich Standorte mit Mull und mullartigem Moder, bei denen kein Auflagematerial untersucht worden ist, gemeinsam mit Standorten, die Auflagehumusformen aufweisen, auswerten lassen ohne dass ein künstlicher Sprung zwischen den Auflage- und Mi-

neralbodenhumusformen entsteht. Zudem werden dadurch mögliche Grenzlinien-Artefakte vermieden, die bereits bei der Differenzierung zwischen Auflage und Mineralbodenhorizonten zum Zeitpunkt der Probenahme im Gelände entstehen können.

**Die Stratifizierung der C/N-Verhältnisse zeigt deutliche Abhängigkeiten von der standörtlichen Basenausstattung (Abb. 6.3.6).** Die weitesten Werte sind für **Podsole** bzw. für die **Stammnährkraftstufen A und Z** zu verzeichnen. **Hydromorphe Standorte** weisen enge C/N-Verhältnisse auf und liegen noch unter denen der Bodentypengruppe der **Lessivés**. Die **anthropogen überprägten Böden** weisen die höchsten C/N-Verhältnisse auf.

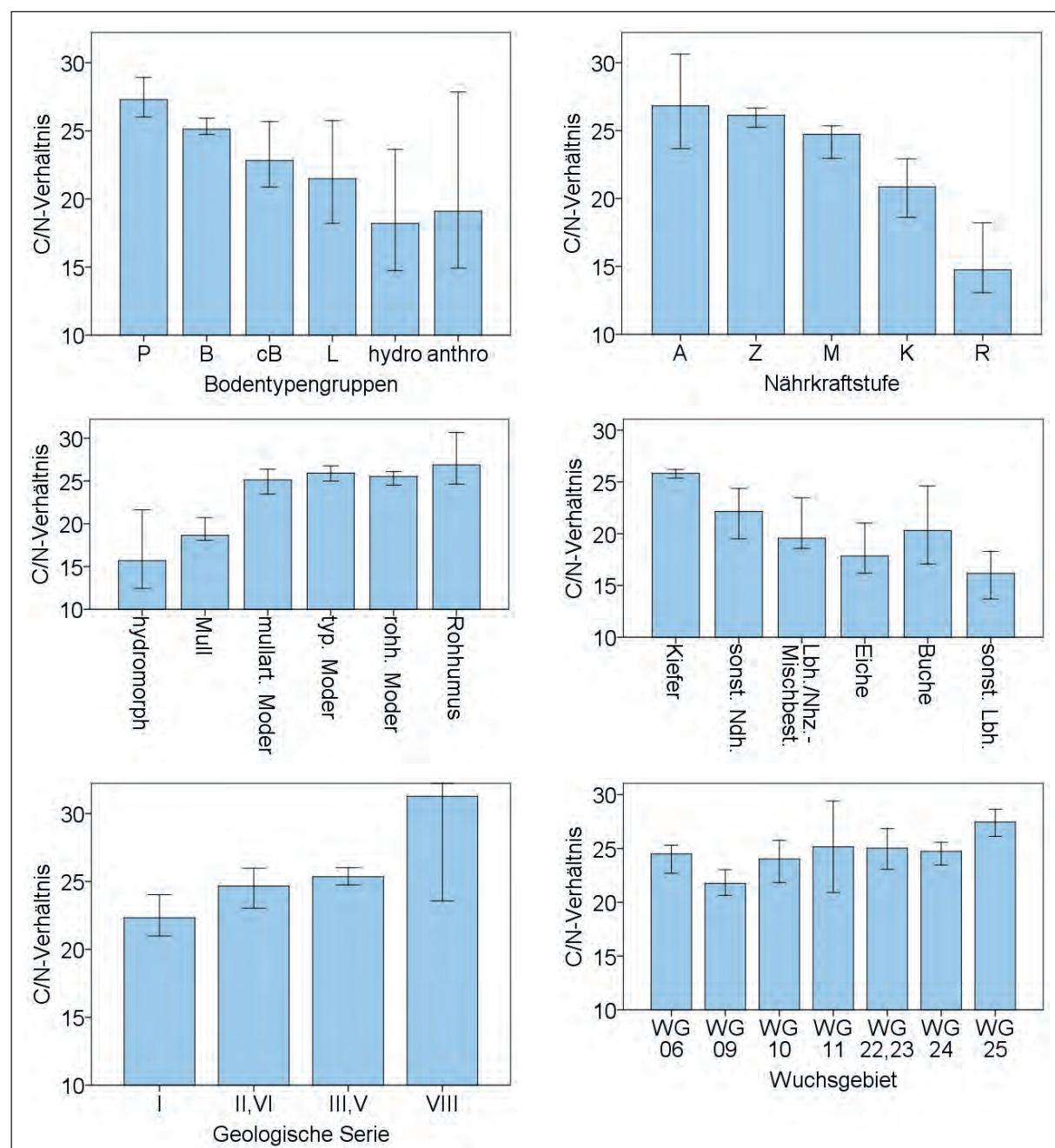


Abb. 6.3.6: Stratifizierte Darstellung des C/N-Verhältnisses für die Stichprobe der BZE-2(a) in Auflage bis 10 cm Tiefe nach Bodentypengruppe, Stammnährkraftstufe, morphologischer Humusform, Bestandestyp, Geologischer Serie und Wuchsgebiet (Mediane und 95 %-Konfidenzbereich; Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap.2.5.2, S.31)

te Streuung auf und sind bezüglich des Mittelwertes mit den hydromorphen Standorten vergleichbar. Die absolut engsten C/N-Verhältnisse sind mit einem Median von unter 15 auf **R-Standorten** zu verzeichnen.

Die Bedeutung des Basenhaushalts spiegelt sich auch in dem Befund wider, dass bei den jüngeren **Geologischen Serien** tendenziell engere C/N-Verhältnisse auftreten als bei den älteren, wobei sich die wenigen Standorte mit tertiären Ablagerungen (Serie VIII) deutlich von den anderen abheben. Auch die **Wuchsgebiete** unterscheiden sich nur wenig mit weiteren C/N-Verhältnissen im Bereich des basenarmen Düben-Niederlausitzer Altmoränenlandes (WG 25) und tendenziell engeren im Nordbrandenburger Jungmoränenland (WG 9).

Die Unterschiede der C/N-Verhältnisse zwischen den verschiedenen **Bestandestypen** bestätigen Literaturbefunde zur Reihung der Baumarten hinsichtlich ihrer Streuqualität (Fiedler 2001, Rörig & Bartsch 1992). Demnach weist die Streu von Nadelbäumen grundsätzlich weitere C/N-Verhältnisse auf als die von Laubbäumen. Für letztere ergibt sich nach Grüneberg (2016) die Reihung Bu>E>Edellaubholz, was anhand von Abb. 6.3.6 ebenfalls bestätigt wird. **Auffällig sind in der brandenburgischen BZE-Stichprobe die C/N-Verhältnisse unter Kiefer, die bei sehr geringer Streuung um den Mittelwert von ca. 26 deutlich weiter ausfallen, als die aller anderen Bestandestypen.**

**Unter natürlichen Bedingungen sind enge Zusammenhänge zwischen dem C/N-Verhältnis und der Humusform zu erwarten. Hingegen fällt in der brandenburgischen BZE-Stichprobe auf, dass sich die Humusformen vom mullartigen Moder bis zum Rohhumus keineswegs unterscheiden.** Auch wenn das C/N-Verhältnis getrennt für die Humusauflage und den oberen Mineralboden betrachtet wird (Abb. 6.3.7), ist keine Differenzierung zwischen diesen Humusformen zu erkennen. In der Tiefenstufe 0-10 cm weist der Rohhumus zwar etwas erhöhte Werte auf, der Unterschied zum typischen Moder ist aber auch hier aufgrund der größeren Streuung nicht signifikant. Eine wichtige Rolle bei dieser Nivellierung kann die Überlagerung der natürlichen Zusammenhänge durch atmogene N-Einträge spielen. Hierfür spricht der Befund, dass die C/P-Verhältnisse etwas stärker zwischen den unterschiedlichen Humusformen differenzieren als die C/N-Verhältnisse (Kap. 6.4.2). **Unter den derzeitigen Bedingungen kann angenommen werden, dass die Ausbildung der Humusform in Abhängigkeit von der biologischen Bodenaktivität vor allem eine Funktion der Bodenazidität ist, von der die Vitalität und Artenzusammensetzung des Edaphon abhängt. Stickstoff steht offensichtlich weiterhin in so großer Menge zur Verfügung, dass er sich nicht limitierend auf die Streumumsetzung auswirkt.**

Bei der stratenbezogenen Auswertung der Veränderung der C/N-Verhältnisse zwischen BZE-1 und BZE-

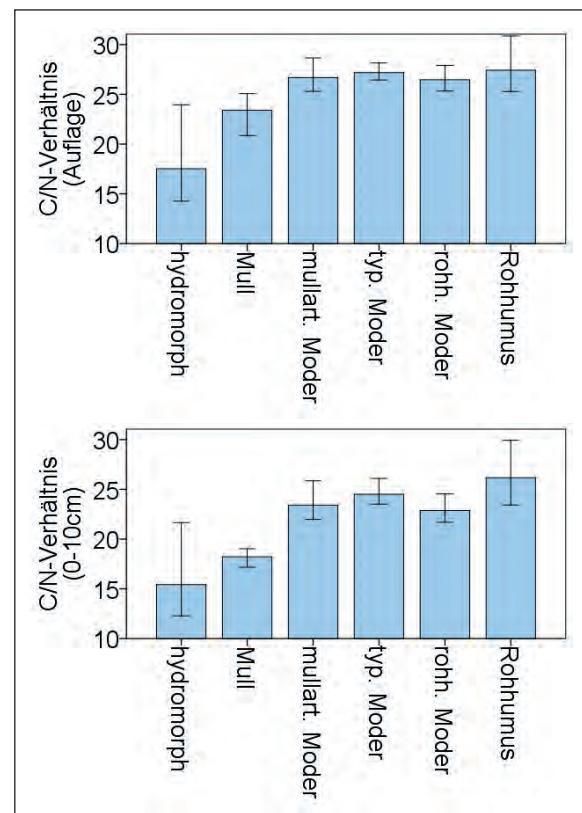


Abb. 6.3.7: Stratifizierung des C/N-Verhältnisses für die BZE-2(a)-Stichprobe in der Humusauflage sowie im oberen Mineralboden (0-10 cm Tiefe) nach morphologischer Humusform (Mediane und 95 %-Konfidenzbereich)

2(a) lassen sich nur schwache Unterschiede zwischen den Straten erkennen. Dieses ist insbesondere den zum Teil geringen Stichprobenumfängen in einzelnen Straten geschuldet. Etwas anschaulicher sind die Zusammenhänge in der gepaarten Stichprobe, wenn die Werte der beiden Inventuren punktbezogen gegenübergestellt werden (Abb. 6.3.8). **Auch in der gepaarten Stichprobe wird die grundsätzliche Einengung der C/N-Verhältnisse im Vergleich zu den für die jeweiligen Standorts- und Bestockungsverhältnisse zu erwartenden Werten deutlich. Ein Trend zur Rückkehr zu natürlicherweise, weiteren C/N-Verhältnissen lässt sich vor allem für Kiefernbestände beobachten.** Während diese zur BZE-1 noch überwiegend C/N-Verhältnisse von 20-30 aufwiesen, liegen sie bei der BZE-2 häufiger bereits zwischen 30-40. Bei den Buchen- und Eichenbeständen, deren C/N-Verhältnis zur BZE-1 unter 20 lag, sind die Zunahmen der Werte moderater und auch die Laubholz-Nadelholz-Mischbestände sowie die Sonstigen Laubholzarten haben sich mehrheitlich wenig verändert. Bei den Bodentypen lassen sich anhand von Abb. 6.3.8 keine eindeutigen Aussagen zu Unterschieden bei der Veränderung der C/N-Verhältnisse treffen. Bezuglich der Nährkraftstufe zeigt sich, dass die stärksten Zunahmen im Z-Bereich erfolgten, während sie bei K- und R-Standorten geringer sind. **Insgesamt wird somit sichtbar, dass die Erweiterung der C/N-Verhältnisse zwischen BZE-1 und BZE-2 umso stärker ist, desto weiter die Werte schon bei der**

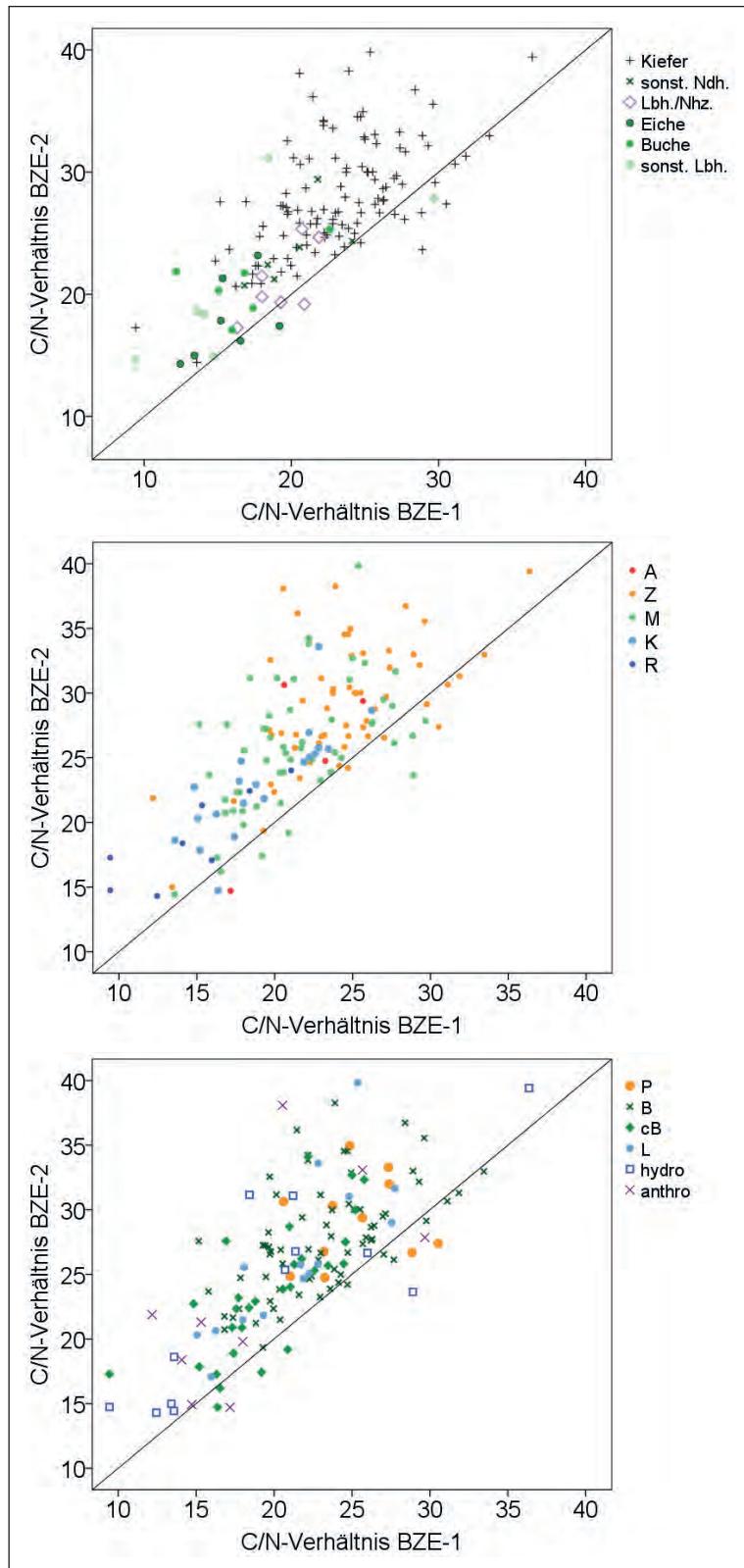


Abb. 6.3.8: Streudiagramme der C/N-Verhältnisse (Humusaufgabe bis 10 cm Tiefe) zur BZE-1 und BZE-2 stratifiziert nach Bestandestyp, Stammnährkraftstufe und Bodentypengruppe (Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S. 31)

Erstinventur waren. Die natürlicherweise zu erwartenden Unterschiede zwischen basenarmen Kiefernbeständen und reichereren Laubholzbeständen sind somit aktuell wieder ausgeprägter als zur Zeit der BZE-1. Man kann also davon ausgehen, dass der Stickstoffzustand aktuell naturnäher ist als er zur Erstinventur war.

Die regionale Betrachtung der Veränderungen anhand der Kartogramme in Abb. 6.3.9 und Abb. 6.3.10 bestätigt, dass die relativen Ausprägungen der Werte anhand der dargestellten Percentile zwischen BZE-1 und BZE-2(a) erhalten bleiben, d. h. das grobe räumliche Muster sich zwischen den Inventuren nicht verändert hat. Lediglich die

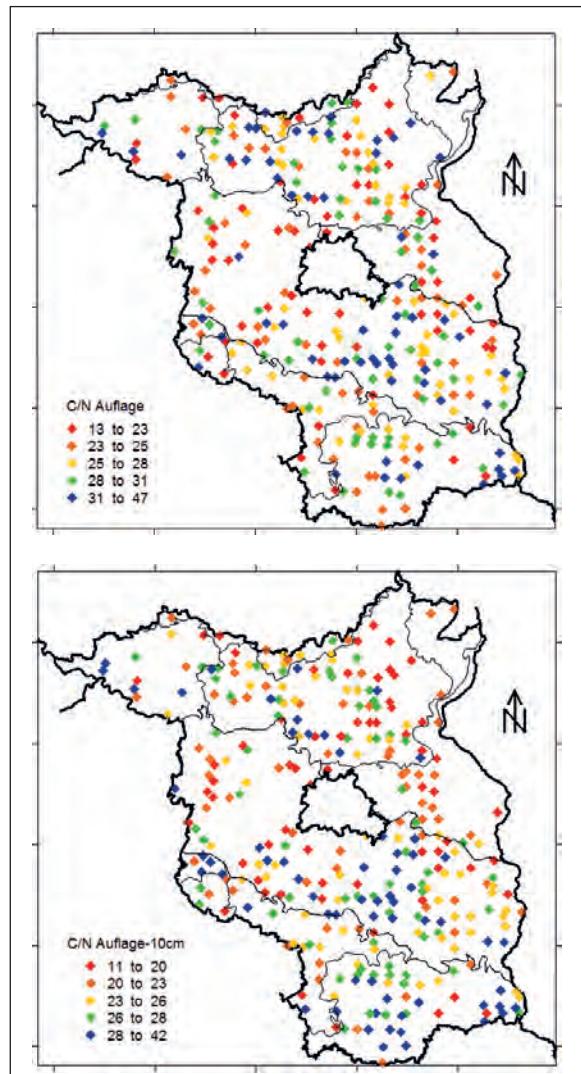


Abb. 6.3.9: Kartogramm der Quintile der C/N-Verhältnisse in Humusaufgabe und Mineralboden bis 10 cm Tiefe für die BZE-2(a)-Stichprobe

**absolute Spanne zwischen den höchsten und niedrigsten Werten hat sich – insbesondere nach oben – ausgeweitet.** In beiden Inventuren befinden sich gehäuft Punkte mit engen C/N-Verhältnissen im jungpleistozänen nördlichen bzw. nordöstlichen Brandenburg. Neben den nährstoffreicherem Böden und häufigeren Buchen- sowie unterbauten Kiefernbeständen, die sich günstig auf die Streuqualität auswirken, ist in dieser Region zudem von höheren N-Einträgen aus der Landwirtschaft auszugehen. Im altpleistozänen Süden Brandenburgs treten indes in Kohärenz mit überwiegend nicht unterbauten Kiefernbeständen auf ärmeren Standorten vor allem weite C/N-Verhältnisse in Erscheinung. Diese Zusammenhänge zeigen sich anhand der Werte für die Humusaufgabe und in noch deutlicherem Maße für die von Aufgabe und Mineralboden bis 10 cm Tiefe.

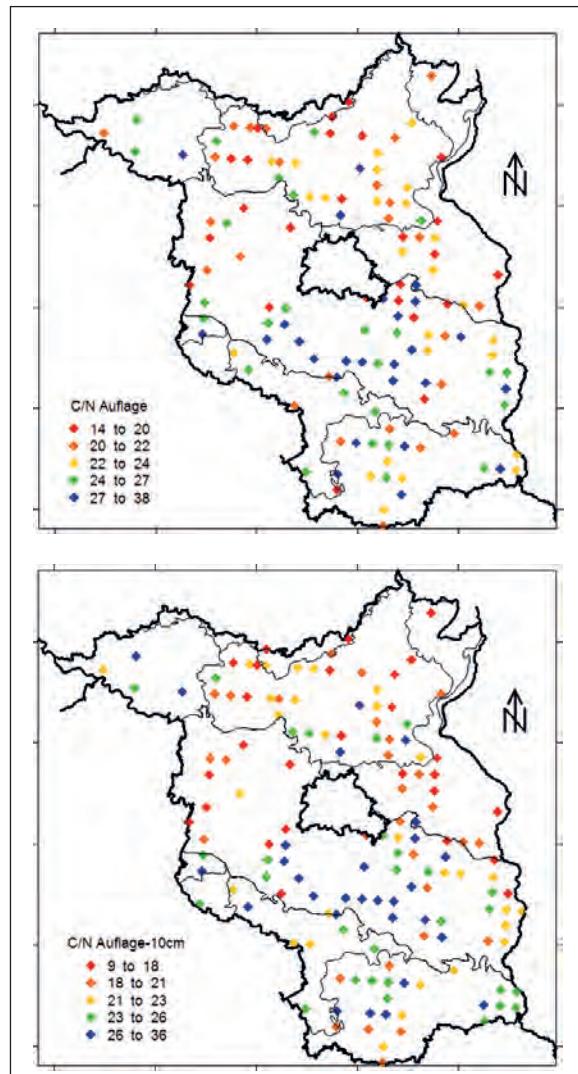


Abb. 6.3.10: Kartogramm der Quintile der C/N-Verhältnisse in Humusaufgabe und Mineralboden bis 10 cm Tiefe für die BZE-1-Stichprobe

#### 6.3.4 Nitrat im Sickerwasser

Aus der Nitratbelastung des Sicker- und Grundwassers können Probleme bei der Trinkwasserversorgung in der erforderlichen Qualität resultieren. Zudem geht die Auswaschung von Nitrat mit einem entsprechenden irreversiblen Verlust an basischen Kationen einher. Im Rahmen der BZE-2(a) wurde daher die Analyse der Nitratkonzentration im wässrigen 1:2-Bodenextrakt (GAFA 2005) anhand einer unterhalb des Wurzelraumes entnommenen Bodenprobe mit dem Ziel durchgeführt, zusätzliche Informationen zur Nitrat-Retentionsfunktion der Böden zu gewinnen und eine mögliche Stickstoffsättigung der Waldökosysteme zu erkennen. Die Nitratkonzentrationen unterhalb des Wurzelraumes können nach ökologischen Richtwerten und gängigen Standards der Boden- und Wasserreinhaltung klassifiziert werden. Mit Hilfe von Wasserhaushaltsmodellen lassen sich anhand der Konzentrationswerte zudem Nitrat-Austragsraten grob abschätzen. Diese ermöglichen vor allem eine Beurteilung der Stickstoffsättigung der Bö-

den. Des Weiteren vermitteln die berechneten Flüsse auch einen Eindruck des mit der Nitratauswaschung einhergehenden Verlusts basischer Kationen.

Durch den seit Jahrzehnten überhöhten N-Eintrag in die Waldökosysteme hat sich deren Aufnahmefähigkeit für Stickstoff teilweise so reduziert, dass Nitrat mit dem Sickerwasser zunehmend aus dem System wieder abgegeben wird. In der Waldschadensforschung wurde in diesem Zusammenhang der Begriff der „Stickstoffsättigung“ geprägt (Aber et al. 1989). Hinweise auf Stickstoffsättigung bestehen demnach, wenn die eingetragenen Stickstoffmengen und die Netto-N-Mineralisation weder in Mehrzuwachs noch im Humus gespeichert werden können und eine verstärkte Nitratauswaschung erfolgt. Direkte Messungen von Stickstoffausträgen werden seit Jahren auf den Intensivmessflächen des forstlichen Umweltmonitorings (Level II-Programm) realisiert. Nach Riek et al. (2016) wurden im Beobachtungszeitraum von 1999-2015 kritische N-Konzentrationen hinsichtlich Vegetationsveränderungen von Nadelwald auf der historisch am stärksten von atmogenen Stickstoffeinträgen belasteten Level II-Fläche 1204 von 88 % aller Messungen überschritten. Bei den anderen Level II-Flächen treten entsprechende Überschreitungen bei 21 % (Fläche 1203), 42 % (Fläche 1205) oder 69 % (Fläche 1202) aller Messwerte auf. Zwischen der atmogenen N-Belastung und der N-Konzentration im Sickerwasser kann ein grundsätzlicher Zusammenhang angenommen werden, der durch die gegebenen Standorts- und Bestockungsbedingungen modifiziert wird.

Im Rahmen einer Momentaufnahme, wie sie die Bodenzustandserhebung im Wald darstellt, ist es schwierig, Aussagen zum N-Sättigungsgrad der Ökosysteme zu treffen, da der Stickstoffaustrag zeitlich stark schwankt und es zur kurzzeitigen Nitratverlagerung mit dem Sickerwasser auch unter natürlichen Bedingungen immer wieder durch interne Umsetzungsprozesse, beispielsweise bei Wiederbefeuchtung des Bodens nach einer längeren Trockenphase, kommen kann. **Um einheitliche und zugleich möglichst eng an den tatsächlichen Nitratkonzentrationen zum Zeitpunkt der Tiefensickerung unter Feldbedingungen orientierte Konzentrationen zu erhalten, wurden die im wässrigen 1:2-Bodenextrakt gemessenen Nitratkonzentrationen auf den Wassergehalt der Bodenlösung umgerechnet. Als Wassergehalt zum Zeitpunkt der Sicherung wurde der arithmetische Mittelwert der Wassergehalte bei Feldkapazität und Wassersättigung (Gesamtporenvolumen) angenommen. Diesem Ansatz liegt die Annahme zugrunde, dass zum Zeitpunkt der Sicherung insbesondere unter brandenburgischen Standortsverhältnissen – bedingt durch Makroporenfluss und bevorzugte Wasserleitbahnen – ein erheblicher Teil des Grobporenvolumens mit Wasser gefüllt ist.**

Die Feldkapazität, bezogen auf den Wassergehalt beim Feuchteäquivalent, wurde mit dem tabellierten Ansatz von Renger et al. (2009) aus Bodenart, Humusgehalt und Trockenrohdichte bestimmt. Der Wassergehalt bei

Wassersättigung wurde dem Gesamtporenvolumen gleichgesetzt und nach Gleichung (1) aus Trockenrohdichte und Humusgehalt berechnet. Für die Dichte der mineralischen Festsubstanz wurden  $2,65 \text{ g/cm}^3$  und für die Festsubstanzdichte der organischen Substanz  $1,50 \text{ g/cm}^3$  angenommen. Die Nitratkonzentration in der Bodenlösung berechnet sich dann entsprechend Gleichung (2) aus Trockenrohdichte, Feldkapazität, Gesamtporenvolumen und der Nitratkonzentration in der Aufschlusslösung. Die Abschätzung der jährlichen Nitratausträge in das Grundwasser wurde aus der Nitratkonzentration in der Bodenlösung und der jährlichen Sickerwasserrate nach Gleichung (3) vorgenommen. Die jährliche Sickerwasserrate wurde mit dem Simulationsmodell TUB-BGR (Wessolek et al. 2008, 2009) ermittelt. Die ausführliche Beschreibung des methodischen Vorgehens bei der Wasserhaushaltsmodellierung mit Angaben zu den verwendeten Modelleingangsgrößen findet sich im Waldbodenbericht Band 1 (Kap. 2.5.3, S. 35).

$$(1) \text{ GPV} = 100 - [\text{TRD}_{\text{ges}} * (1.15 * \text{HUM} + 150)] / 3.975$$

$$(2) \text{ NO}_3_{\text{BL}} = (200 * \text{TRD}_{\text{ges}} * \text{NO}_3_{1:2}) / [(\text{FK} + \text{GPV}) / 2]$$

$$(3) \text{ NO}_3_{\text{SWR}} = \text{SWR} * \text{NO}_3_{\text{BL}} / 100$$

$\text{TRD}_{\text{ges}}$	= Trockenrohdichte des Mineralbodens [ $\text{g/cm}^3$ ]
$\text{GPV}$	= Gesamtporenvolumen [Vol.-%]
$\text{HUM}$	= Humusgehalt [Gew.-%]
$\text{FK}$	= Feldkapazität beim Feuchteäquivalent [Vol.-%]
$\text{NO}_3_{\text{BL}}$	= Nitratkonzentration in der Bodenlösung [ $\text{mg/l}$ ]
$\text{NO}_3_{1:2}$	= Nitratkonzentration in der Aufschlusslösung [ $\text{mg/l}$ ]
$\text{SWR}$	= jährliche Sickerwasserrate [ $\text{mm/a}$ ]
$\text{NO}_3_{\text{SWR}}$	= jährlicher Nitrataustrag in das Grundwasser [ $\text{kg/ha/a}$ ]

Eine Gegenüberstellung der so ermittelten Konzentrationen in der Bodenlösung und der Austragsraten von Nitrat zeigt Abb. 6.3.11. Anzeichen für Stickstoffsättigung von Waldökosystemen werden in der Literatur bei Nitratkonzentrationen im Unterboden gesehen, die über  $2,5$  bis  $10 \text{ mg/l}$  liegen sowie bei N-Austrägen von mehr als  $5 \text{ kg/ha/a}$  (Mellert et al. 2005, Riek & Wolff 2007). Im Rahmen des Critical Load-Ansatzes geht man in Abhängigkeit von Bestandestyp und mittlerer Jahrestemperatur von natürlichen N-Austrägen unter Wald für das Gebiet der EU in der Größenordnung von  $0,5$  bis  $4 \text{ kg/ha/a}$  aus (Nagel & Gregor 1999; UN ECE/CCE 1993). In Abb. 6.3.11 sind die Schwellen für Nitratkonzentrationen von  $2,5 \text{ mg/l}$  und  $10 \text{ mg/l}$  sowie für Austräge  $>5 \text{ kg/ha/a}$  durch Linien markiert. Zwischen Nitrat-Konzentration und -Austrag besteht im beidseitig logarithmischen Maßstab ein linearer Zusammenhang, wie aufgrund der Abschätzung der Austräge als Produkt von  $\text{NO}_3$ -Konzentration und Sickerwasserrate zu erwarten ist.

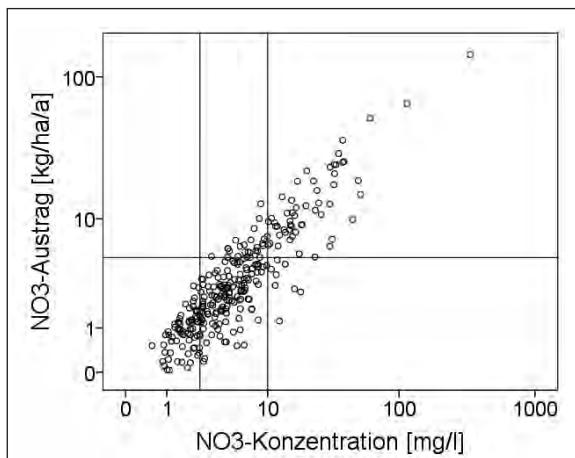


Abb. 6.3.11: Gegenüberstellung von Nitratkonzentration im Untergrund (1:2-Bodenextrakt) und modelliertem Nitrataustrag; Punkte der BZE-2(a)-Stichprobe mit Sickerwasserraten >0 mm/a (n=291); markierte Schwellenwerte: 2,5 mg/l bzw. 10 mg/l sowie 5 kg/ha/a

Die Häufigkeitsverteilungen der  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen in der Bodenlösung und der  $\text{NO}_3$ -Austräge sind in Abb. 6.3.12 dargestellt. Die Streuung der Werte ist sehr weit, sodass ihre Darstellung im Histogramm im logarithmischen Maßstab erfolgt. Insbesondere bei Nassstandorten, wo Torfe aktuell vermutlich der Vererdung unterliegen, sind Extremwerte der Nitratkonzentration >100 mg/l zu verzeichnen. Hier sind die Sickerraten jedoch sehr gering bis deutlich negativ. Die höchsten  $\text{NO}_3$ -Austragsraten werden daher für terrestrische Standorte ermittelt. Die Mehrheit der  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen bewegt sich zwischen 1,6 mg/l und 24,9 mg/l (10- bzw. 90-Perzentil). Die durchschnittliche Konzentration liegt bei 4,8 mg/l (Median). Für die modellierten Austräge mit dem Sickerwasser wird ein Median von 2,3 kg/ha/a ermittelt, wenn die gesamte BZE-2(a)-Stichprobe inklusive der Standorte mit negativen Sickerraten und damit rechnerischer Nitrateinwaschung aus dem Grundwasser berücksichtigt wird. In dieser Gesamtstichprobe variieren die Werte überwiegend zwischen 0,10 kg/ha/a und 10,0 kg/ha/a (10- bzw. 90-Perzentil).

Die Stratifizierung der  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen im Sickerwasser nach Bodentypengruppe, Stammnährkraftstufe, morphologischer Humusform und Bestandestyp geht aus Abb. 6.3.13 hervor. Bezuglich Geologischer Serie und Wuchsgebiet (ohne Darstellung) ergeben sich keine Unterschiede zwischen den Straten, was sich auch im Kartogramm der Werte widerspiegelt: es sind keinerlei regionale Muster der Nitratkonzentrationen zu erkennen (Abb. 6.3.14).

Aus Abb. 6.3.13 wird die Bedeutung des Abbaus von organischer Substanz bei hydromorphen **Humusformen** für die Nitratfreisetzung deutlich. Hier treten bei großer Streuung maximale  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen auf, während sich die Mittelwerte von Mull bis Rohhumus kaum unterscheiden. Bei der Stratifizierung nach **Bodentypengruppen** liegen die hydromorphen Standorte und anthropogen überprägten Böden bei

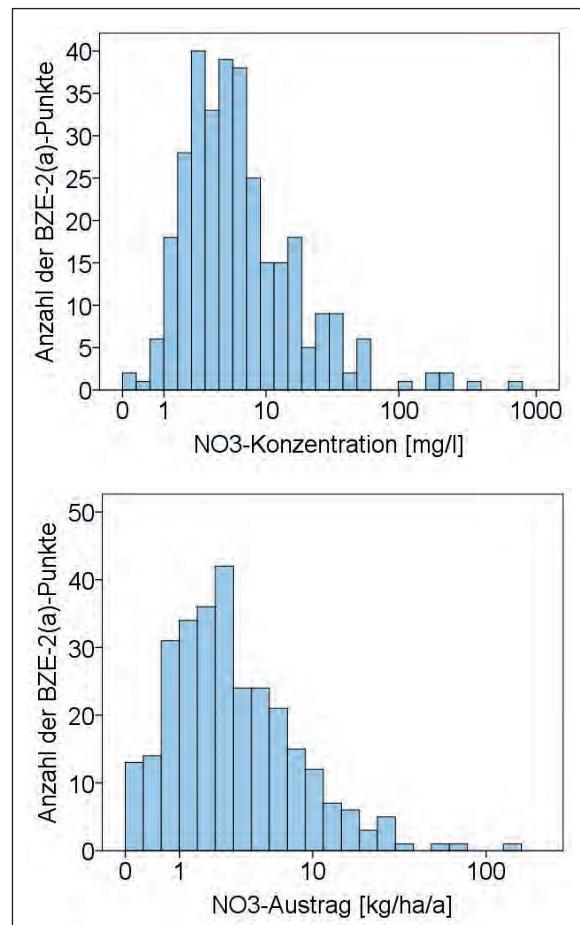


Abb. 6.3.12: Nitrat-Konzentration im Untergrund (1:2-Bodenextrakt) aller BZE-2(a)-Punkte (n=317) sowie Nitrat-Austrag mit dem Sickerwasser (nur Punkte mit positiver Sickerrate; n=291)

großer Streuung besonders hoch. Bei ersteren ergibt sich eine erhöhte Stickstoffbelastung ggf. durch Vererdungsprozesse von Torfen nach Grundwasserabsenkung. Bei den anthropogenen Substraten kommen für die erhöhte Nitratkonzentration unterschiedliche Ursachen in Frage, die im Einzelfall zu klären sind. Bei den bodenbiologisch wenig aktiven sauren Braunerden und Podsolen sind die mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser aufgrund geringer Mineralisationsraten und dem Stickstoffbedürfnis der Pflanzen niedrig. In gleicher Größenordnung liegen die Durchschnittswerte bei den Lessivés, wo der Stickstoff offensichtlich ebenfalls noch ausreichend in die organische Masse eingebunden werden kann. Auch bei der Stratifizierung nach **Stammnährkraftstufen** spiegeln die tendenziell zunehmenden Werte von A- zu R-Standorten die Abhängigkeit von der standörtlichen Nährstoffversorgung wider, wobei sich die stark erhöhten Werte der R-Standorte durch die Kohärenz zu den Nassstandorten ergeben. Bei den K-Standorten ist gegenüber den A- bis M-Standorten von einer natürlicherweise besseren Stickstoffversorgung und höheren Nitrifikationsrate sowie einer höheren Retentionskapazität für Nitrat gegenüber ärmeren Böden auszugehen. Die große Streuung bei den K-Standorten, bedingt durch einige besonders hohe Werte,

erklärt sich möglicherweise durch die räumliche Häufung der Waldbestände auf besseren Standorten in landwirtschaftlich intensiv genutzter Umgebung und den damit verbundenen höheren Stickstoffsieinträgen. Hinsichtlich der **Bestandestypen** fallen die Sonstigen Laubholzbestände durch hohe NO<sub>3</sub>-Konzentrationen

auf. Hierbei handelt es sich überwiegend um Erlenbestände auf Nassstandorten. Aufgrund der großen Streuungen unterscheiden sich alle anderen Bestockungstypen statistisch nicht signifikant voneinander, wenngleich auffällig hohe Werte bei großer Streuung für Eichenbestände ermittelt werden.

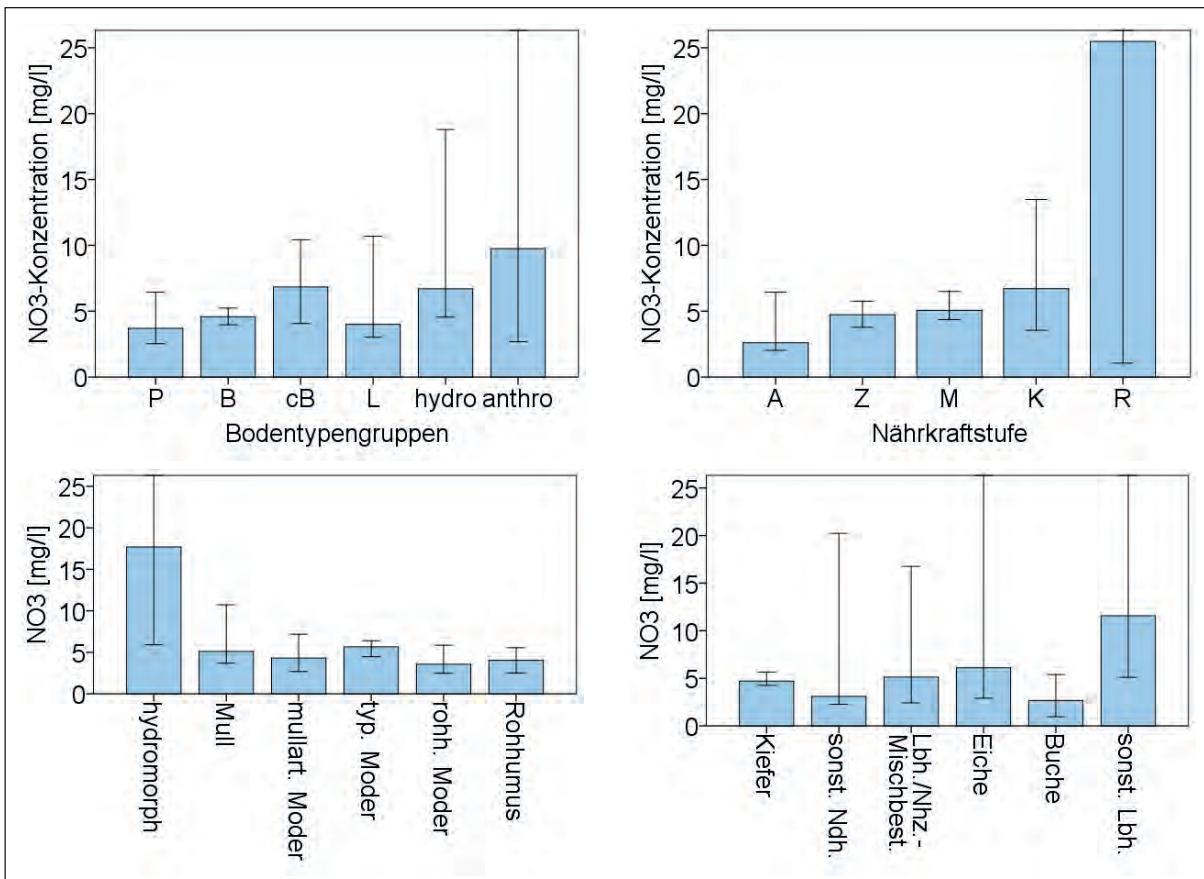


Abb. 6.3.13: Nitratkonzentration im Untergrund (1:2-Bodenextrakt) stratifiziert nach Bodentypengruppe, Stammnährkraftstufe, morphologischer Humusform und Bestandestyp (Mediane und 95 %-Konfidenzbereich; Erläuterung der Straten: vgl. Waldbo-denbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S. 31)

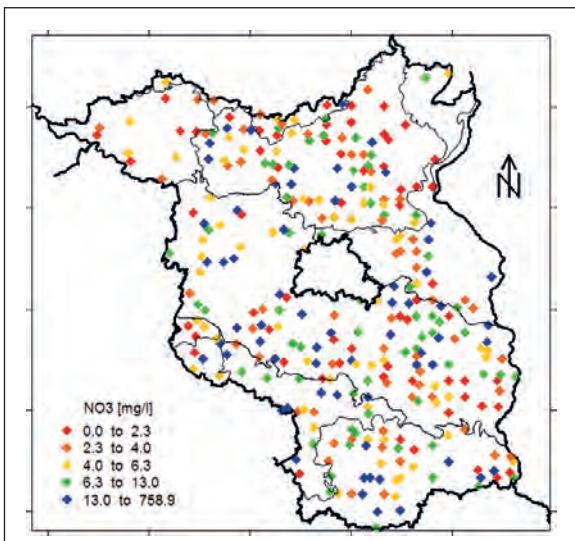


Abb. 6.3.14: Kartogramm der Quintile der Nitratkonzentration im Untergrund (1:2-Bodenextrakt)

Zur Bewertung der berechneten Nitratkonzentrationen und Austragsraten wurden die von Mellert et al. (2005) und Riek & Wolff (2007) zusammengestellten Grenzwerte aus Richtlinien für die Trinkwasserqualität und Belastungsgrenzen für Waldökosysteme aus der Literatur verwendet. Mit Nitratkonzentrationen <2,5 mg/l weisen 23 % der BZE-Punkte eine einwandfreie Sickerwasserqualität ohne Anzeichen einer N-Sättigung auf. Der Schwerpunkt der ermittelten Konzentrationen befindet sich mit einem Anteil von 52 % im Bereich von 2,5-10 mg/l. Hier sind die Werte als erste Hinweise für einen N-Überschuss im Stickstoffkreislauf zu deuten. Sie liegen jedoch noch unterhalb des Grenzwertes für Trinkwasser mit erhöhten Anforderungen, der sich entsprechend der Mineral- und Tafelwasserverordnung auf 10 mg/l beläuft (Min/TafelWV 2014). Mit Konzentrationen >10 mg/l liegen 25 % der Punkte in einem Wertebereich, für den nach Mellert et al. (2005) Stickstoffsättigung des Standortes zunehmend wahrscheinlich wird. Bei 4 % der BZE-Stichprobe wird der aktuelle Grenzwert der Trinkwasserverordnung (TrinkwV

2013) von 50 mg/l überschritten. Bewertet anhand der Nitrausträge mit dem Sickerwasser weisen 26 % der Punkte Stickstoffsättigung auf niedrigem Niveau (5-15 kg/ha/a) auf. Bei 6 % der Punkte ist von einer N-Sättigung auf hohem Niveau (>15 kg/ha/a) auszugehen. Insgesamt kann somit auf der Grundlage der Nitratkonzentrationen im wässrigen 1:2-Bodenextrakt davon ausgegangen werden, dass auf etwa einem Viertel der Waldfläche Brandenburgs keine Hinweise auf eine Stickstoffbelastung bestehen. Auf ebenfalls einem Viertel der Fläche ist nach den Schwellenwerten der hier verwendeten Bewertungsgrundlagen von einer erhöhten Nitratverlagerungsgefahr auszugehen, die zu einem Belastungspotenzial für das Grundwasser und einem erhöhten Risiko der Bodenversauerung führt. Etwa die Hälfte der Waldfläche befindet sich in einem intermediären Übergangsbereich mit gegenüber natürlichen Systemen erhöhten Nitratkonzentrationen und -frachten.

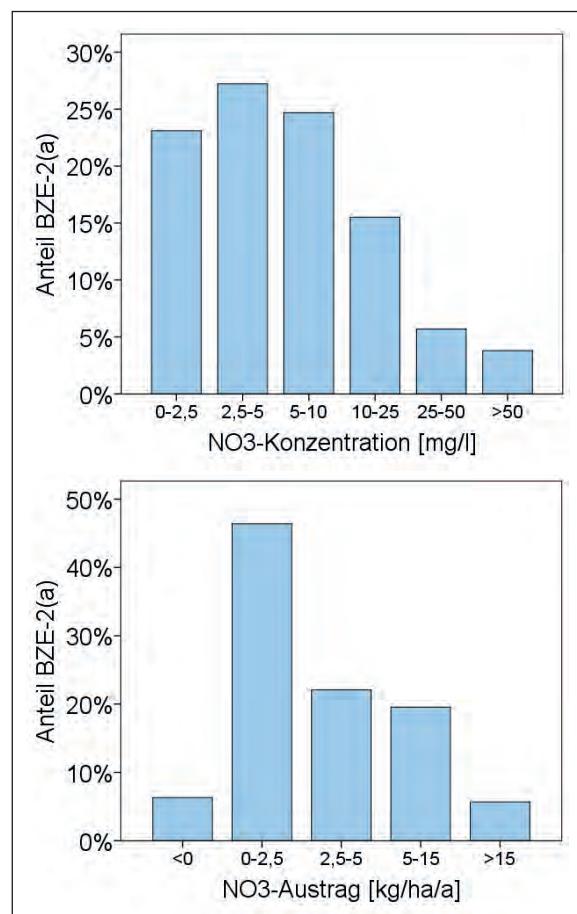


Abb. 6.3.15: Nitrat-Konzentration im Untergrund und Nitrat-Austrag mit dem Sickerwasser (1:2-Bodenextrakt) aller BZE-2(a)-Punkte klassifiziert nach Mellert et al. (2005)

Die Abhängigkeit der genannten Bewertungsstufen von Bestandestyp und Stammnährkraftstufe lässt sich anhand von Tab. 6.3.4 erkennen. Wie bereits erläutert, treten die höchsten Nitratgehalte bedingt durch mögliche Humusmineralisierung unter Nassstandorten auf. Diese Stichprobe überschneidet sich mit den in Tab. 6.3.4 dargestellten R-Standorten bzw. den Sons-

tigen Laubgehölzen (überwiegend Erlenbestände), wodurch sich deren maximale Anteile in den Klassen >10 mg/l NO<sub>3</sub> erklären. Bei den terrestrischen Standorten sind insbesondere bei besserer Nährkraftstufe (K und M) erhöhte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser zu verzeichnen. Auffällig sind die vergleichsweise geringen Anteile kritischer Bewertungsstufen bei der Baumart Buche, die offensichtlich am ehesten in der Lage ist, das durch N-Deposition erhöhte Stickstoffangebot zu nutzen und in die Biomasse einzubauen. Dies sollte für waldbauliche Lösungen bei der Umwandlung von Kiefernbeständen in naturnahe Mischwälder berücksichtigt werden. Andererseits ist ebenso auffällig, dass die Baumart Kiefer nach der Buche bereits an zweiter Stelle hinsichtlich nicht kritischer Nitratkonzentrationen steht. Da die Kiefer im Vergleich zu den Laubbaumarten geringere Stickstoffmengen zu fixieren vermag, wären bei hoher atmogener N-Belastung kritische Sickerwasserkonzentrationen hier häufiger zu erwarten. In den vorliegenden Befunden deutet sich daher an, dass die N-Einträge überwiegend durch den Mehrzuwachs der Kiefernbestände fixiert werden können. Zudem wurden bisher aber auch größere Stickstoffmengen als organische Substanz im Boden zurückgehalten, worauf die zu verzeichnenden Zunahmen der Humusvorräte (Kap. 6.2.3) hindeuten. Dieses betrifft nach Tab. 6.3.4 knapp 80 % der Kiefernbestände.

Tab.6.3.4: Prozentuale Anteile der Stammnährkraftstufen sowie der Bestandestypen in den Klassen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (wässriger 1:2-Bodenextrakt)

NO <sub>3</sub> [mg/l]	A	Z	M	K	R
0-2,5	42,9	26,9	15,7	22,2	21,4
2,5-5	21,4	26,2	33,3	25,0	7,1
2,5-10	28,6	28,3	25,5	11,1	14,3
10-25	7,1	13,8	16,7	27,8	7,1
25-50	0,0	4,8	5,9	5,6	14,3
>50	0,0	0,0	2,9	8,3	35,7

NO <sub>3</sub> [mg/l]	Kiefer	sonst. Ndh.	Lbh./Ndh.-Mischbest.	Eiche	Buche	sonst. Lbh.
0-2,5	23,2	33,3	25,0	13,3	45,5	13,6
2,5-5	29,5	25,0	25,0	13,3	36,4	9,1
2,5-10	27,0	16,7	18,8	26,7	18,2	13,6
10-25	14,3	8,3	18,8	20,0	0,0	27,3
25-50	4,6	0,0	12,5	20,0	0,0	9,1
>50	1,3	16,7	0,0	6,7	0,0	27,3

Ein Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a) hinsichtlich der Nitratkonzentrationen ist nicht möglich, da das Verfahren des 1:2-Bodenextraktes erst bei der Wiederholungsinvetur verbindlich eingeführt worden ist. Ein möglicher Ansatz für einen Vergleich auf Basis geschätzter BZE-1-Nitratwerte und BZE-2-Daten wurde von Riek (2009) vorgestellt. Bei diesem Ansatz wurde die Wahrscheinlichkeit einer Stickstoffbelastung anhand der BZE-2-Daten mit Hilfe einer **Diskriminanzanalyse** ermittelt. Die N-Belastung wurde hierbei an

Nitratkonzentrationen im Untergrund >10 mg/l sowie Stickstoffausträge >4 kg/ha/a festgemacht. Als geeignete Modelleingangsrößen erwiesen sich der pH-Wert in 0-5 cm Tiefe sowie die C/N-Verhältnisse in der Humusauflage und in 0-30 cm Tiefe. Ein erhöhtes Risiko für Stickstoffbelastung (Eintrittswahrscheinlichkeit >50 %) ergab sich in dieser Analyse für ca. 25 % der grundwasserfernen BZE-2-Standorte, ein besonders hohes Risiko (Eintrittswahrscheinlichkeit >80 %) für ca. 6 % der Stichprobe. Entsprechende Risikowerte konnten nun auch für die BZE-1-Stichprobe berechnet werden. Im Ergebnis zeigt sich, dass das Risiko für erhöhte Nitratauswaschung bzw. Stickstoffsättigung seit Durchführung der BZE-1 stark abgenommen hat. So wurde für die BZE-1-Stichprobe ein besonders hohes Risiko für Stickstoffbelastung für ca. 58 % der Standorte berechnet (BZE-2: 6 %). Hierin bestätigen sich Publikationen zur Stickstoffsituation in den 1980er Jahren, wonach die damalige überregionale Belastung durch den „Schadfaktor Stickstoff“ eine extrem destabilisierende und in letzter Konsequenz bis zum Absterben von Beständen gehende Wirkung in den brandenburgischen Kiefernforsten zeigte (Heinsdorf 2007). Dieses könnte aktuell allenfalls noch sehr lokal begrenzt in Emittentennähe der Fall sein. Das BZE-Raster als Teil eines flächenrepräsentativen Stichprobenansatzes ist zur Identifizierung solcher Hot-spots jedoch nicht ausgerichtet.

### 6.3.5 Critical Loads und deren Überschreitungen

Zur Abschätzung des langfristigen Gefährdungspotenzials von Waldstandorten durch atmogene Schadstoffeinträge können sog. Critical Loads berechnet werden (Nagel & Gregor 1999). Für eutrophierenden Stickstoff lassen sich diese kritischen Belastungsgrenzen nach Spranger et al. (2004) anhand der sich potenziell einstellenden Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser standortsspezifisch ermitteln. Die Critical Loads entsprechen dann den Stickstoffdepositionen, die bei langfristiger Betrachtung zum Erreichen der jeweiligen kritischen Konzentration in der Bodenlösung führen können. Bei der Berechnung werden Schätzungen zur Aufnahmerate von Stickstoff im Baumbestand bzw. zum N-Entzug mit der Holzernte, der N-Immobilisierung durch Festlegung im Boden, der Denitrifikation sowie dem dauerhaft tolerierbaren N-Austrag mit dem Sickerwasser berücksichtigt. Unterschreiten die tatsächlichen Stickstoffeinträge die ermittelten Critical Loads so sind nach bisherigem Wissensstand schädliche Veränderungen der Ökosysteme langfristig (100 Jahre) nicht zu erwarten. Ist die standörtliche Deposition höher als die ermittelte Belastungsgrenze (Critical Load-Überschreitung) sind langfristig Gefährdungen des Ökosystems möglich.

Für die brandenburgischen BZE-Punkte liegen im bundesweiten BZE-Datensatz sowohl Critical Loads als auch Critical Load-Überschreitungen für die Jahre 1990, 2007 und 2015 vor. Grundlage für deren Ableitung bilden, neben den aus der BZE vorliegenden

punktbezogenen Informationen zu Boden und Bestand, regional differenzierte Daten des Umweltbundesamtes zur atmogenen Deposition (Schaap et al. 2015). Die methodischen Details zu den verschiedenen zum Einsatz gekommenen Verfahren bei der Critical Loads-Abschätzung nach dem sogenannten einfachen Massenbilanzmodell (Simple Mass Balance) werden von Andreae et al. (2016) im BZE-Bundesbericht ausgeführt. Danach sind drei Berechnungsansätze zu unterscheiden, die im BZE-Bundesbericht unter den Bezeichnungen 1) konservativer Ansatz, 2) konservativ-erweiterter Ansatz sowie 3) modifizierter Ansatz erläutert werden. Im Folgenden werden die nach diesen Ansätzen für die brandenburgische BZE-2-Stichprobe ermittelten Critical Loads und Critical Load-Überschreitungen im BZE-Aufnahmehr Jahr 2007 dargestellt.

Die für die brandenburgischen BZE-Punkte ermittelten Critical Loads liegen je nach angewandtem Berechnungsalgorithmus überwiegend zwischen ca. 4,2 - 10,7 kg/ha/a (10- bzw. 90-Perzentil). Im Mittel belaufen sie sich auf ca. 5,8 kg/ha/a beim konservativen und konservativ-erweiterten Ansatz bzw. auf 6,4 kg/ha/a beim modifizierten Ansatz (Tab. 6.3.5). Letzterer liegt infolge der Nutzung höherer Schwellenwerte für kritische N-Konzentrationen in der Bodenlösung grundsätzlich über den nach konservativem Ansatz berechneten Werten (vgl. Andreae et al. 2016). Die als kritisch erachtete N-Konzentration  $N_{crit}$  in Abhängigkeit von der Empfindlichkeit des jeweils betrachteten Schutzgutes fällt beim modifizierten Ansatz meist höher aus als der in den beiden anderen Ansätzen verwendete pauschale Wert von  $N_{crit} = 0,2$  mg/l.

Als empirische Critical Loads für Kiefernwälder geben Bobink & Hettelingh (2011) 5-15 kg N/ha/a an. Die im Rahmen der BZE-Bundesauswertung für Brandenburg modellierten Werte befinden sich weitgehend in diesem Bereich. Auf nahezu allen brandenburgischen Punkten werden die berechneten Critical Loads überschritten. Im Durchschnitt liegen die Überschreitungen bei Verwendung des konservativen und konservativ-erweiterten Ansatzes für die Critical Load-Berechnung bei ca. 10,3 kg/ha/a und für den modifizierten Ansatz bei 9,5 kg/ha/a (Tab. 6.3.5).

In Summe ergeben sich rechnerisch aus den dargestellten Critical Loads und den Critical Load-Überschreitungen die aktuellen Depositionen zum Zeitpunkt der BZE-2-Erhebung (Stichjahr 2007). Diese vom Umweltbundesamt generierten und für die BZE-Punkte regionalisierten Werte liegen mit ca. 16 kg/ha im Jahr 2007 etwas höher als die auf den brandenburgischen Level II-Flächen gemessenen (Einert 2016). In verschiedenen Jahren davor und auch danach liegen die Nges-Bestandeseinträge jedoch durchaus in dieser Größenordnung. Für Mecklenburg-Vorpommern ermittelten Russ et al. (2017) auf zwei Dauermessflächen des Level II-Programms Stickstoffeinträge von ca. 20 kg/ha/a im langjährigen Mittel.

**Tab. 6.3.5: Statistische Kennwerte der Critical Loads und Critical Load-Überschreitungen der brandenburgischen BZE-Stichprobe im Jahr 2007 (n=142)**

[kg/ha/a]	CL (modifiziert)	CL (konservativ-erweitert)	CL (konservativ)	CL-Über- schreitung (konservativ)	CL-Über- schreitung (konservativ- erweitert)	CL-Über- schreitung (konservativ)
10-Perzentil	4,8	4,2	4,3	5,1	7,7	7,4
Median	6,4	5,7	5,8	9,5	10,3	10,2
arithm. Mittelwert	7,1	5,8	5,9	8,9	10,2	10,1
90-Perzentil	10,7	7,3	7,4	11,8	12,5	12,4

In Abb. 6.3.16 sind die Critical Loads und deren Überschreitungen, exemplarisch nach dem konservativen Ansatz berechnet, als prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung der bundesweiten BZE-Stichprobe dargestellt, wobei die brandenburgischen Stichprobenpunkte hervorgehoben sind. **Die BZE-Punkte Brandenburgs befinden sich bei den Critical Loads fast ausschließlich im Bereich unterhalb des Medians der bundesweiten Stichprobe und bei den Überschreitungen mehrheitlich über dem Median.**

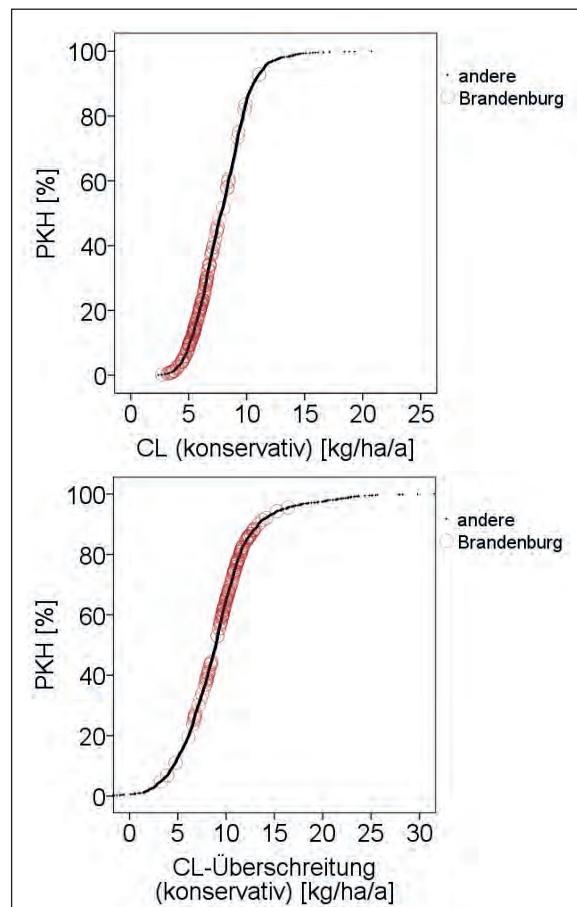


Abb. 6.3.16: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung der Critical Loads und Critical Load-Überschreitungen (konservativer Ansatz) im Vergleich von bundesweiter und brandenburgischer BZE-Stichprobe

Die nach Stammnährkraftstufe, Humusform und Bestockungstyp stratifizierten Critical Loads der brandenburgischen BZE-Stichprobe sowie deren Überschreitungen sind in Abb. 6.3.17 dargestellt. Die berechneten Werte

zeigen einen nur sehr schwachen positiven Zusammenhang zur Nährkraftstufe und Humusform. Insbesondere die besser mit Nährstoffen versorgten K- und R-Standorte sowie die Standorte mit Humusform Mull weisen erhöhte Critical Loads auf. Hierin dürfte sich vor allem die Baumartenabhängigkeit der Critical Loads spiegeln. Auf den besser ausgestatteten Standorten finden sich seltener Kiefernbestände, die nach den verwendeten Modellansätzen weniger Stickstoff in der Biomasse festzulegen vermögen. Bei der Stratifizierung nach Bestockungstypen werden dementsprechend die geringsten Critical Loads und deren höchste Überschreitungen bei der Baumart Kiefer ermittelt. Die N-Immobilisierungs-raten von Eichen- und Buchenbeständen sowie Mischwäldern sind im bundesweiten Kollektiv höher als von anderen Bestockungstypen und unterscheiden sich nach Andreae et al. (2016) kaum voneinander. Dies kommt bei den Critical Loads der brandenburgischen Stichprobe insbesondere bei Verwendung des modifizierten Ansatzes ebenfalls zum Ausdruck.

Eine Beziehung der Critical Load-Überschreitungen zu den anhand des wässrigen 1:2-Bodenextraktes ermittelten NO<sub>3</sub>-Konzentrationen und -Austragsraten lässt sich in der brandenburgischen BZE-Stichprobe nicht nachweisen (Abb. 6.3.18). Dies könnte teilweise darauf zurückzuführen sein, dass die oft kleinräumigen landwirtschaftlichen N-Einträge nicht ausreichend in den zur Berechnung der Critical Load-Überschreitung verwendeten Depositionsdaten abgebildet sind. Zudem ist zu berücksichtigen, dass sich das Critical Load-Konzept methodisch auf Fließgleichgewichte bezieht, die sich über sehr lange Zeiträume einstellen. Die Rede ist hier von mehr als 100 Jahren (Andreae et al. 2016). Es kann davon ausgegangen werden, dass sich die Ökosysteme aktuell noch nicht in den möglicherweise zu erwartenden Gleichgewichtszuständen befinden (vgl. auch Kap. 10.1.1). Vielmehr unterlagen die Rahmenbedingungen des Stickstoffhaushalts in den vergangenen Jahrzehnten sowohl hinsichtlich der Depositionssituation als auch mit Blick auf die waldbauliche Behandlung erheblichen Veränderungen, die auch im ökosystemaren Stoffflussgeschehen eine entsprechende Dynamik vermuten lassen. Auffällig ist, dass sich die in Abb. 6.3.18 dargestellten Klassen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (Kap. 6.3.4) jedoch hinsichtlich der Stickstoffgehalte in den Kiefernadeln unterscheiden. Ab Nitratkonzentrationen >10 mg/l erscheinen die Nadelspiegelwerte tendenziell erhöht. Die N-Ernährung befindet sich dann zunehmend im Luxusbereich (N>17 mg/g, vgl. Kap.6.3.7).

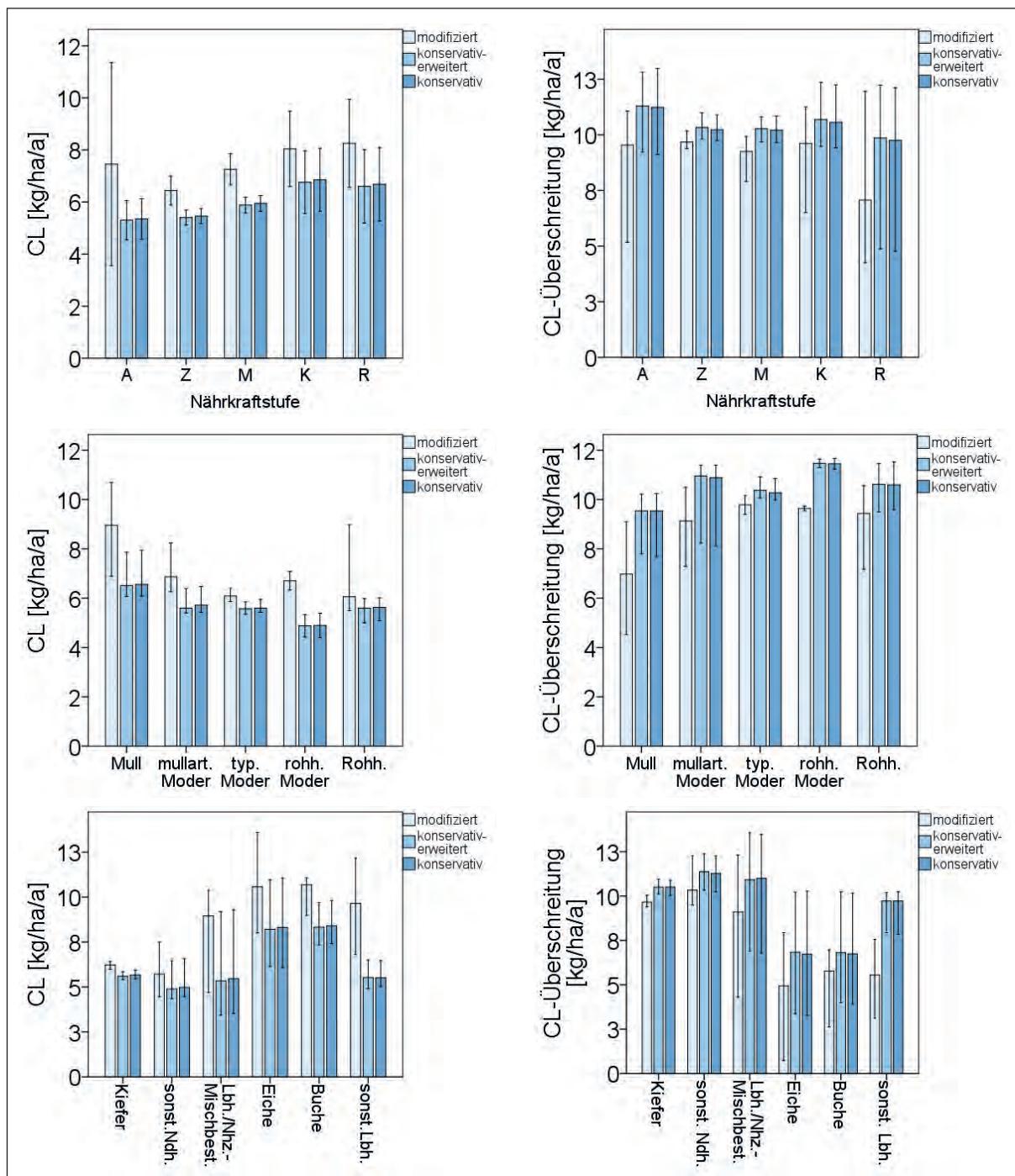


Abb. 6.3.17: Stratifizierte Darstellung der Critical Loads und Critical Load-Überschreitungen der brandenburgischen BZE-Stichprobe nach Stammnährkraftstufe, Humusform und Bestandestyp; Berechnungsansätze (konservativ, konservativ-erweitert bzw. modifiziert) nach Andreae et al. (2016)

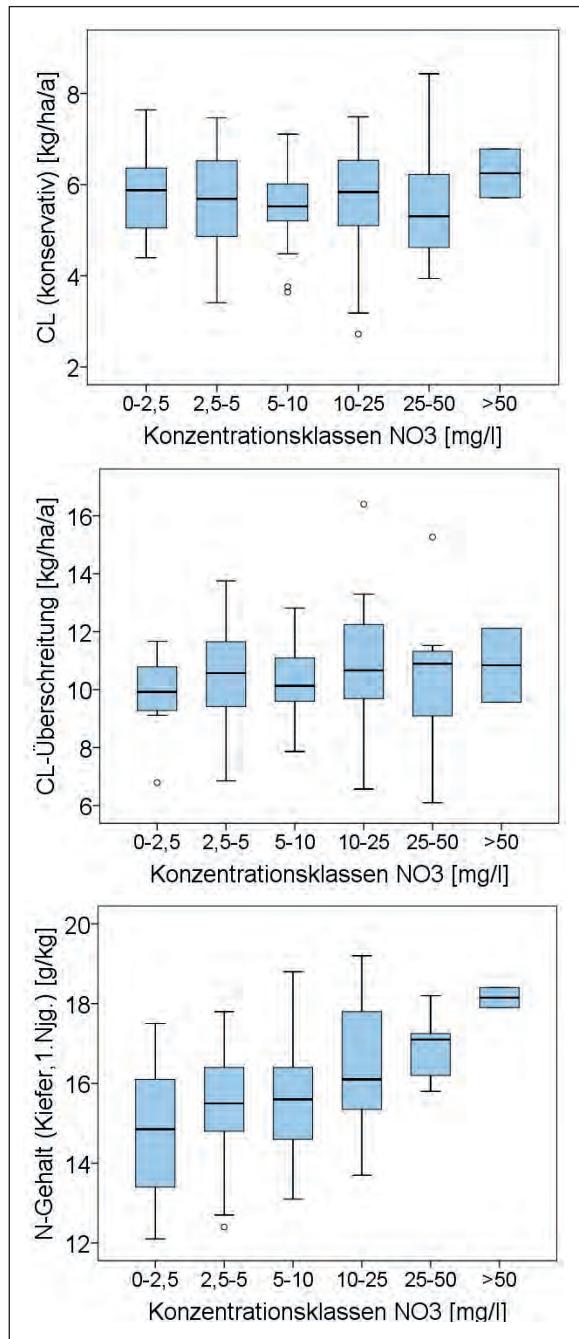


Abb. 6.3.18: Stratifizierung von Critical Loads, Critical Load-Überschreitungen sowie N-Gehalte in Kiefernadeln (1. Nadeljahrgang) nach Klassen der  $\text{NO}_3$ -Konzentration im Sickerwasser (wässriger 1:2-Bodenextrakt, vgl. Kap. 6.3.4); Kiefernbestände der brandenburgischen BZE-2-Stichprobe

### 6.3.6 Humuszustand nach SEA95

Nach dem Verfahren der Standorterkundung im nordostdeutschen Tiefland – gemäß Standorterkundungsanleitung SEA95 (Schulze 1996) – wird die Humusform in Erweiterung ihrer morphologischen Definition anhand der analytischen Kennwerte C/N-Verhältnis, pH-Wert und Basensättigung (bzw. V-Wert nach Kappen-Adrian) abgeleitet und gilt als integrierender Ausdruck der aktuellen Nährstoffausstattung eines Standortes. Hierbei gibt die aus dem C/N-Verhältnis

ermittelte Stickstoffstufe und die anhand von pH-Wert oder V-Wert zu bestimmende Säure-Basenstufe in Ergänzung zur Stammnährkraftstufe (vgl. Kap. 3.6.3, Waldbodenbericht Band 1) Auskunft über die sog. Zustandsnährkraftstufe. Nach Schulze (1996) besteht unter natürlichen Bedingungen zwischen Stickstoff- und Säure-Basenstufe ein Zusammenhang, infolge dessen die Ausprägungen von C/N-Verhältnis einerseits und pH-Wert bzw. Basensättigung andererseits miteinander korrespondieren (sog. „Harmoniezustand“). Durch anthropogene Fremdstoffeinträge gehen diese „harmonischen“ Verhältnisse verloren. „Disharmonische“ Oberbodenzustände waren in der Vergangenheit vor allem als Folge von atmogenen Stickstoffeinträgen (N-Eutrophierung) sowie Einträgen basischer Flugaschen insbesondere im Einflussbereich von Braunkohlekraftwerken (Aufbasung) zu beobachten. Entsprechende Auswertungen auf der Grundlage der SEA95 finden sich für die brandenburgische BZE-1-Stichprobe und das Flächennetz der Ökologischen Waldzustandskontrolle bei Konopatzky & Kallweit (1997) sowie Konopatzky et al. (1998). Im Folgenden werden die BZE-1- und BZE-2(a)-Daten hinsichtlich „disharmonischer Humusformen“ im Zeitvergleich untersucht, um zusätzlich zu den bisherigen Ausführungen dieses Berichtes auch mit dem speziellen Ansatz der SEA95 Veränderungen der Oberbodenzustände als Reaktion auf veränderte Eintragsbedingungen flächenrepräsentativ zu beleuchten.

Für die Kennzeichnung des Oberbodenzustandes müssen nach SEA95 die chemischen Kennwerte des Auflagehumus bzw. bei Mull und mullartigem Moder des mineralischen Oberbodens aus 0-1 cm Tiefe herangezogen werden. Die Entscheidung, ob die Auflage oder der Mineralboden für die Laboruntersuchung zu beproben ist, kann konventionell schon im Gelände anhand der morphologischen Humusform, d. h. der Ausprägung der Auflageschichten, erfolgen. Insbesondere für die Trennung zwischen Moder und mullartigem Moder ist hierbei das Vorhandensein eines Oh-Horizontes ausschlaggebend. Da im Rahmen der BZE-2(a) keine Probennahme der Tiefenstufe 0-1 cm erfolgte, wurden aus den vorhandenen Daten von Auflage und Mineralboden (0-5 cm, 5-10 cm, 10-30 cm) Spline-Funktionen entwickelt, welche die Schätzung der Werte in der gewünschten Tiefe erlauben. Hierbei wurde der Ansatz der „Equal-area quadratic smoothing splines“ nach Bishop et al. (1999) aufgegriffen, der sich gegenüber vielen anderen im bodenkundlichen Bereich gebräuchlichen Tiefenfunktionen durch eine einfache Anwendbarkeit, hohe Flexibilität und gute Wiedergabe von schichtbezogenen Messwerten auszeichnet. So entspricht der Mittelwert eines quadratischen Splines über dem Tiefenbereich einer Schicht zunächst exakt dem für diese Schicht ermittelten Messwert (Abb. 6.3.19). Durch die Einbringung eines zusätzlichen Glättungsparameters entsprechend Bishop et al. (1999) kann die Flexibilität des Splines zudem entsprechend der natürlichen Variabilität der zu interpolierenden Bodeneigenschaft gesteuert werden. Entsprechend der Empfehlungen von Bishop et al.

(1999) wurde der Glättungsparameter sowohl für die Interpolation der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte, als auch im Rahmen der Abschätzungen für V-Werte und pH-Werte mit 0,01 gewählt.

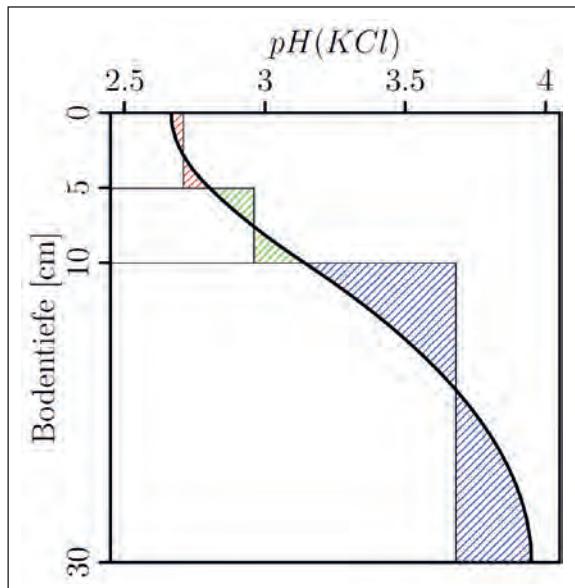


Abb. 6.3.19: Extrapolation mit quadratischen Splines für die Schicht 0-1 cm exemplarisch für den pH-Wert

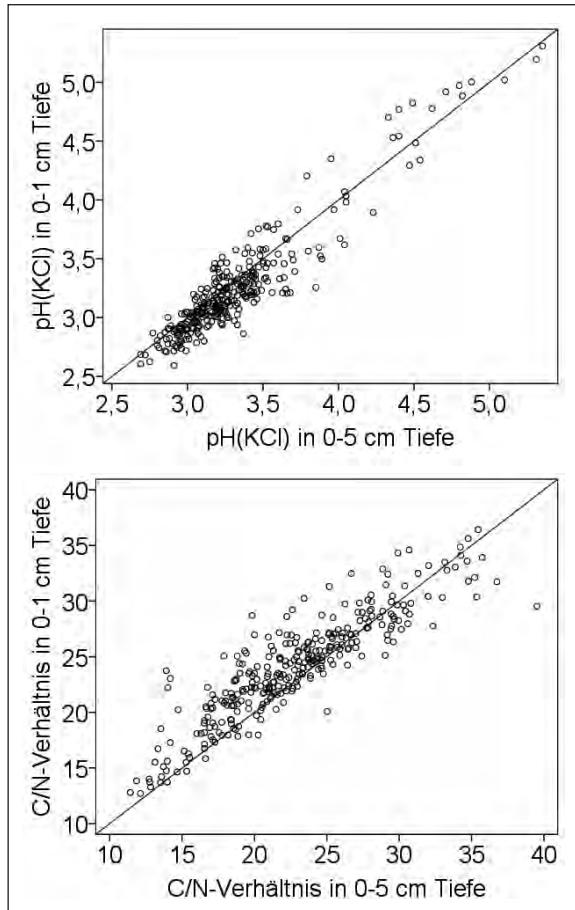


Abb. 6.3.20: Gegenüberstellung von gemessenen pH(KCl)-Werten und C/N-Verhältnissen in 0-5 cm und mittels Spline-Funktion berechneten Werten in 0-1 cm Tiefe sowie Darstellung der 1:1-Geraden

Beispielhaft für den pH(KCl)-Wert und das C/N-Verhältnis sind in Abb. 6.3.20 die gemessenen Werte in 0-5 cm Tiefe den anhand von Spline-Funktionen geschätzten Werten der Tiefenstufe 0-1 cm gegenübergestellt. Die Beträge der Abweichungen liegen beim pH-Wert im Durchschnitt bei 0,15 pH-Einheiten; für 10 % der Werte sind Abweichungen >0,3 pH-Einheiten zu verzeichnen. Die C/N-Verhältnisse liegen in den beiden Tiefen durchschnittlich um 2,2 auseinander; das 90-Perzentil der Abweichungsbeträge befindet sich hier bei 4,7. Es erscheint daher erforderlich, für die Kennzeichnung des Oberboden Zustandes nach SEA95 bei Mull und mullartigem Moder die vorgegebene Bezugstiefe 0-1 cm möglichst genau einzuhalten, was für die BZE-Stichprobe zumindest rechnerisch durch Interpolation erreicht werden kann.

Die je nach Humusform aus Humusaflage oder Mineralboden (0-1 cm) herangezogenen pH-Werte und C/N-Verhältnisse sind in Abb. 6.3.21 als Streudiagramme zum einen für die Gesamtstichprobe und zum anderen für die gepaarte Stichprobe dargestellt. Auch anhand dieser modifizierten Datensätze lassen sich für beide Auswertungskollektive die bereits dargelegten Trends einer Erweiterung der C/N-Verhältnisse

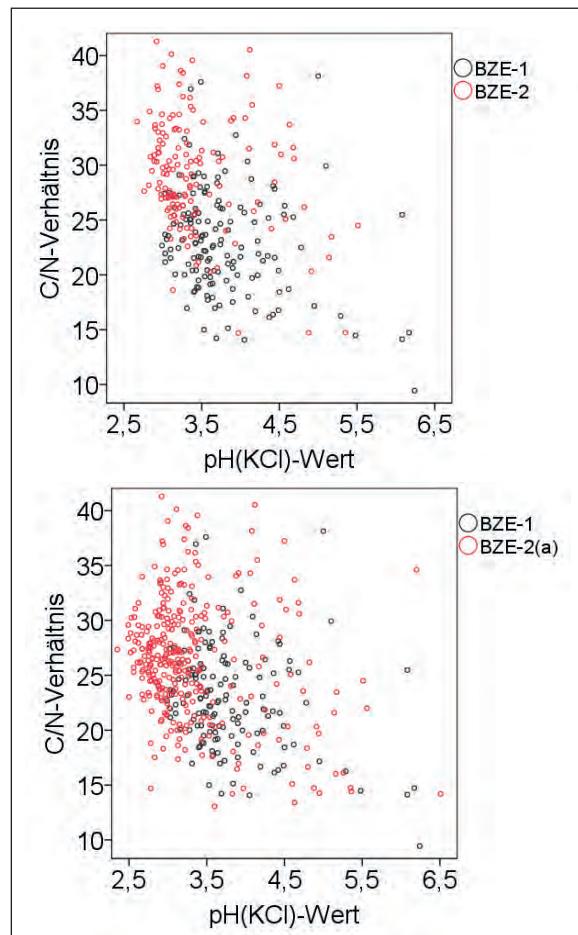


Abb. 6.3.21: Streudiagramm von C/N-Verhältnis und pH(KCl)-Wert aus Auflage (bei Moder, rohhumusartigem Moder und Rohhumus) bzw. 0-1 cm Tiefe (bei Mull und mullartigem Moder) im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a); oben: gepaarte Stichprobe, unten: Gesamtstichprobe

(Kap. 6.3.3) bei gleichzeitig abnehmenden pH-Werten (Kap. 4.1.1, Waldbodenbericht Band 1) visuell erkennen.

Für die Herleitung der Säure-Basenstufe nach SEA95 dient neben dem pH(KCl)-Wert die Basensättigung in Form des V-Wertes nach Kappen-Adrian (GAFA 2005). Dieses spezielle Verfahren wird seit den 1950er Jahren in der forstlichen Standortskartierung der ostdeutschen Bundesländer angewandt. Zwischen dem V-Wert nach Kappen-Adrian und der Basensättigung, ermittelt im  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Extrakt, besteht ein lockerer Zusammenhang ( $R^2=0,85$ ), der bis zu einer Basensättigung von etwa 80 % linear erscheint (Abb. 6.3.22). Für die Mehrheit der Werte, die sich in der Spanne zwischen ca. 5-20 % Basensättigung befindet, besteht allerdings eine nur sehr schwache Beziehung ( $R^2=0,22$ ). Im Bereich nahe 100 % Basensättigung löst sich der Zusammenhang ganz auf, wobei die V-Werte hier überwiegend nur zwischen ca. 40-60 % liegen. Für carbonathaltige Böden sind beide Analyseverfahren ungeeignet.

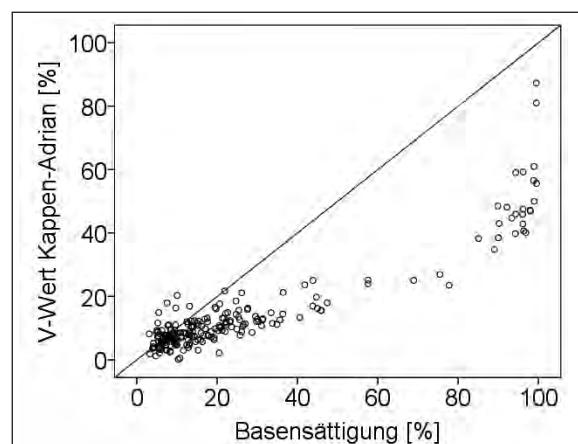


Abb. 6.3.22: Gegenüberstellung von Basensättigung und V-Wert nach Kappen-Adrian in 0-5 cm Tiefe sowie Darstellung der 1:1-Geraden

Die genannten Laborkennwerte sind nach SEA95 zu Klassen zusammenzufassen, aus denen sich die analytische Humusform ergibt (Schulze 1996). Dabei überlappen sich teilweise die Wertespalten, die für die Zuordnung zu Stickstoff- und Säure-Basenstufen zu verwenden sind. Um jedem Wert eindeutig eine Stufe zuordnen zu können, wurden in Anlehnung an Krause (2014) die in Tab. 6.3.6 dargestellten Grenzwerte verwendet, die sich rechnerisch als arithmetische Mittelwerte der Überlappungsintervalle ergeben. Eine Differenzierung zwischen den Stickstoffstufen n1 und n2 bzw. den Basenstufen b1 und b2, die für die Humusformen Magerrohhumus bzw. Hungerro-

humus stehen (Schulze 1996), ist anhand der analytischen Kennwerte nicht möglich. Diese Stufen werden daher im Folgenden zusammengefasst.

Ausgehend von den in Tab. 6.3.6 dargestellten Klassengrenzen wurden für die BZE-1 und BZE-2(a)-Datensätze N-Stufen und B-Stufen berechnet und in Form von Kreuztabellen deskriptiv ausgewertet. Zunächst wurden anhand der gepaarten Stichprobe die Stickstoff- und Säure-Basenstufen zwischen Erst- und Wiederholungsinventur verglichen (Tab. 6.3.7, Tab. 6.3.8). Dabei zeigt sich für die Stickstoffstufen eine konstante Zuordnung bei lediglich 38 Inventurpunkten (26 %). Höhere N-Stufen, d. h. eine Einengung der C/N-Verhältnisse, werden nur bei 4 Punkten (3 %) beobachtet. Hingegen lässt sich bei der Mehrheit der Inventurpunkte (71 %) eine mit weiteren C/N-Verhältnisse verknüpfte Abnahme der N-Stufen feststellen. So fielen zur Zeit der BZE-1 noch 40,8 % der Punkte in N-Stufe 5 (C/N-Verhältnis ca. 18-24). Diese Punkte verteilen sich aktuell auf die N-Stufen n3, n4 und n5, wobei sich in letzterer lediglich noch 4,4 % der Punkte befinden.

Auch in den Säure-Basenstufen (B-Stufe) manifestieren sich deutliche Veränderungen des Oberboden Zustandes. Konstante Basenstufen bei BZE-1 und BZE-2 weisen 59 Punkte (40 % der gepaarten Stichprobe) auf. Kleinere B-Stufen als Folge der Zunahme der Bodenazidität sind bei 54 % der Inventurpunkte zu verzeichnen. Höhere Basenstufen werden lediglich bei 6 % der Punkte ermittelt. Zur Zeit der BZE-1 ließ sich die Mehrheit der Inventurpunkte (61,9 %) der B-Stufe b5 zugeordnet. Die Oberböden befinden sich bei diesen Punkten heute indes überwiegend (39,5 %) in Stufe b1-b4.

Im nächsten Schritt wurden die Datensätze sowohl der BZE-1 als auch der BZE-2 und BZE-2(a) hinsichtlich der von Kopp (1969) definierten „Harmoniezustände“ zwischen Stickstoff- und Säure-Basenstufe untersucht. Harmonische Oberboden Zustände bestehen wenn N-Stufe und B-Stufe identisch sind, also beispielsweise die aus dem C/N-Verhältnis abgeleitete Stufe n2 (n3, n4, ...) mit der aus pH-Wert und V-Wert abgeleiteten Stufe b2 (b3, b4, ...) zusammen trifft (vgl. Kopp et al. 1969, Schulze 1996). Die Bereiche harmonischer Oberboden Zustände wurden in den folgenden tabellarischen Darstellungen grün gekennzeichnet. Blaue Felder markieren den Bereich in dem die B-Stufe höher als die N-Stufe ist, was auf eine Aufbasung hinweist. Rot sind Felder mit höherer N-Stufe als Hinweis auf Stickstoffeutrophierung gekennzeichnet.

Tab. 6.3.6: Klassengrenzen der Stickstoff- und Säure-Basenstufen (N-Stufe, B-Stufe) nach SEA95 (modifiziert nach Krause 2014)

N-Stufe	n8	n7	n6	n5	n4	n3	n2	(n1)
C/N	<11,6	>=11,6	>=14,46	>=18,16	>=23,5	>=29,9	>=41,7	
B-Stufe	b8	b7	b6	b5	b4	b3	b2	(b1)
V-Wert [%]	>=66	<66	<46	<30	<18	<10	<6	
pH(KCl)	>=6,1	<6,1	<4,9	<4,1				<3,3

Tab.6.3.7: Vergleich der N-Stufen zwischen BZE-1 und BZE-2 (gepaart)

N-Stufe			BZE-2					Gesamt	
			n1,n2	n3	n4	n5	n6		
BZE-1	n3	[n]	1	5	3	0	0	9	
		[%]	0,7 %	3,4 %	2,0 %	0,0 %	0,0 %	6,1 %	
	n4	[n]	0	30	25	1	0	56	
		[%]	0,0 %	20,4 %	17,0 %	0,7 %	0,0 %	38,1 %	
	n5	[n]	0	23	31	6	0	60	
		[%]	0,0 %	15,6 %	21,1 %	4,1 %	0,0 %	40,8 %	
	n6	[n]	0	8	5	3	2	18	
		[%]	0,0 %	5,4 %	3,4 %	2,0 %	1,4 %	12,2 %	
	n7	[n]	0	0	1	2	0	3	
		[%]	0,0 %	0,0 %	0,7 %	1,4 %	0,0 %	2,0 %	
	n8	[n]	0	0	0	0	1	1	
		[%]	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,7 %	0,7 %	
Gesamt			[n]	1	66	65	12	147	
			[%]	,7 %	44,9 %	44,2 %	8,2 %	2,0 %	
								100,0 %	

Tab.6.3.8: Vergleich der B-Stufen zwischen BZE-1 und BZE-2 (gepaart)

B-Stufe			BZE-2		b5	b6	b7	Gesamt	
			b1-b4						
BZE-1	b1-b4	[n]	19	4	0	0	0	23	
		[%]	12,9 %	2,7 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	15,6 %	
	b5	[n]	58	28	4	1	1	91	
		[%]	39,5 %	19,0 %	2,7 %	0,7 %	0,7 %	61,9 %	
	b6	[n]	7	7	10	0	0	24	
		[%]	4,8 %	4,8 %	6,8 %	0,0 %	0,0 %	16,3 %	
	b7	[n]	0	3	2	2	2	7	
		[%]	0,0 %	2,0 %	1,4 %	1,4 %	1,4 %	4,8 %	
	b8	[n]	0	0	0	2	2	2	
		[%]	0,0 %	0,0 %	0,0 %	1,4 %	1,4 %	1,4 %	
Gesamt			[n]	84	42	16	5	147	
			[%]	57,1 %	28,6 %	10,9 %	3,4 %	100,0 %	

Tab. 6.3.9 zeigt für die BZE-1 anhand der gepaarten Stichprobe, dass sich auf 58 Inventurpunkten (39 %) N- und B-Stufen entsprechen. „Disharmonien“ aufgrund erhöhter Basenstufen sind auf 46 % der Stichprobe zu verzeichnen. 15 % der Stichprobe wiesen zurzeit der BZE-1 „disharmonische“ Oberboden Zustände aufgrund erhöhter N-Stufen auf. Zwischen den Inventuren vollzog sich eine Entwicklung hin zu „harmonischen“ Relationen zwischen N- und B-Stufe, die in der gepaarten BZE-2-Stichprobe für 60 % der Punkte festzustellen sind (Tab. 6.3.10). „Disharmonien“ treten zurzeit der BZE-2-Aufnahme aufgrund von Aufbasung bei 37 % und aufgrund von Stickstoffeutrophierung nur bei 3 % der Inventurpunkte auf. Von diesen Angaben weichen die Flächenanteile etwas ab, wenn die Gesamtstichprobe betrachtet wird (Tab. 6.3.11). In der Gesamtstichprobe stimmt der Anteil der „harmonischen“ Zustände mit 61 % bzw. 196 BZE-2(a)-Punkten mit den Angaben aus der gepaarten Stichprobe zwar nahezu exakt überein; jedoch werden in der Gesamtstichprobe der BZE-2(a) „Disharmonien“ durch Aufbasung bei 23 % und aufgrund von Stickstoffeutrophierung bei 16 % der Punkte konstatiert.

Bei den Darstellungen in Tab. 6.3.7 bis Tab. 6.3.11 wurden für die Ableitung der Säure-Basenstufen die pH(KCl)-Werte verwendet. Eine stärkere Differenzierung im Bereich der B-Stufen b1 bis b4 ist anhand der V-Werte nach Kappen-Adrian möglich, welche für den BZE-2(a)-Datensatz verfügbar sind. Die Einschätzung „harmonischer“ Oberboden Zustände unter Verwendung der V-Werte zeigt Tab. 6.3.12 für die Gesamtstichprobe. Es sind aufgrund dieser Gegenüberstellung nur bei 121 Punkten (38 % der Stichprobe) „harmonische“ Relationen zwischen N- und B-Stufe zu verzeichnen. Der Anteil der erhöhten B-Werte liegt mit 41 % der Stichprobe etwas höher als bei Kalkulation der B-Stufe mittels pH(KCl)-Wert. Deutlich höher ist jedoch der Anteil der N-eutrophierten Standorte. Für 69 Standorte (21 %) werden gegenüber der B-Stufe erhöhte N-Stufen konstatiert.

Somit lassen sich die Ergebnisse der Auswertung nach SEA95 wie in Tab. 6.3.13 dargestellt zusammenfassen. Je nachdem welche Stichproben berücksichtigt werden, kommt man hinsichtlich des Vergleichs von Erst- und Folgeinventur(en) zu leicht divergierenden

**Tab. 6.3.9: Verteilung der Inventurpunkte zurzeit der BZE-1 auf N- und B-Stufen; grün: Harmonie zwischen N- und B-Stufe, blau: B-Stufe > N-Stufe, rot: B-Stufe < N-Stufe**

BZE-1			B-Stufe						Gesamt	
			b1-b4	b5	b6	b7	b8			
N-Stufe	n3	[n]	1	6	0	2	0	9		
		[%]	0,7 %	4,1 %	0,0 %	1,4 %	0,0 %	6,1 %		
	n4	[n]	12	34	9	1	0	56		
		[%]	8,2 %	23,1 %	6,1 %	0,7 %	0,0 %	38,1 %		
	n5	[n]	10	39	11	0	0	60		
		[%]	6,8 %	26,5 %	7,5 %	0,0 %	0,0 %	40,8 %		
	n6	[n]	0	10	4	3	1	18		
		[%]	0,0 %	6,8 %	2,7 %	2,0 %	0,7 %	12,2 %		
	n7	[n]	0	2	0	1	0	3		
		[%]	0,0 %	1,4 %	0,0 %	0,7 %	0,0 %	2,0 %		
	n8	[n]	0	0	0	0	1	1		
		[%]	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,7 %	,7 %		
Gesamt			[n]	23	91	24	7	2	147	
			[%]	15,6 %	61,9 %	16,3 %	4,8 %	1,4 %	100,0 %	

**Tab.6.3.10: Verteilung der Inventurpunkte zurzeit der BZE-2 auf N- und B-Stufen (gepaarte Stichprobe; grün: Harmonie zwischen N- und B-Stufe, blau: B-Stufe > N-Stufe, rot: B-Stufe < N-Stufe)**

BZE-2			B-Stufe						Gesamt	
			b1-b4	b5	b6	b7				
N-Stufe	n1,n2	[n]	1	0	0	0	0	1		
		[%]	0,7 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	,7 %		
	n3	[n]	38	19	9	0	0	66		
		[%]	25,9 %	12,9 %	6,1 %	0,0 %	0,0 %	44,9 %		
	n4	[n]	42	16	6	1	1	65		
		[%]	28,6 %	10,9 %	4,1 %	0,7 %	0,7 %	44,2 %		
	n5	[n]	3	6	0	3	3	12		
		[%]	2,0 %	4,1 %	0,0 %	2,0 %	2,0 %	8,2 %		
	n6	[n]	0	1	1	1	1	3		
		[%]	0,0 %	0,7 %	0,7 %	0,7 %	0,7 %	2,0 %		
Gesamt			[n]	84	42	16	5	147		
			[%]	57,1 %	28,6 %	10,9 %	3,4 %	100,0 %		

**Tab.6.3.11: Verteilung der Inventurpunkte zurzeit der BZE-2(a) auf N- und B-Stufen (ungepaarte Gesamtstichprobe); grün: Harmonie zwischen N- und B-Stufe, blau: B-Stufe > N-Stufe, rot: B-Stufe < N-Stufe**

BZE-2(a)			B-Stufe						Gesamt	
			b1-b4	b5	b6	b7	b8			
N-Stufe	n1,n2	[n]	1	0	0	0	0	1		
		[%]	0,3 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	,3 %		
	n3	[n]	49	20	9	0	1	79		
		[%]	15,3 %	6,2 %	2,8 %	0,0 %	0,3 %	24,6 %		
	n4	[n]	125	20	8	1	0	154		
		[%]	38,9 %	6,2 %	2,5 %	,3 %	0,0 %	48,0 %		
	n5	[n]	39	16	6	5	0	66		
		[%]	12,1 %	5,0 %	1,9 %	1,6 %	0,0 %	20,6 %		
	n6	[n]	3	6	3	3	0	15		
		[%]	0,9 %	1,9 %	0,9 %	0,9 %	0,0 %	4,7 %		
	n7	[n]	0	2	1	2	1	6		
		[%]	0,0 %	0,6 %	0,3 %	0,6 %	0,3 %	1,9 %		
Gesamt			[n]	217	64	27	11	2	321	
			[%]	67,6 %	19,9 %	8,4 %	3,4 %	,6 %	100,0 %	

Tab.6.3.12: Verteilung der Inventurpunkte zurzeit der BZE-2(a) auf N- und B-Stufen (ungepaarte Gesamtstichprobe); grün: Harmonie zwischen N- und B-Stufe, blau: B-Stufe > N-Stufe, rot: B-Stufe < N-Stufe; B-Stufe abgeleitet aus V-Wert

			B-Stufe							Gesamt	
			b2	b3	b4	b5	b6	b7	b8		
N-Stufe	n3	[n]	1	9	39	18	10	1	1	79	
		[%]	0,3 %	2,8 %	12,1 %	5,6 %	3,1 %	0,3 %	0,3 %	24,6 %	
	n4	[n]	2	24	83	32	12	2	0	155	
		[%]	0,6 %	7,5 %	25,9 %	10,0 %	3,7 %	0,6 %	0,0 %	48,3 %	
	n5	[n]	0	6	25	24	5	5	1	66	
		[%]	0,0 %	1,9 %	7,8 %	7,5 %	1,6 %	1,6 %	0,3 %	20,6 %	
	n6	[n]	0	0	1	7	2	4	0	14	
		[%]	0,0 %	0,0 %	0,3 %	2,2 %	0,6 %	1,2 %	0,0 %	4,4 %	
	n7	[n]	0	0	0	2	1	3	1	7	
		[%]	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,6 %	0,3 %	0,9 %	0,3 %	2,2 %	
Gesamt			[n]	3	39	148	83	30	15	321	
			[%]	0,9 %	12,1 %	46,1 %	25,9 %	9,3 %	4,7 %	100,0 %	

Befunden. Zu beachten ist, dass die unter Berücksichtigung des V-Wertes ermittelten Anteile in den B-Stufen der BZE-2(a) nicht mit den Anteilen der aus pH-Werten abgeleiteten B-Stufen der BZE-1 verglichen werden können, da im ersten Fall die Wahrscheinlichkeit für eine Übereinstimmung mit der N-Stufe allein aufgrund der größeren Differenziertheit geringer ist. **Insgesamt lässt sich somit festhalten, dass die anthropogenen Stickstoff- und Baseneinträge in der Vergangenheit in deutlich höherem Maße als heute zur Überlagerung der nach SEA95 definierten natürlichen bodenchemischen Gleichgewichtszustände geführt haben. Auch anhand des SEA95-Ansatzes kann somit bestätigt werden, dass sich durch die konstatierte Zunahme der Bodenversauerung bei gleichzeitig erweiterten C/N-Verhältnissen im Zeitraum zwischen den BZE-Inventuren tendenziell naturnähere Zustände eingestellt haben.**

Von besonderer Bedeutung war in der Vergangenheit die künstliche Aufbasung der Standorte auf nahezu der Hälfte der brandenburgischen Waldfläche. **Der Anteil der Standorte mit Harmonie zwischen N- und B-Stufe hat zwischen den Inventuren deutlich zugenommen. Dieses ist bei Betrachtung der Gesamtstichprobe BZE-2(a) ausschließlich auf den Rückgang der aufgebauten Standorte zurückzuführen. Der Anteil der stickstoffbelasteten Standorte ist hier indes nahezu konstant geblieben. Wenn man die gepaarte Stichprobe für den Zeitvergleich heranzieht, haben hingegen auch die N-belasteten**

**Standorte stark abgenommen. Dies könnte möglicherweise darauf hindeuten, dass die N-Belastung der Böden zwischen BZE-2 und BZE-2a tendenziell wieder zugenommen hat.** Ob ein solcher Trend aktuell tatsächlich besteht, wird durch die BZE-3-Daten zu prüfen sein.

**Während die Ausweisung von „harmonischen“ und „disharmonischen“ Humusformen dazu dienen kann, den Einfluss anthropogener Stoffeinträge auf den chemischen Oberbodenzustand zu kennzeichnen, lassen sich anhand des Vergleichs von Stamm- und Zustandsnährkraftstufen vor allem auch die Auswirkungen der Baumart auf den Standort identifizieren.** Eine entsprechende Gegenüberstellung der Stammnährkraftstufen zurzeit von BZE-1 und BZE-2(a) und der sowohl aus den N-Stufen als auch B-Stufen abgeleiteten Zustandsnährkraftstufen zeigen die Diagramme in Abb. 6.3.23 bis Abb. 6.3.25. In der Legende der Darstellungen sind die mit den N- bzw. B-Stufen nach SEA95 korrespondierenden Zustandsnährkraftstufen (r, k, m ...) in Klammern angegeben.

Aus der kombinierten Betrachtung von Stamm- und Zustandsnährkraft lassen sich Zustandsabweichungen quantifizieren, die entweder auf Degradation oder Aggradierung der Standorte hinweisen. **Auffällig ist im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a) die Zunahme von degradierten Standorten insbesondere im mittleren Nährkraftbereich. Offensichtlich kommen**

Tab. 6.3.13: Zusammenfassung der Befunde aus Tab.6.3.9 bis Tab.6.3.12

[%]	N-Stufe = B-Stufe ("Harmonie")	N-Stufe < B-Stufe (Aufbasung)	N-Stufe > B-Stufe (Stickstoffeutrophierung)
B-Stufe aus pH(KCl)			
BZE-1	39,4	45,6	15,0
BZE-2 (gepaarte SP)	59,9	37,4	2,7
BZE-2(a) (gesamte SP)	61,1	23,1	15,8
B-Stufe aus V-Wert			
BZE-2(a) (gesamte SP)	37,7	40,8	21,5

die durch die überwiegende Kiefernbestockung gewöhnlich um 1-2 Stufen verschlechterten Oberbodenzustände (z. B. Langguth et al. 1969) nach Wegfall der basischen Stäube und Reduktion von Stickstoffeinträgen nun verstärkt wieder zur Geltung. Entsprechend Kopp et al. (1995) sollte für Kiefernbestände auf Z- und M-Standorten die Stickstoffstufe n4 möglichst nicht überschritten werden, da höhere Werte demnach bereits eine Stickstoffüberlastung des jeweiligen Standorts anzeigen.

Auf der Mehrheit der M- und K-Standorte sind aktuell Stickstoffstufen von n3 und n4, d. h. entsprechende Zustandsnährkraftstufen von (a) und (z), zu finden und auch bei den Z-Standorten fallen etwa 30 % in den Bereich n3, also der Zustandsnährkraftstufe (a), die hier auf Degradation hinweist. **Gleichwohl sind nach wie vor auch zahlreiche A-Standorte mit einer Aggragation zu finden: 85 % weisen Zustandsnährkraftstufen von (z) und besser auf (BZE-1-Stichprobe:**

100 %). Bei den A- und Z-Standorten haben vor allem die Anteile der N-Stufen n6 (k) und n7 (r) deutlich abgenommen (Abb. 6.3.23).

Auch die aus der Säure-Basenstufe abgeleitete Zustandsnährkraft liegt in der BZE-2(a)-Stichprobe für 64 % der M-Standorte im Bereich von b1 bis b4, d. h. bei Zustandsnährkraftstufen von (a) und (z). Selbst bei den K-Standorten fallen in diese Zustandsnährkraftstufen noch 32 % der Inventurpunkte (Abb. 6.3.24). Es ist also von einem hohen Anteil an Standorten mit degradiertem Oberboden zustand auszugehen. Zieht man die V-Werte zur Kennzeichnung der B-Stufe heran (Abb. 6.3.25), sind die Verhältnisse im Bereich von b2 bis b4 stärker differenziert; grundsätzlich ist das Ergebnis auch hier mit den aus den pH-Werten abgeleiteten B-Stufen vergleichbar. Die Degradation der M- und K-Standorte ist mit einem Anteil von 53 % bzw. 24 % der B-Stufen b3 und b4 bzw. der Zustandsnährkraftstufen (a) und (z) geringfügig schwächer ausgeprägt als bei Verwendung der pH-Werte.

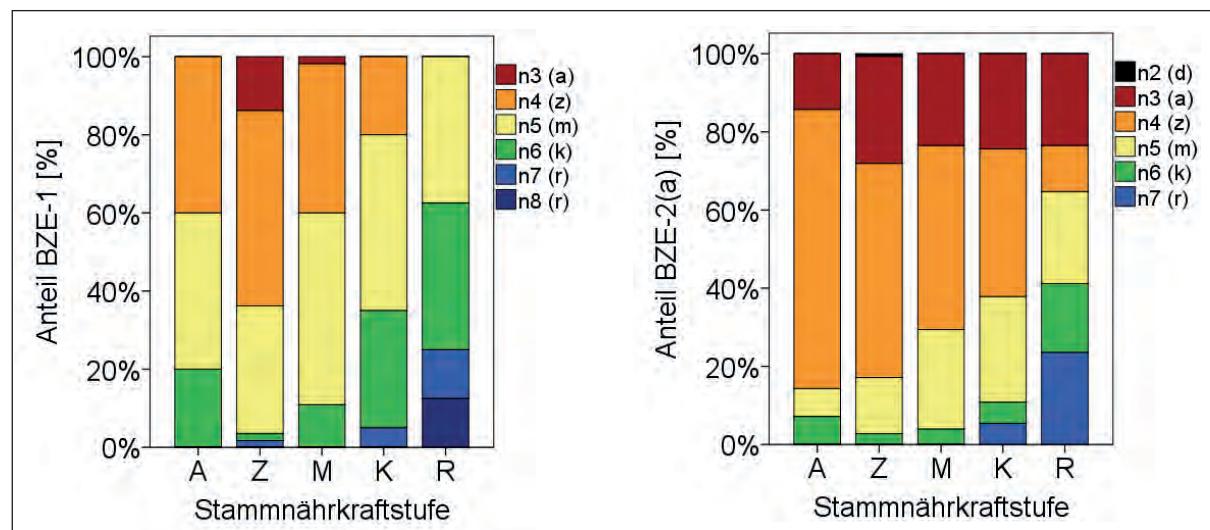


Abb. 6.3.23: Stratifizierung der aus der Stickstoffstufe abgeleiteten Zustandsnährkraftstufe nach Stammnährkraftstufen für die BZE-1 und BZE-2(a)-Stichprobe

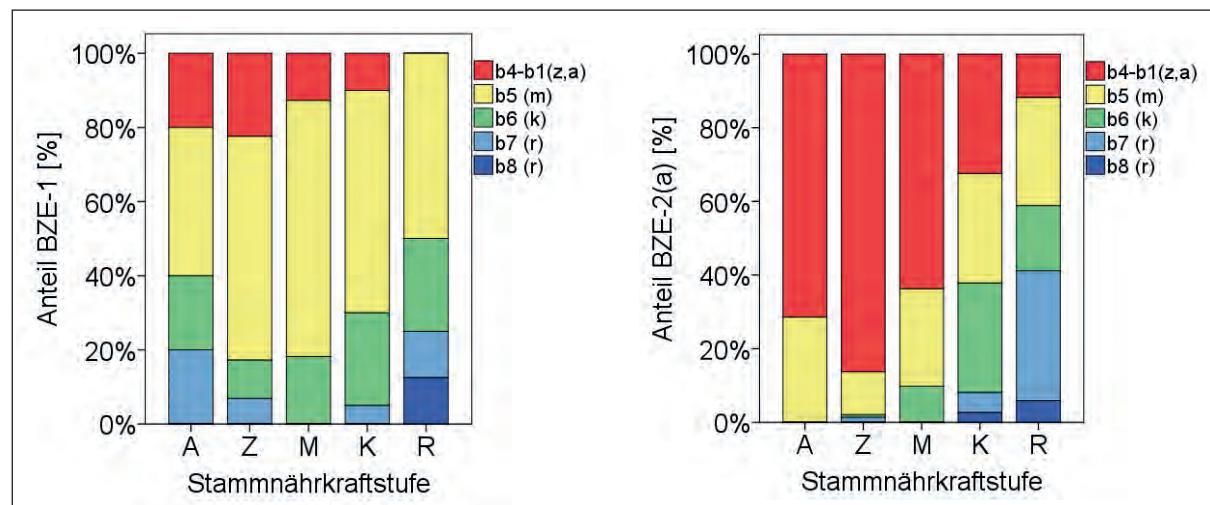


Abb. 6.3.24: Stratifizierung der aus der Säure-Basenstufe (anhand des pH(KCl)-Wertes) abgeleiteten Zustandsnährkraftstufe nach Stammnährkraftstufen für die BZE-1 und BZE-2(a)-Stichprobe

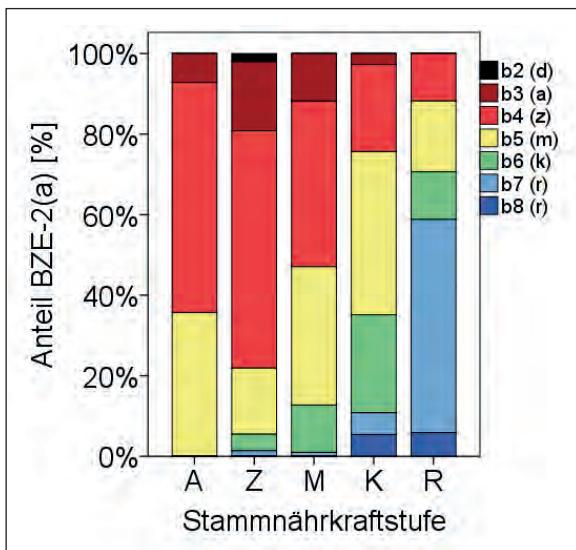


Abb.6.3.25: Stratifizierung der aus der Säure-Basenstufe (anhand des V-Wertes) abgeleiteten Zustandsnährkraftstufe nach Stammnährkraftstufen für die BZE-2(a)-Stichprobe

### 6.3.7 N-Ernährung

Der Stickstoffgehalt in den Nadeln und Blättern der Waldbäume dient als integrierender Indikator für die standörtliche N-Versorgung. In Anlehnung an die bundesweiten BZE-Auswertungen zum Waldernährungszustand (Riek et al. 2016) werden im Folgenden die von Göttlein (2015) für die Hauptbaumarten im Rahmen einer Metaanalyse hergeleiteten Grenzwerte zur Bewertung und Interpretation der N-Gehalte in Kiefernneedeln verwendet (Tab. 6.3.14). Der Normalbereich der N-Ernährung von Kiefern liegt demzufolge bei N-Gehalten von 14,05 g/kg bis 17,00 g/kg im ersten Nadeljahrgang. Werte über 17,00 g/kg weisen auf eine Luxusernährung hin; bei Werten unter 14,05 g/kg besteht latenter Mangel. Die Symptomgrenze für N-Mangel wird bei einer Schwelle von 12,60 mg/kg angesetzt. Bei den genannten Grenzwerten handelt es sich um die Mediane der von Göttlein (2015) statistisch ausgewerteten Angaben in der Literatur. Der Median der Einzelwerte aller zur Verfügung stehenden Bewertungssysteme wird dabei als jeweils „wahrscheinlichster“ Grenzwert betrachtet.

**Tab. 6.3.14: Grenzwerte für das Element Stickstoff in Nadeln bzw. Blättern von Kiefer, Buche und Eiche nach Göttlein (2015)**

[g/kg]	Kiefer	Buche	Eiche
Obergrenze Normalbereich	17,00	25,00	26,00
Untergrenze Normalbereich	14,05	19,00	20,00
Symptom-grenze	12,60	16,65	16,70

In der BZE-2(a)-Gesamtstichprobe liegen für insgesamt 227 Inventurpunkte Ernährungsdaten der Baumart Kiefer vor. Zudem liegen an 13 Punkten Blattanalysen von Buche und an 17 Punkten der Eiche vor. Bei

der BZE-1 wurden an 35 Inventurpunkten Ernährungsdaten der Baumart Kiefer gewonnen. Für diese Punkte besteht die Möglichkeit eines gepaartenen Stichprobenvergleichs, um zeitliche Veränderungen der N-Ernährung zu analysieren. **Die Stickstoffernährung ist bei 56 % der Kiefernbestände der BZE-2(a)-Gesamtstichprobe im Normalbereich.** Bei 8 % tritt latenter Mangel oder sogar Mangel auf. Bemerkenswert ist der hohe Anteil von 36 % der Bestände mit Werten im Bereich von Luxuskonsum, was als Hinweis auf erhöhte atmogene Stickstoffeinträge gedeutet werden kann (Riek 2009, Riek & Russ 2011, Riek et al. 2016). Bei der Baumart Buche befinden sich 31 % und bei der Eiche 41 % der N-Blattgehalte im Luxusbereich. Die anderen Werte liegen fast ausschließlich im Bereich normaler Ernährung. Leidlich auf einer Eichenfläche, was 6 % der Stichprobe entspricht, ist ein N-Gehalt im latenten Mangelbereich zu verzeichnen.

Der Vergleich der Inventuren BZE-1 und BZE-2(a) zeigt, dass im Beobachtungszeitraum eine bemerkenswerte Zunahme der N-Gehalte von Kiefernneedeln erfolgte (Abb. 6.3.26). Hoch signifikante Unterschiede zwischen den Inventuren lassen sich sowohl anhand des gepaartenen Stichprobenvergleichs mit dem Wilcoxon-Test als auch bezüglich der ungepaarten Stichprobe mit dem Mann-Whitney-U-Test belegen. So lag der Median der N-Gehalte bei der BZE-1 bei 13,6 g/kg und das 90-Perzentil bei 17,1 g/kg. In der gepaarten BZE-2-Stichprobe lagen diese Werte bei 15,6 g/kg bzw. 18,0 g/kg und in der (ungepaarten) BZE-2(a)-Gesamtstichprobe bei 16,4 g/kg bzw. 18,6 g/kg. Während sich der Median der N-Gehalte bei der BZE-1 somit im Bereich latenter Mangelernährung befand, liegt er bei der BZE-2(a) im oberen Normalbereich. Zudem hat der Anteil luxuriös ernährter Kiefern deutlich zugenommen (Abb. 6.3.26).

Es besteht allerdings Grund zu der Annahme, dass die N-Gehalte in den Probenahmeyahren der BZE-1 – vermutlich aufgrund spezifischer sehr trockener Witterungsbedingungen im Jahr 1992 (Gierk 1994) – stark unterdurchschnittlich und für das jahresübergreifende Niveau Anfang der 1990er Jahre nicht repräsentativ waren. Dies geht aus Vergleichszeitreihen der Ernährungsdaten von forstlichen Versuchsflächen hervor (Abb. 6.3.27). Im linken Teil der Abb. 6.3.27 sind die N-Gehalte des ersten Nadeljahrgangs von Kiefern als Boxplots dargestellt. Ausgewertet wurden alle im Fachgebiet Bodenkunde des LFE verfügbaren historischen Ernährungsdaten von insgesamt 21 forstlichen Düngungsversuchsflächen in Brandenburg. Die verfügbare Zeitreihe umfasst den Zeitraum 1980-2000. Es handelt sich um die Einzelwerte von 5 bis 20 Bäumen pro Fläche, wobei hier ausschließlich die Angaben der „Null-Varianten“, d. h. die ungedüngten Bäume aller Versuchsparzellen, berücksichtigt wurden. In die dargestellten Boxplots gingen die aus den Einzelbaumwerten abgeleiteten Mediane der Null-Flächen ein. Im rechten Teil der Abb. 6.3.27 sind die entsprechenden Flächenmittelwerte der BZE-1 und BZE-2(a) als Boxplot dargestellt. Die Skalen der Ordinaten beider Teil-

abbildungen sind aufeinander abgestimmt und der Bereich normaler Ernährung ist hervorgehoben.

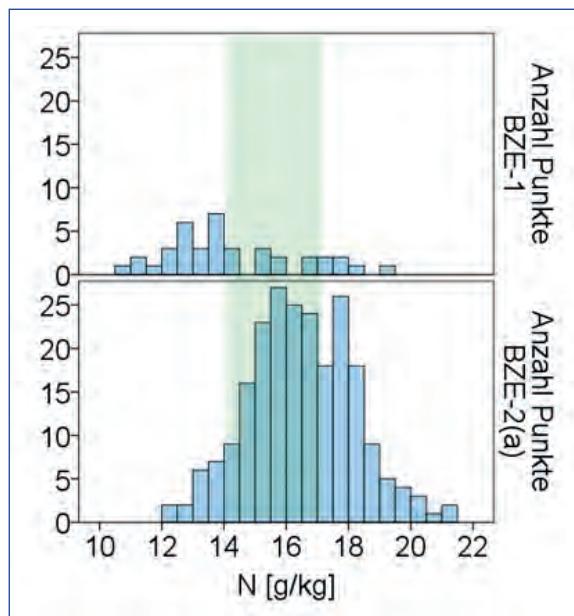


Abb. 6.3.26: Histogramme der N-Gehalte in Kiefernadeln (1. Nadeljahrgang) auf BZE-Punkten im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a); Ordinate = Anzahl der BZE-Punkte; Ober- und Untergrenze des Normalbereichs nach Göttlein (2015) grün markiert

Die Zeitreihe der N-Gehalte in Kiefernadeln von sechs brandenburgischen Level II-Flächen lässt für den Zeitraum 1994-2013 einen gewissen Gleichlauf erkennen, für dessen Erklärung vor allem Witterungseinflüsse in Frage kommen. Hinsichtlich der Trends über die ganze Zeitreihe hinweg geben die Beobachtungen auf den Einzelflächen jedoch kein einheitliches Bild: Eine signifikante Abnahme lässt sich für die Flächen 1203 und 1206 feststellen; eine signifikante Zunahme auf Fläche 1204 sowie auf der Berliner Fläche 1101 (Riek et al. 2016). Die Einordnung der BZE-Momentaufnahmen in die Zeitreihe, die sich aus allen Level II-Flächen ergibt (Abb. 6.3.28), verdeutlicht, dass die Jahre 2007/08 (BZE-2) und 2010/11 (BZE-2a) bezüglich der N-Gehalte von Kiefernadeln nicht ungewöhnlich sind und relativ gut das gesamte Zeitintervall repräsentieren.

Allenfalls sind die Werte in 2010 gegenüber den Vorjahren etwas erhöht, eine Tendenz, die sich auch in den beiden Folgejahren 2011 und 2012 mit Medianen nahe der Obergrenze des Normalbereichs fortsetzt.

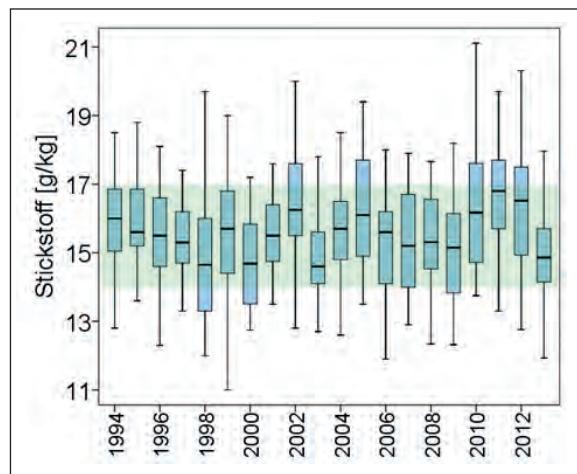


Abb. 6.3.28: Zeitreihe der N-Gehalte von Kiefernadeln auf den Level II-Flächen 1201, 1202, 1203, 1204, 1205 und 1206 als flächenübergreifende Boxplots; Ober- und Untergrenze des Normalbereichs nach Göttlein (2015) grün markiert

Das Kartogramm in Abb. 6.3.29 erlaubt die Einordnung des brandenburgischen N-Ernährungsstatus in das bundesweite BZE-Kollektiv aller Kiefernbestände. Dargestellt sind hier nur die BZE-2-Daten ohne Berücksichtigung der BZE-2a-Stichprobe. Die aus dem BZE-Bundesbericht stammende Darstellung der Bewertungsklassen nach Göttlein (2015) veranschaulicht regionale Unterschiede innerhalb Deutschlands. **Brandenburg fällt im Vergleich zu allen anderen Bundesländern durch tendenziell niedrigere N-Gehalte auf.** Lediglich an den Grenzen zu den Bundesländern Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern sowie zu Polen sind erhöhte Gehalte im Luxusbereich zu verzeichnen. Ansonsten befinden sich die Werte überwiegend im Normalbereich. Auffallend sind zudem die im gesamten südlichen Brandenburg (und nordöstlichen Sachsen) auftretenden Werte im latenten Mangelbereich. In wenigen Einzelfällen reicht der N-Mangel hier bis in den Symptombe-

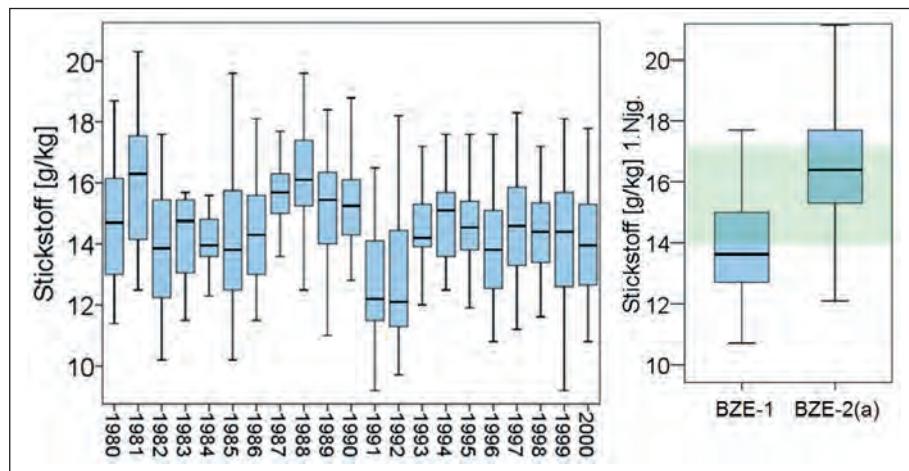


Abb. 6.3.27: Stickstoffgehalte im ersten Nadeljahrgang von Kiefern der „Null-Varianten“ von 21 forstlichen Versuchsflächen im Zeitraum 1980-2000 (links) sowie Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a); Ober- und Untergrenze des Normalbereichs nach Göttlein (2015) grün markiert

reich. Im Vergleich mit den meisten anderen Bundesländern stellt sich die Situation bezüglich einer potenziellen N-Überernährung somit für das Land Brandenburg sichtlich entspannter dar.

Andererseits ist auch die Einstufung von (latentem) N-Mangel zu relativieren, wenn man das Augenmerk

zusätzlich auf die N-Gehalte des zweiten Nadeljahrgangs richtet. Mit zunehmender N-Unterversorgung müsste die Differenz der N-Gehalte im ersten und zweiten (älteren) Nadeljahrgang ansteigen, da Stickstoff in der Pflanze relativ leicht beweglich ist und mit großer Wahrscheinlichkeit bei Unterversorgung in die jüngeren und physiologisch aktiveren Nadeln translo-

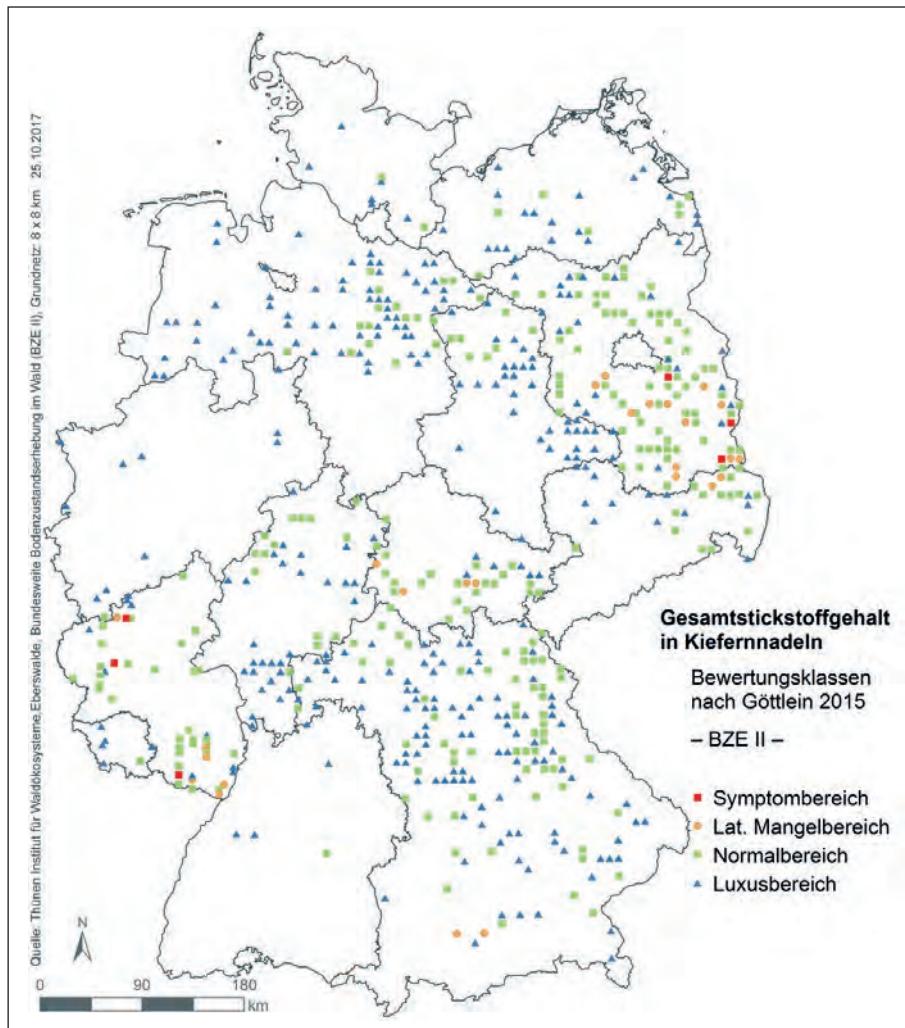


Abb. 6.3.29: Kartogramm der N-Gehalte in Kiefernneedeln an den bundesweiten BZE-Punkten (Quelle: Thünen Institut für Waldökosysteme)

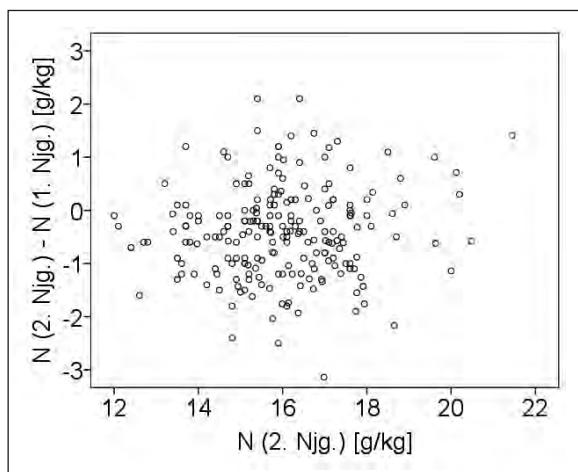


Abb. 6.3.30: Streudiagramm des N-Gehaltes im zweiten Nadeljahrgang und der Differenz der N-Gehalte im ersten und zweiten Nadeljahrgang

ziert wird (Miller et al. 1979). Abb. 6.3.30 zeigt jedoch, dass dieses auch bei geringen N-Konzentrationen nicht der Fall ist. **Unabhängig vom N-Versorgungsgrad bestehen keine Unterschiede der N-Gehalte zwischen den älteren und den jüngsten Nadeln.** Die anhand der verwendeten Schwellenwerte ausgewiesenen (latenten) N-Mangelsituationen sind daher anzuzweifeln. Diese Einschätzung deckt sich mit den Befunden von BZE und Intensivmonitoring Level II in Mecklenburg-Vorpommern (Russ et al. 2011, 2017). Auch stehen die brandenburgischen Ergebnisse mit den Befunden der bundesweiten BZE-Auswertung im Einklang. Dort wurde aus dem Vergleich von Stickstoffgehalten im jüngsten und in älteren Nadeljahrgängen für die Baumart Kiefer gefolgert, dass im Bereich von normaler bis luxuriöser N-Ernährung Stickstoff kein Faktor für zusätzliches Wachstum ist und selbst auf Standorten mit ausgewiesenem (latentem) N-Mangel das Baumwachstum durch ande-

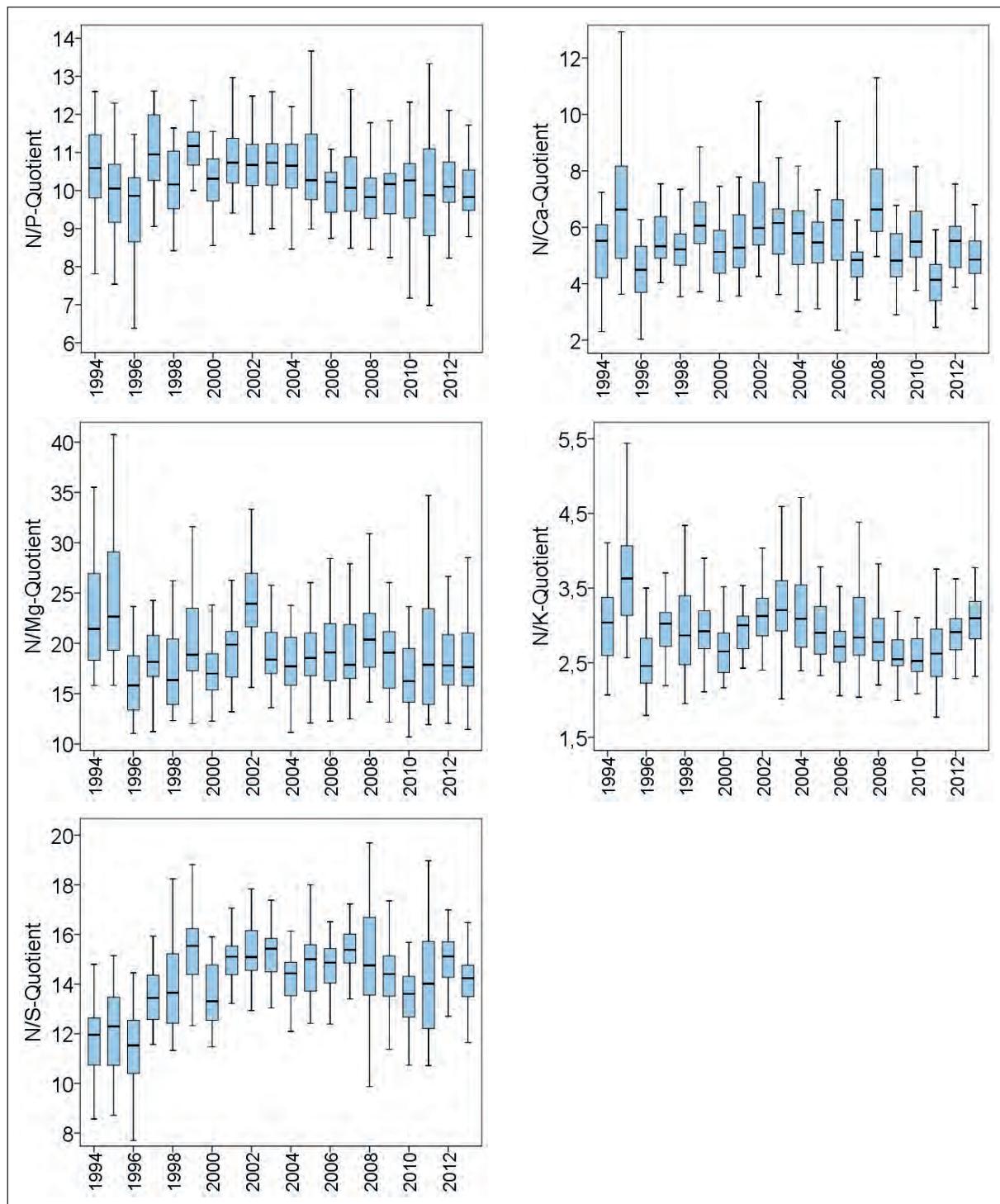


Abb. 6.3.31: N/P-, N/Ca-, N/Mg-, N/K- und N/S-Quotienten von Kiefernadeln von sechs Level-II-Flächen in Brandenburg (Zeitraum 1994-2013)

re Faktoren als durch die N-Versorgung limitiert wird (Riek et al. 2015).

Neben den absoluten Stickstoffgehalten in Nadeln und Blättern werden in der Literatur die Relationen von Stickstoff zu anderen Nährelementen zur Einschätzung von Nährstoffimbalancen empfohlen. In Abb. 6.3.31 sind die Verhältnisse der N-Gehalte zu den Gehalten der Elemente P, Ca, Mg, K und S dargestellt. Weite Verhältnisse („disharmonische“ N-Quotienten)

können ein erhöhtes Risiko beispielsweise mit Blick auf den möglichen Befall durch Schadinsekten bedeuten (Flückiger und Braun 2003). Für die Bewertung der ermittelten N-Quotienten werden die aus der bundesweiten BZE-Stichprobe von Riek et al. (2016) abgeleiteten Grenzwerte verwendet, deren Überschreitung im statistischen Mittel mit latenter Elementmangel korrespondiert. Diese aus den Ernährungsdaten der bundesweiten BZE empirisch abgeleiteten N/Mg-, N/P- und N/K- Quotienten sind nahezu identisch mit

den von Mellert & Göttlein (2012) aus Befunden von den Burgh abgeleiteten Werten. Für die Baumart Kiefer werden die folgenden Schwellen für latenten Mangel an Mg, P, K bzw. Ca angegeben:

$$\text{N/Mg} > 22,8 \quad \text{N/P} > 14,2 \quad \text{N/K} > 4,3 \quad \text{N/Ca} > 8,9$$

**Auf der Grundlage der jährlichen Level II-Ernährungsdaten lassen die Stickstoffquotienten vor allem im Falle der N/S-Quotienten einen deutlichen Trend erkennen. Die Abnahme des N/S-Quotienten im Zeitraum 1994 bis 2012 ist auf die Abnahme der Schwefelgehalte in den Kiefernadeln zurückzuführen.** Diese zeigt sich sowohl in der Level-II-Zeitreihe (Abb. 6.3.32) als auch anhand der Histogramme der S-Ernährung zum Zeitpunkt der beiden BZE-Inventuren sehr deutlich (Abb. 6.3.33) und ist ursächlich auf die Reduktion der atmogenen Schwefeleinträge in Brandenburg zurückzuführen (Einert & Barth 2001, Einert 2016). Auf den Gleichlauf der Schwefelnährung von Waldbäumen und den auf Level II-Flächen im Land Mecklenburg-Vorpommern gemessenen SO<sub>4</sub>-Jahresdepositionsmengen verweisen Russ et al. (2017).

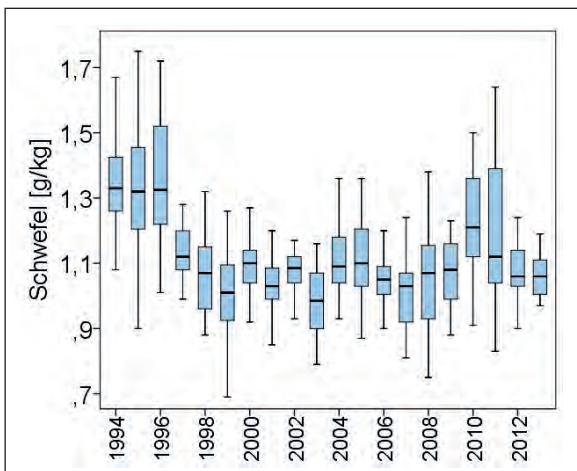


Abb. 6.3.32: Zeitreihe der Schwefelgehalte von Kiefernadeln von sechs Level-II-Flächen in Brandenburg (Zeitraum 1994-2013)

Die Häufigkeitsverteilungen der N/P-, N/Ca-, N/Mg- und N/K-Quotienten in der BZE-2(a)-Stichprobe sind in Abb. 6.3.34 dargestellt. Die vertikalen Linien markieren den Bereich oberhalb dessen nach Riek et al. (2016) Ungleichgewichte auftreten. **Erwähnenswerte Überschreitungen dieser Schwellenwerte finden sich nur bei den N/Mg-Quotienten. „Disharmonien“ zwischen Magnesium und Stickstoff ( $\text{N/Mg} > 22,8$ ) sind demnach bei 16 der insgesamt 227 untersuchten Kiefernbestände (= 7 %) zu verzeichnen.** Dieses deckt sich mit den im Band 1 des Waldbodenberichts dargestellten Befunden, wonach ein Risiko für Nähr-elementmangel bei Kiefer am ehesten für das Element Magnesium besteht und 15 % der BZE-Punkte aktuell von (latentem) Mg-Mangel betroffen sind (Riek et al. 2015). Weitere Bodenversauerung und anhaltender N-Eintrag könnten diesbezüglich zunehmende Nähr-stoffimbalancen induzieren. **Somit erscheinen insbesondere diejenigen Standorte, die sich durch eine**

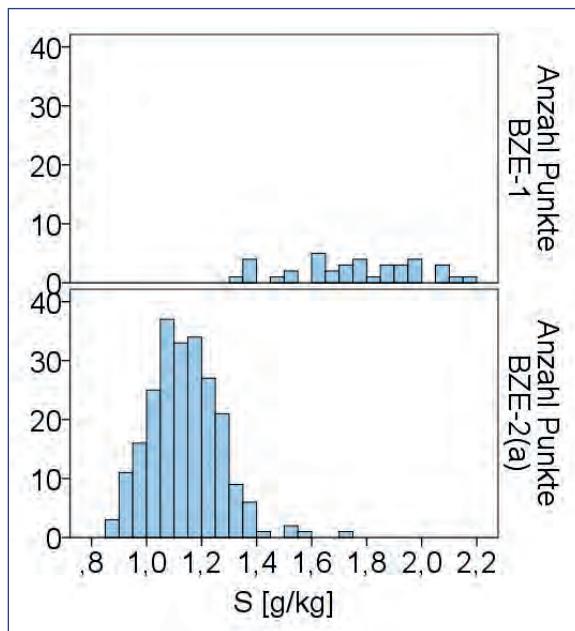


Abb. 6.3.33: Histogramme der S-Gehalte von Kiefernbeständen im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a) (Gesamtstichprobe)

**geringe Magnesiumausstattung und -verfügbarkeit auszeichnen, als störanfällig gegenüber erhöhter atmosphärischer N-Deposition.**

In Abb. 6.3.35 sind die Stickstoffquotienten zum einen den jeweiligen Elementgehalten und zum anderen den N-Gehalten als Streudiagramm gegenübergestellt. In den Streudiagrammen sind mehr oder weniger enge Zusammenhänge zwischen den auf der X- und Y-Achse dargestellten Kennwerten zu erkennen. Der Korrelationsgrad ist im Wesentlichen rechnerisch bedingt und resultiert aus den Beträgen der jeweiligen Streuung in Relation zur absoluten Höhe des Mittelwertes der Einzelelemente. Die Diagramme weisen somit prinzipiell auf eine geringere Variabilität bei den Stickstoffgehalten und vergleichsweise höhere Varianzen bei den Elementen Mg, P, K bzw. Ca. **Wie für die bundesweite BZE-Stichprobe bereits konstatiert (Riek et al. 2016), lassen sich somit auch für das Land Brandenburg keine eindeutig kausalen Zusammenhänge zwischen Stickstoffüberernährung und Störungen der Kationenaufnahme ableiten.**

Die folgenden Analysen zielen darauf ab, grundsätzliche Zusammenhänge zwischen Boden- bzw. Standortseigenschaften einerseits und der Stickstoffernährung andererseits aufzuzeigen. Abb. 6.3.36 zeigt die Bewertungsstufen der N-Ernährung stratifiziert nach Bodentypengruppe, Nährkraftstufe sowie Humusform. Während die Einstufung als (latent) Mangel in allen dargestellten Straten ähnlich häufig vorkommt und sich keinerlei Muster erkennen lässt, finden sich Bestände mit Luxusnährung überwiegend auf hydro-morphen Standorten sowie Standorten der Stamm-nährkraftstufe K und mit der Humusform Mull. Eine Nivellierung der N-Versorgung auf natürlicherweise mittel bis schwach ausgestatteten Standorten (A- bis

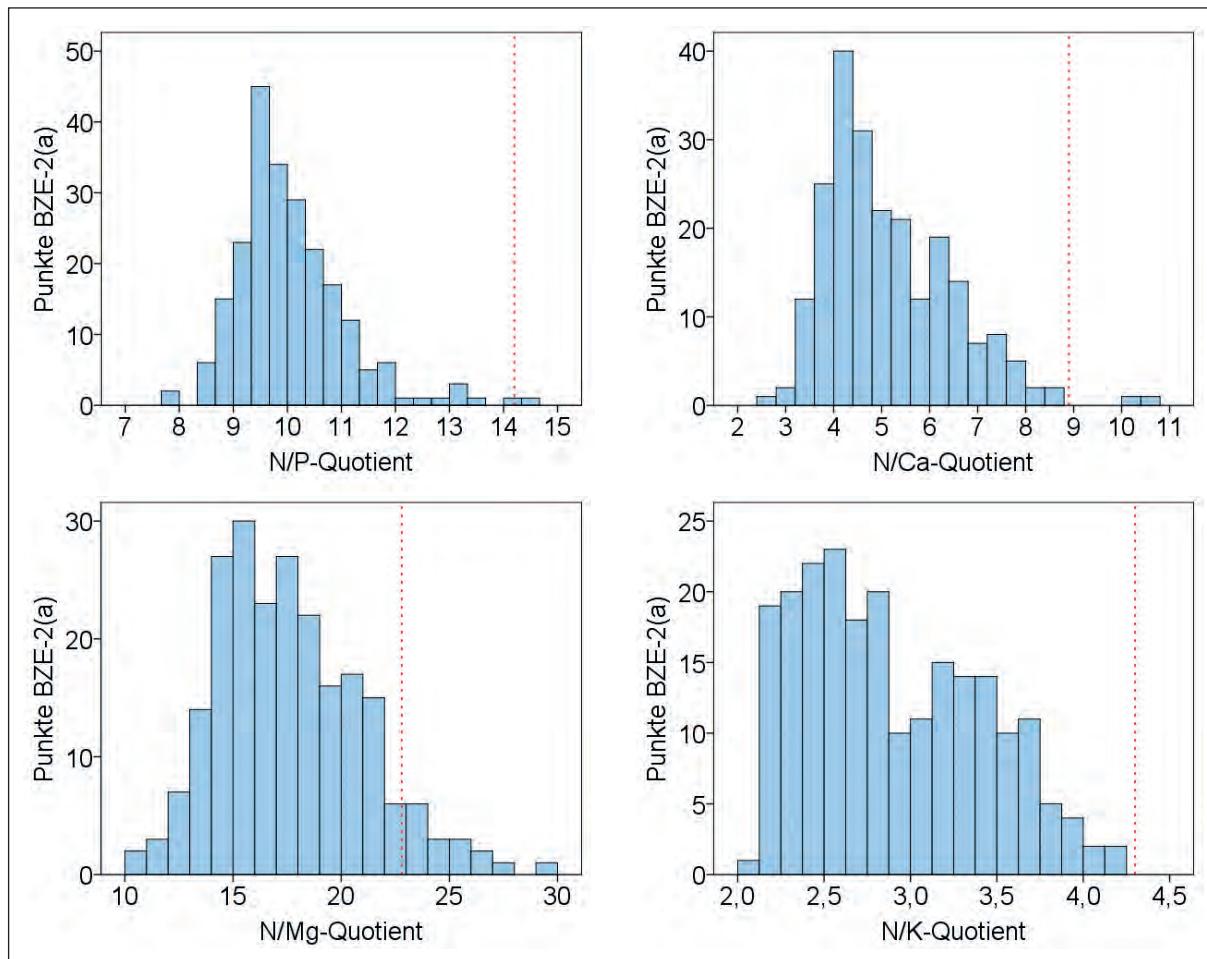


Abb. 6.3.34: Histogramme der N/P-, N/Ca-, N/Mg- und N/K-Quotienten von Kiefernbeständen der BZE-2(a)-Stichprobe sowie Schwellenwert für „disharmonische“ Verhältnisse nach Riek et al. (2016)

M-Standorte, Humusformen Rohhumus bis mullartiger Moder sowie Standorte mit anhydromorphen Bodentypen) dürfte als Indiz für die Überlagerung der N-Ernährung durch atmogene N-Depositionen zu interpretieren sein. Diese bewirken somit vor allem eine Erhöhung der Stickstoffverfügbarkeit auf natürlicherweise nährstoffschwachen Böden, womit diese sich den durchschnittlich versorgten Standorten angleichen. Unter Naturschutzaspekten und für die Erhaltung der Biodiversität erscheint dieses besonders problematisch, da die standorttypische Flora und Fauna dieser empfindlichen, natürlicherweise sauren Waldstandorte durch stickstoffliebende Arten verdrängt wird.

Auch die Streudiagramme von N-Gehalt in Kiefernadeln und C/N-Verhältnis in Humusauflage und mineralischem Oberboden verweisen auf eine Abhängigkeit der N-Ernährung von der N-Verfügbarkeit im Boden (Abb. 6.3.37). Ein signifikanter Zusammenhang besteht sowohl für die BZE-1- als auch für die BZE-2(a)-Stichprobe; ein Unterschied des jeweiligen Bestimmtheitsmaße der beiden Inventuren ist nicht erkennbar (BZE-1:  $R^2=0,27$ ; BZE-2(a):  $R^2=0,28$ ). Das Niveau der N-Gehalte in den Nadeln ist bei gleichem C/N-Verhältnis jedoch bei der Erstinventur deutlich niedriger als bei der Zweitinventur. **Somit besteht offensichtlich eine grundsätzliche Abhängigkeit**

der N-Ernährung vom verfügbaren Bodenstickstoff, der sich konventionell über das C/N-Verhältnis näherungsweise ausdrücken lässt. Diese grundsätzliche Abhängigkeit wird vermutlich vor allem durch Witterungsunterschiede in den Erhebungsjahren modifiziert. Zudem lässt sich der Einfluss des C/N-Verhältnisses auf die N-Ernährung auch anhand der Stammnährkraftstufe nachvollziehen (Abb. 6.3.37). So kommen hohe N-Gehalte in den Nadeln und gleichzeitig enge C/N-Verhältnisse im Boden überwiegend auf M- bis R-Standorten vor. Geringe N-Nadelgehalte und weite C/N-Verhältnisse im Boden zeigen sich dagegen vorrangig für die A- und Z-Standorte. Die C/N-Verhältnisse im Boden (Auflage und Mineralboden bis 10 cm Tiefe) liegen für Kiefernbestände mit luxuriöser N-Ernährung durchschnittlich bei 23,4 (Median), mit normaler Ernährung bei 27,2 und für Bestände im (latenten) Mangelbereich bei 30,0. Die Gruppenunterschiede sind hoch signifikant.

Für weitere chemische Kenngrößen des Oberbodens konnte kein signifikanter Zusammenhang zur N-Ernährung nachgewiesen werden. Eine schwache Korrelation besteht indes zu der anhand des wässrigen 1:2-Bodenextraktes (Kap. 6.3.4) ermittelten  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration im Sickerwasser. Der Boxplot in Abb. 6.3.38 zeigt die Unterschiede zwischen den nach N-Ernähr-

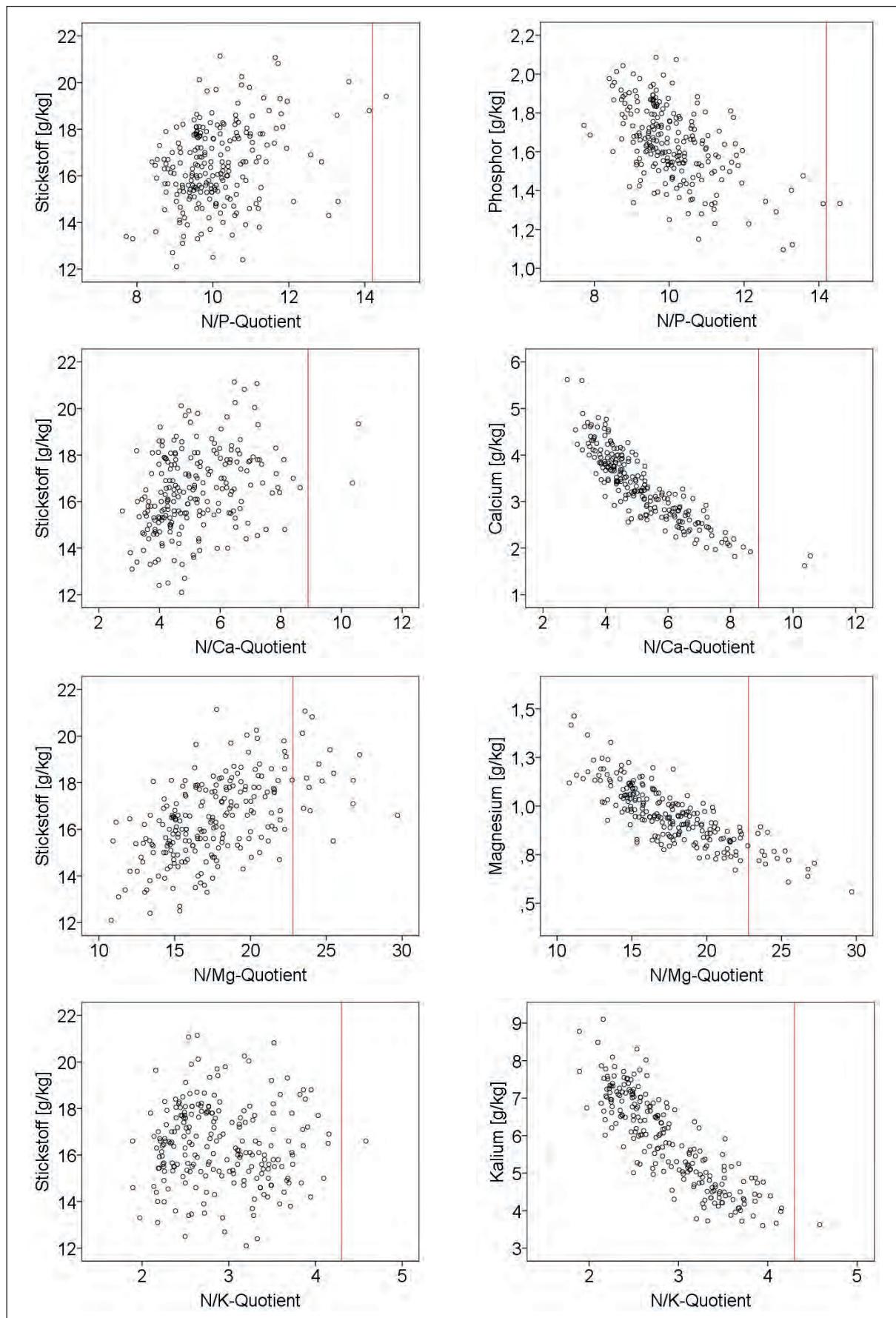


Abb. 6.3.35: Streudiagramme der Stickstoffquotienten und N-, P-, Ca-, Mg- bzw. K-Gehalte von Kiefernbeständen der BZE-2(a)-Stichprobe sowie Schwellenwert für „disharmonische“ Verhältnisse nach Riek et al. (2016)

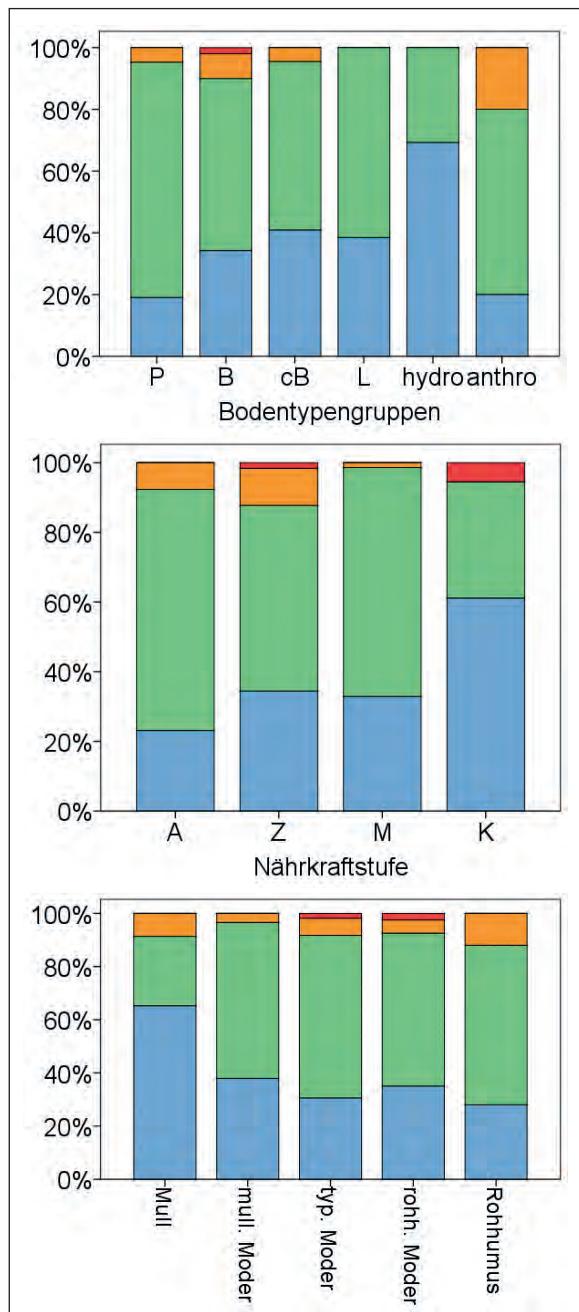


Abb. 6.3.36: Bewertungsstufen der Stickstoffernährung von Kiefernbeständen der BZE-2(a)-Stichprobe stratifiziert nach Bodentypengruppe (P = Podsole, B = saure Braunerden, cB = carbonathaltige Braunerden, L = Lessivés, hydro = hydromorphe Böden, anthro = anthropogen stark überprägte Böden; vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap.2.5.2), Stammnährkraftstufe und Humusform; dunkelrot = Mangernährung, orange = latenter Mangel, grün = Normalbereich, blau = Luxusnährung

rungsstufen stratifizierten  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen. Die Mediane der  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen in den einzelnen Ernährungsstufen unterscheiden sich demnach kaum voneinander. Die Streuungen in den Gruppen, die Rechtsschiefe der Verteilungen und die Häufigkeiten hoher Extremwerte nehmen mit zunehmender N-Ernährung jedoch deutlich zu.

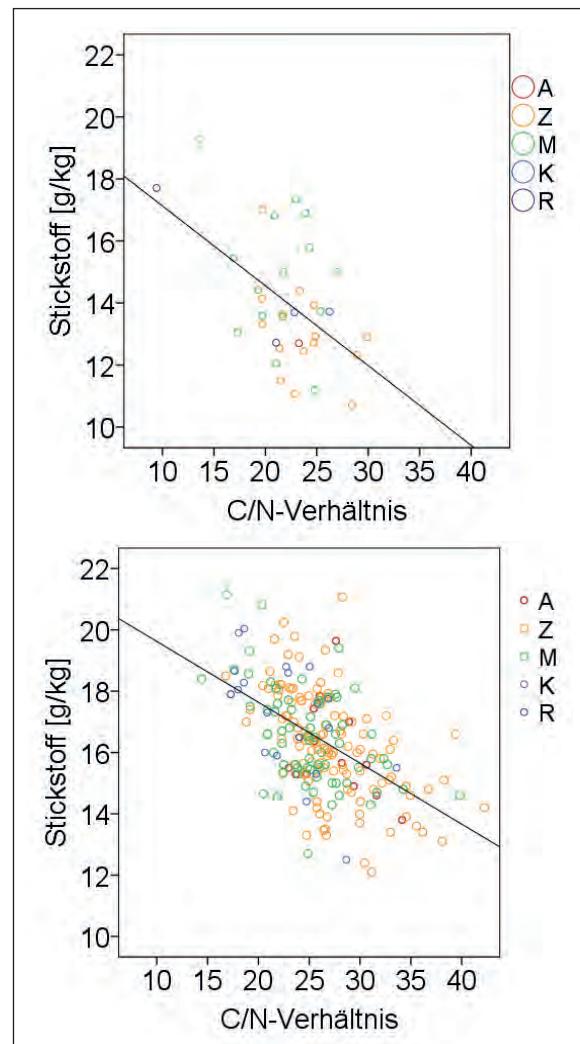


Abb. 6.3.37: Beziehung zwischen Stickstoffgehalten von Kiefern im 1. Nadeljahrgang zur BZE-1 (oben) und BZE-2(a) (unten) und jeweiligem C/N-Verhältnis (Auflage und Mineralboden bis 10 cm Tiefe) stratifiziert nach der standörtlichen Stammnährkraftstufe nach SEA95 (BZE-1:  $R^2=0,27$ ; BZE-2(a):  $R^2=0,28$ )

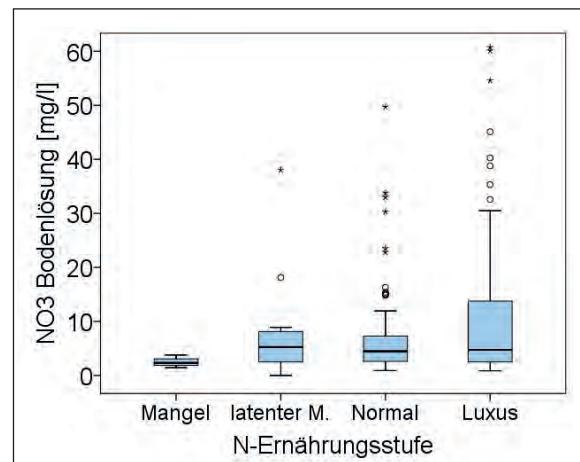


Abb. 6.3.38: Boxplots der  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration im Sickerwasser (wässriger 1:2-Bodenextrakt, vgl. Kap.6.3.4) stratifiziert nach N-Ernährungsstufen von Kiefernbeständen

## 6.4 Phosphor in Boden und Pflanze

Als Hauptnährelement ist Phosphor für die Synthese organischer Substanzen und als Zellbaustein von zentraler ökologischer Bedeutung. Er ist an den Stoffwechselvorgängen der Pflanzen beteiligt und führt in Mangel-situationen zu Stoffwechselstörungen und verringertem Zuwachs. Im Boden ist Phosphor sowohl organisch als auch anorganisch gebunden. Die Phosphorausstattung hängt primär vom P-Gehalt des Ausgangsgesteins ab. In diesem liegt Phosphor – als Phosphat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) gebunden – überwiegend in Form der Apatite vor, die als bedeutendste mineralische Phosphorquelle gelten.

Hinsichtlich der unterschiedlichen P-Erscheinungsformen in Böden differenzieren Blume et al. (2010) zwischen

- Phosphor in gelöster Form,
- austauschbar an äußere und innere Oberflächen von Tonmineralen und Sesquioxiden sorbiert oder auch fest in diese eingebundenem Phosphor,
- Phosphor in definierten Phosphatmineralen sowie
- Phosphor in organischen Substanzen und Bodenorganismen.

Der P-Anteil in der Bodenlösung umfasst nach Blume et al. (2010) meist weniger als 0,1 % des gesamten Phosphorgehaltes. Mit Zunahme des Humusgehaltes und Tonanteils steigt im Allgemeinen auch der P-Gesamtgehalt der Böden.

Die P-Bindung an und in Sesquioxiden wie auch die Freisetzung von Phosphor aus Apatiten ist in hohem Maße von den Aziditätsverhältnissen im Boden abhängig. Bei pH-Werten im Neutralbereich (pH 6,5-7,5) ist die Mobilität sehr gering. Phosphor kommt hier überwiegend in gebundener Form als Calciumphosphat vor. Mit abnehmendem pH-Wert steigt die P-Verfügbarkeit und ist im schwach sauren Bereich maximal. Bei niedrigeren pH-Werten erfolgt durch die Fixierung von Phosphor – zunächst in Aluminium- und bei weiter sinkendem pH-Wert zunehmend in Eisenphosphaten – erneut eine Abnahme der Bioverfügbarkeit. Die P-Mobilität ist somit sowohl im Milieu von sauren Waldböden als auch in Ca-reichen Bodenhorizonten herabgesetzt. **Die im Rahmen der BZE im Königswasseraufschluss analysierten Gesamtgehalte an Phosphor geben daher nur sehr grobe Hinweise auf die standörtlichen Ausstattung mit pflanzenverfügbaren bzw. leicht mobilisierbaren P-Reserven. Diese machen am Gesamtphosphor vermutlich nur einen relativ geringen Anteil aus.** Somit sind zwischen der P-Ernährung der Waldbäume und den im Königswasseraufschluss gemessenen P-Gehalten bzw. daraus berechneten P-Vorräten der Böden allenfalls schwache Zusammenhänge zu erwarten.

Die statistischen Analysen im vorliegenden Kapitel beschränken sich auf die Stichprobe der BZE-2(a), da

aufgrund von methodischen Unterschieden ein Vergleich mit BZE-1-Daten nicht möglich ist. Bei der BZE-1 wurde Phosphor im HF-Aufschluss nach Behm (1964) bestimmt und nicht im Königswasseraufschluss, der für die BZE-2 vorgeschrieben war und angewandt wurde. Beide Verfahren führen zu divergierenden Ergebnissen.

### 6.4.1 P-Gehalte und -vorräte

Auf den überwiegend sandigen und silikatarmen Substraten der brandenburgischen BZE-Standorte ist generell davon auszugehen, dass sowohl in sorbiert als auch mineralisch gebundener Form nur geringe P-Mengen vorhanden sind. Generell ist dementsprechend für die Waldböden Brandenburgs und insbesondere für die Böden aus stark verwitterten (altpleistozänen) Materialien eine ungünstige Phosphorausstattung anzunehmen. Nach Blume et al. (2010) gelten für sandige Böden P-Gehalte <100 ppm als typisch, während bei schluffigen, lehmigen und tonigen Böden von P-Gehalten im Bereich von 200-800 ppm ausgegangen werden kann.

Zur P-Akkumulation im Oberboden kommt es im Zuge der Humifizierung von Streumaterial und Humusanreicherung im Ah-Horizont. Phosphor ist hier organisch in den Huminstoffen gebunden. In der brandenburgischen BZE-2(a)-Stichprobe liegen die P-Gehalte im Vergleich von humosem Oberboden (Tiefenstufen 0-5 cm, 5-10 cm und 10-30 cm) und humusfreiem Untergrund (60-90 cm, 90-140 cm und 140-200 cm) deutlich auseinander: Der Median im mineralischen Oberboden beträgt 144 ppm und die Werte schwanken überwiegend zwischen 67 ppm und 297 ppm (10- bis 90-Perzentil). Dagegen liegt der Median im humusfreien Untergrund bei 78 ppm und die Werte variieren zwischen 35 ppm und 180 ppm. Ausgehend von den Medianen der P-Gehalte in den genannten Tiefenbereichen lässt sich – unter der Prämisse relativ einheitlicher (sandiger) Substrate im gesamten Profil – grob abschätzen, dass im mineralischen Oberboden annähernd die Hälfte des Gesamtphosphors (rechnerisch: 46 %) in organischer Bindung vorliegt.

Die Vorräte an Gesamtphosphor variieren in der Humusauflage zwischen 17 kg/ha und 96 kg/ha (10- bis 90-Perzentil). Sie betragen im Mittel 53 kg/ha (Median). Im Vergleich hierzu sind die im Mineralboden gespeicherten P-Mengen um ein Vielfaches höher. Für den Tiefenbereich 0-90 cm liegt der Median bei 1504 kg/ha; die Werte streuen hier zwischen 798 kg/ha und 2685 kg/ha (10- bis 90-Perzentil). Der Anteil der in der Humusauflage gespeicherten P-Menge macht somit über alle Standorte hinweg lediglich ca. 3,4 % des im gesamten Bodenprofil (Auflage bis 90 cm Tiefe) gespeicherten P-Vorrats aus. Aufgrund der überwiegend starken P-Fixierung im Mineralboden dürfte der im Auflagehumus befindliche Phosphor dennoch von ökologischer Relevanz sein. Nach Binkley (1986) wird der P-Bedarf der Pflanzen generell überwiegend aus der Mineralisierung von organischer Substanz gedeckt. So erscheint hinsichtlich der P-Ernährung der „kleine

Stoffkreislauf“, d. h. die Aufnahme des aus Streuzersetzung und Mineralisierung resultierenden pflanzenverfügbaren Phosphors, vor allem bei sehr kleinen P-Verwitterungsraten des Ausgangsgesteins höchst bedeutsam (vgl. Kap. 6.4.3).

In Abb. 6.4.1 sind die P-Gesamtressourcen in 0-90 cm Tiefe stratifiziert dargestellt. Bei den Bodentypengruppen sowie Nährkraftstufen treten erwähnenswerte Mittelwertunterschiede der Straten auf. So unterscheiden sich die eutrophen Braunerden durch höhere P-Vorräte von den sauren Braunerden und Podsolen so-

wie von Lessivés und hydromorphen Böden. Bei den anthropogen stark überprägten Böden ist bei hoher Streuung von einigen Standorten mit hohen P-Mengen auszugehen. Hierfür sind z. B. Aufschüttungsstandorte mit Ablagerungen von offensichtlich P-reichen Materialien ursächlich. Bei den Stammnährkraftstufen sind augenscheinlich vor allem die R-Standorte besser mit Phosphor ausgestattet, während sich die A-Standorte bei sehr großer Streuung von den Z-, M- und K-Standorten durch tendenziell etwas geringere P-Mengen unterscheiden. Die Humusformen Mull und mullartiger Moder weisen geringfügig höhere P-Vorräte auf als

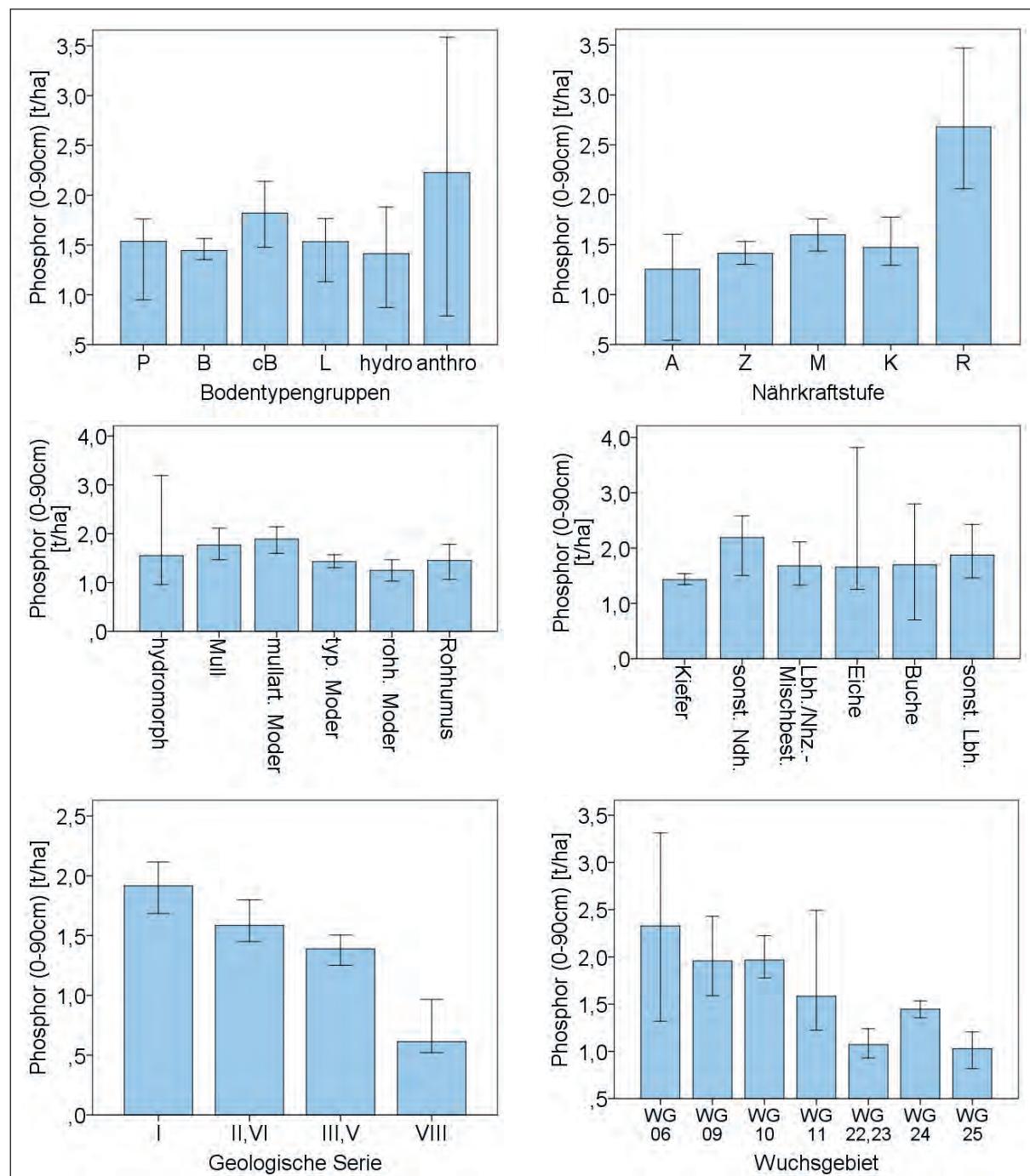


Abb. 6.4.1: Stratifizierte Darstellung des P-Vorrats für die Stichprobe der BZE-2(a) in 0-90 cm Tiefe nach Bodentypengruppe, Stammnährkraftstufe, Humusform, Bestandestyp, Geologischer Serie und Wuchsgebiet (Mediane und 95 %-Konfidenzbereich; Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap.2.5.2, S.31)

Moder, rohhumusartiger Moder und Rohhumus. Bei den Bestandestypen sind insbesondere bei Berücksichtigung der teils hohen Streuung keine nennenswerten Unterschiede zwischen den Straten auszumachen.

Die markantesten Unterschiede weisen indes die verschiedenen Ausprägungen der Geologischen Serie auf, die sich auch in der Stratifizierung nach Wuchsgebieten wiederfinden. So weisen die Böden auf den jüngsten eiszeitlichen Ablagerungen im Nordosten des Landes (Geologische Serie I bzw. Wuchsgebiete 6, 9 und 10) die höchsten P-Vorräte im Mineralboden auf. Es folgen die Böden der älteren Geologischen Serie II/VI, die vielfach mit dem Wuchsgebiet 24 korrespondieren sowie die altpaläozänen Standorte der Serie III/V in den Wuchsgebieten 11, 22, 23 und 25. Hier fällt allerdings das Wuchsgebiet 11 insofern aus dem Rahmen, als hier (bei großer Streuung) etwas höhere Werte zu verzeichnen sind. Die tertiären Sedimente der Serie VIII weisen mit Abstand die geringsten P-Vorräte auf. Somit spiegeln die P-Vorräte eine sehr ausgeprägte Bindung an die Stratigrafie wider.

Die regionale Verteilung der P-Vorräte in Humusaufklage bzw. Mineralboden geht aus den beiden Kartogrammen in Abb. 6.4.2 hervor. Die in der Humusaufklage gespeicherten Mengen weisen ein schwaches großräumiges Muster auf. Tendenziell treten im südwestlichen Teil des Landes gehäuft hohe und im nordöstlichen Teil geringere Werte auf. Dieses dürfte unmittelbar mit der verstärkten Akkumulation von Aufklagehumus auf den nährstoffärmeren und mit Kiefer bestockten Standorten im Süden bzw. der schwächeren Ausbildung von Humusaufklagen auf nährstoff- und laubholzreicherem Standorten im Nordosten des Landes zusammenhängen. So zeigt sich zwischen P-Vorrat und C-Vorrat in der Auflage ein relativ straffer linearer Zusammenhang:

$$P_{\text{Auflage}} (\text{kg/ha}) = 0,001735 * C_{\text{Auflage}} (\text{kg/ha}) + 7,198, R^2=0,75$$

Der C-Vorrat steht in dieser Gleichung für die Akkumulation von Aufklagehumus unter sauren und nährstoffarmen Verhältnissen. Im Mineralboden besteht indes nahezu kein Zusammenhang zwischen  $C_{\text{org}}$ - und P-Vorrat ( $R^2<0,1$ ). Hier folgt die regionale Verteilung der P-Vorräte einem großräumigen Muster mit deutlichem Nord-Süd-Gradienten (Abb. 6.4.2). Darin spiegelt sich – wie oben dargelegt – im Wesentlichen das geologische Alter der eiszeitlichen Substrate wider. Insgesamt verhalten sich die P-Vorräte in Auflage und Mineralboden somit umgekehrt proportional zueinander.

**In den stark verwitterten altpaläozänen Ablagerungen liegen im Mineralboden vergleichsweise geringe P-Mengen vor, sodass hier die organische Bodensubstanz – insbesondere auch in der Humusaufklage – für die Nachlieferung von pflanzenverfügbarem Phosphor von großer Bedeutung ist. Störungen, die auf diesen Standorten zu Humusverlusten führen, stellen daher ein besonderes Ri-**

siko für die nachhaltige P-Versorgung der Bestände dar. Bei weitgehend intaktem ökosystemarem P-Kreislauf, kann Phosphor vor allem durch anthropogenen Biomasseexport verlorengehen. Demzufolge ist davon auszugehen, dass die ermittelten P-armen Böden bei nicht standortsangepasster, übermäßiger Holzentnahme in besonderem Maße von einer Verarmung an verfügbarem Phosphor betroffen sind, falls ggf. durch P-Düngungsmaßnahmen keine Kompensation der P-Verluste erfolgt. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass die Auswertungen zur P-Ernährung an den BZE-Punkten derzeit noch keinerlei auffällige Mangelsituationen erkennen lassen (Kap. 6.4.3).

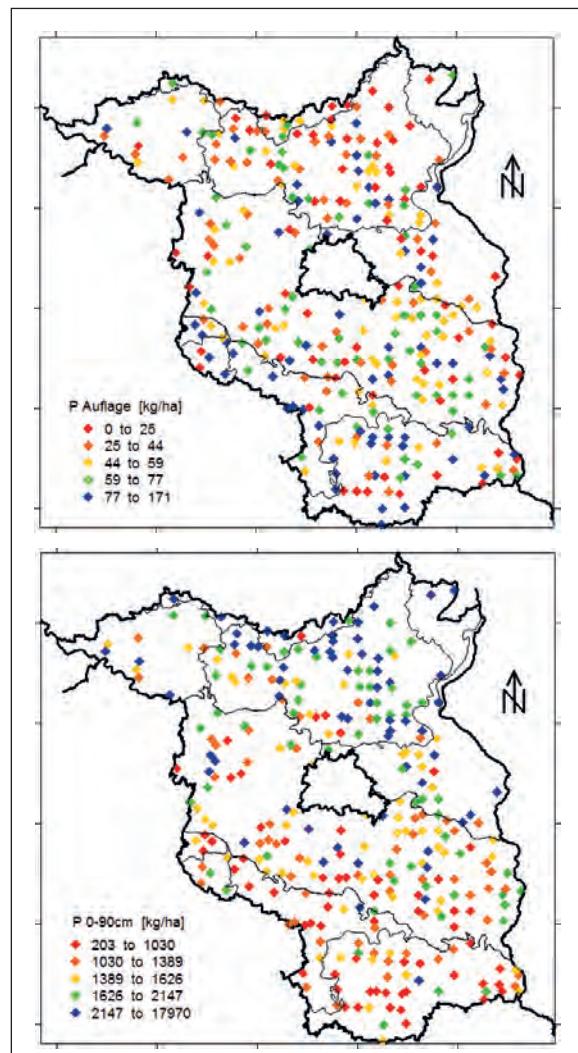


Abb. 6.4.2: Kartogramme der Quintile der P-Vorräte in Humusaufklage und Mineralboden (0-90 cm)

#### 6.4.2 C/P-Verhältnisse

Wie das C/N-Verhältnis ist auch das C/P-Verhältnis – die Relation von organischem Kohlenstoff zum Gesamphosphor – als Indikator für die biologische Aktivität der Böden und zur Kennzeichnung der Humusqualität geeignet. Enge Werte sind überwiegend an günstige Mineralbodenhumusformen gekoppelt, während weite C/P-Verhältnisse auf Rohhumusfor-

men hinweisen. Das C/P-Verhältnis gilt zudem als grobes Maß für die standortsabhängige Bioverfügbarkeit von Phosphor. Für Ackerböden wird allgemein von C/P-Verhältnissen von 100-200 ausgegangen, während Podsole Werte bis zu 1000 aufweisen können (Blume et al. 2010).

Wie beim C/N-Verhältnis (Kap. 6.3.3) lässt sich zur Kennzeichnung des Humuskörpers das C/P-Verhältnis aus Auflage, oberem Mineralboden oder der Kombination von beidem verwenden. Die Unterschiede sind beim C/P-Verhältnis aufgrund der hohen Differenzen zwischen den P-Gehalten von Mineralboden und Auflage stark ausgeprägt (Tab. 6.4.1). Je nach betrachte-

tem Tiefenbereich kommt man daher zu teilweise stark divergierenden Einschätzungen der C/P-Verhältnisse.

**Tab. 6.4.1: Median, 10- und 90-Perzentil der C/P-Verhältnisse in Auflage, oberem Mineralboden (0-10 cm) sowie Auflage bis 10 cm Tiefe in der BZE-2(a)-Stichprobe**

	C/P (Auflage)	C/P (0-10cm)	C/P (Aufl. -10cm)
10-Perzentil	314	67	114
Median	501	146	231
90-Perzentil	690	298	402

Die Stratifizierung der C/P-Verhältnisse in der Auflage bis 10 cm Tiefe lässt deutliche Abhängigkeiten sowohl

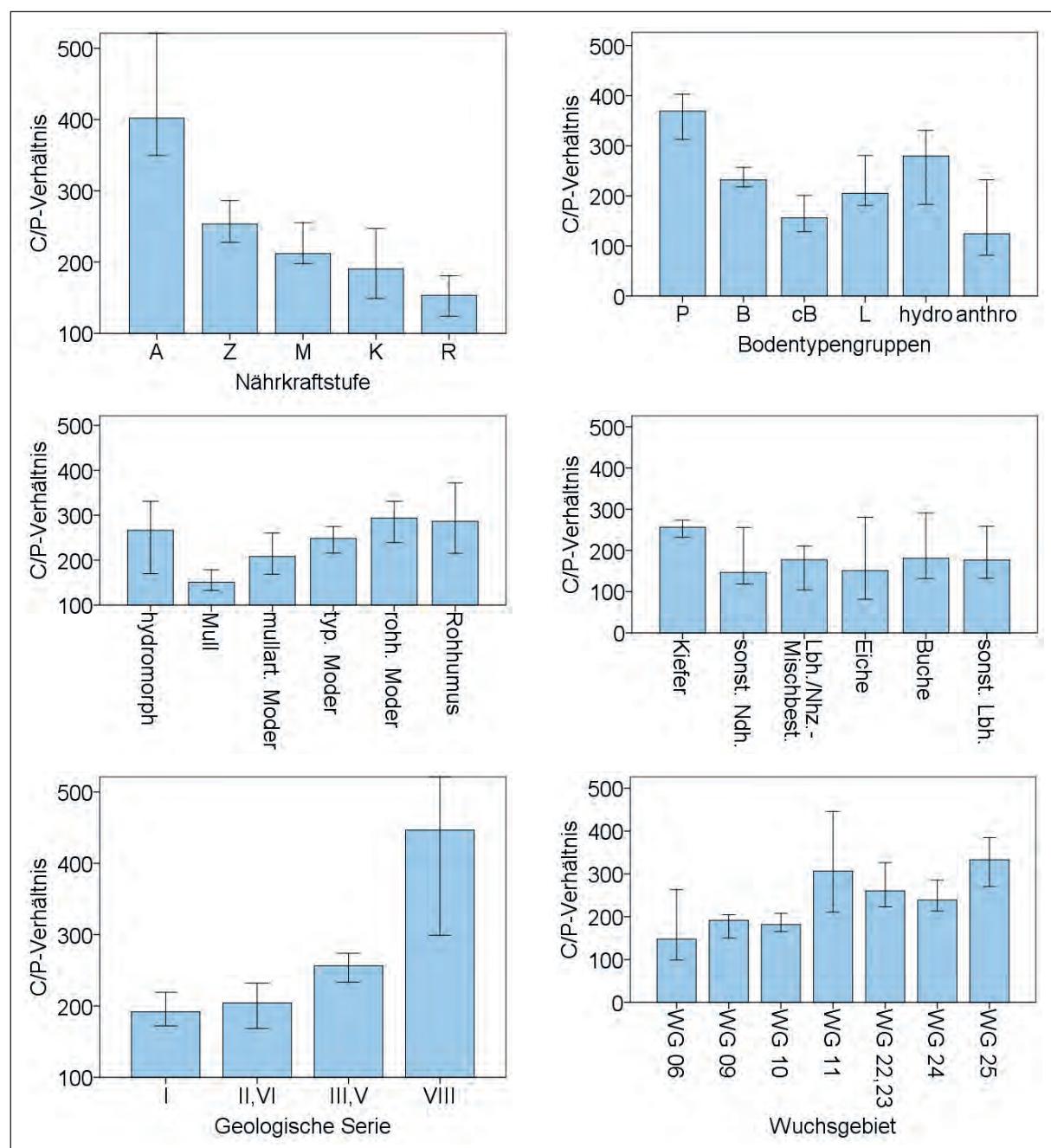


Abb. 6.4.3: Stratifizierte Darstellung der C/P-Verhältnisse für die Stichprobe der BZE-2(a) in Auflage bis 10 cm Tiefe nach Bodentypengruppe, Stammnährkraftstufe, Humusform, Bestandestyp, Geologischer Serie und Wuchsgebiet (Mediane und 95 %-Konfidenzbereich; Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S. 31)

vom Ausgangsmaterial der Bodenbildung als auch von den pedogenen und biogenen Einflußfaktoren erkennen. Auf altpaleozänen und tertiären Ablagerungen der Geologischen Serien III/V und VIII bzw. den entsprechenden Wuchsgebieten 11, 22, 23 und 25 sowie auf Podsolen und A-Standorten sind die C/P-Verhältnisse besonders weit. Kiefernbestände unterscheiden sich von allen anderen Bestandestypen durch relativ weite C/P-Verhältnisse und auch die ungünstigen Humusformen Rohhumus und rohhumusartiger Moder fallen durch relativ weite C/P-Verhältnisse auf. Insgesamt lassen sich die Humusformen anhand der C/P-Verhältnisse besser differenzieren als anhand der C/N-Verhältnisse (Kap. 6.3.3, Abb. 6.3.6), was als Hinweis auf die nivellierende Wirkung atmogener N-Einträge gedeutet werden könnte. Aufallend weit sind auch die C/P-Verhältnisse von hydromorphen Standorten bzw. bei hydromorphen Humusformen. Dies dürfte auf die forcierte C-Akkumulation unter anaeroben Bedingungen bei limitierter P-Ausstattung zurückzuführen sein.

Die Kartogramme der C/P-Verhältnisse in Abb. 6.4.4 lassen bei den Auflagewerten einen schwachen und

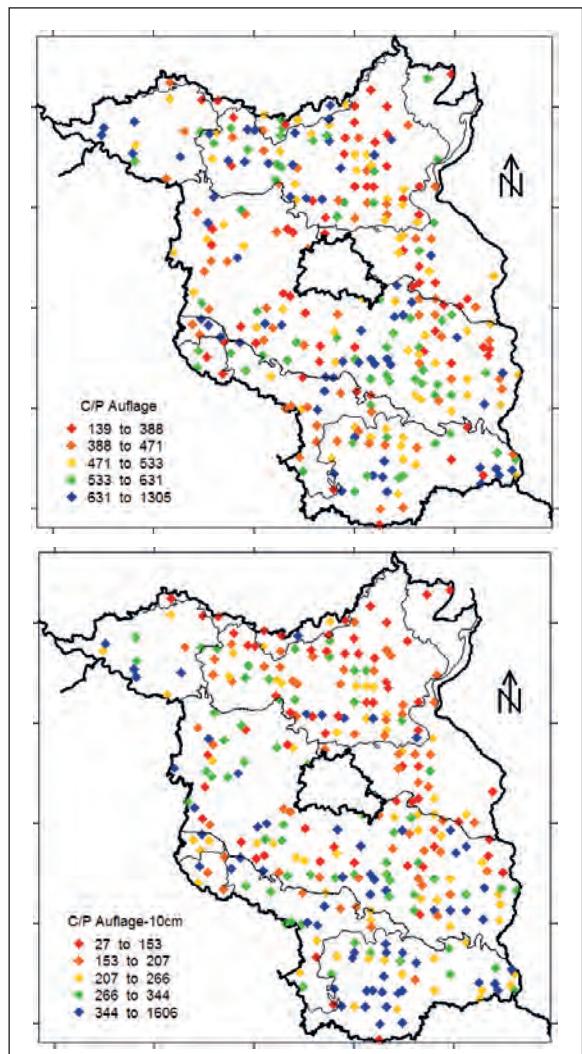


Abb. 6.4.4: Kartogramme der Quintile der C/P-Verhältnisse in Auflage bis 10 cm Tiefe

bei den Werten von Auflage bis 10 cm Tiefe einen sehr deutlichen Gradienten von Südwesten nach Nordosten erkennen. Deutlich kommt hierin die dargelegte Abhängigkeit der C/P-Verhältnisse von der Stratigrafie zum Ausdruck, die durch Bestandesinflüsse insbesondere in der Humusaufgabe modifiziert wird. Im geologisch jüngeren Nordosten des Landes liegen die C/P-Verhältnisse der Humusaufgabe nach dem Bewertungsrahmen des AK Standortskartierung (2016) vorwiegend im Bereich von *mäßig engen* bis *mittleren* Werten. Im Südwesten treten gehäuft *mäßig weite* und *weite* Werte auf.

Zwischen den C/P-Verhältnissen und den C/N-Verhältnissen besteht ein Zusammenhang, der in der Humusaufgabe am engsten ist und mit zunehmender Bodentiefe abnimmt. Dieses ist darauf zurückzuführen, dass im Unterboden und Untergrund Phosphor zunehmend und überwiegend nur noch mineralisch gebunden vorkommt. Das Streudiagramm in Abb. 6.4.5 zeigt für den Oberboden (Humusaufgabe bis 10 cm Tiefe) einen lockeren Zusammenhang ( $R^2=0,13$ ) zwischen C/P- und C/N-Verhältnis. Ein Vergleich der C/P- und C/N-Verhältnisse lässt sich auch anhand deren jeweiliger Bewertungen vornehmen. Die hierzu konventionell verwendeten Bewertungsstufen nach AK Standortskartierung (2016) sind in Tab. 6.4.2 vergleichend ausgewiesen. Diese Angaben beziehen sich auf die Humusaufgabe bzw. bei der Humusform Mull auf den oberen Mineralboden. Unter Verwendung dieser Bewertungsstufen lässt sich die Humusqualität der brandenburgischen BZE-Stichprobe mit Blick auf die Verfügbarkeiten von Stickstoff bzw. Phosphor wie folgt gegenüberstellen:

Beim C/N-Verhältnis schwanken die Bewertungsstufen für die Auflage überwiegend zwischen *mittel* bis *mäßig weit* (10-Perzentils = 20) und *weit* (90-Perzentils = 34). Der Median (= 26) liegt im weiten Bereich. Die Bewertungsstufen des C/P-Verhältnisses variieren im Wesentlichen zwischen *mittel* (10-Perzentil = 310)

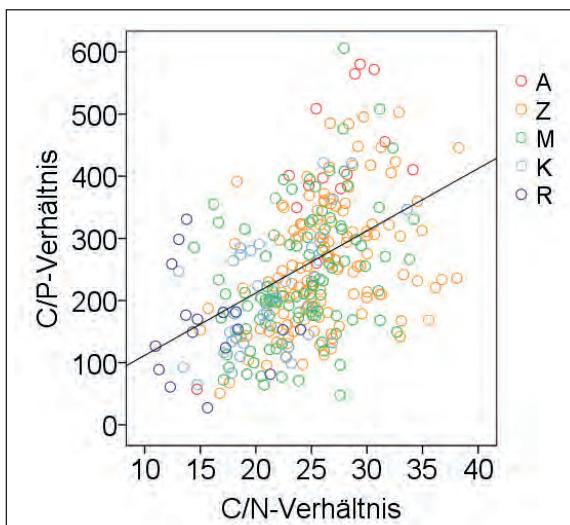


Abb. 6.4.5: Streudiagramm von C/N- und C/P-Verhältnis (Auflage und Mineralboden bis 10 cm Tiefe) stratifiziert nach Stammnährkraftstufen

**Tab.6.4.2: Bewertung von C/N- und C/P-Verhältnissen nach AK Standortskartierung (2016)**

C/N	<10	10-12	12-16	16-20	20-25	25-35	>35
C/P	<50	50-100	100-200	200-400	400-800	800-1200	>1200
Stufe	sehr eng	eng	mäßig eng	mittel	mäßig weit	weit	sehr weit

und *mäßig weit* (90-Perzentil = 688) und der Median (= 501) wird als *mäßig weit* eingestuft. Die Bewertung des Humus unterscheidet sich somit kaum hinsichtlich der N- und P-Fähigkeiten, wobei die Verhältnisse für Phosphor bedenziell sogar noch günstiger (enger) als für Stickstoff eingestuft werden. Dieses ist vor dem Hintergrund hoher atmosphärischer N-Einträge in die Waldökosysteme erstaunlich. Die überregionale Gültigkeit der verwendeten Bewertungsstufen vorausgesetzt, deutet sich hierin an, dass sich die Bedeutung der atmosphärischen N-Einträge für die Humusqualität reduziert hat. Der in Kap. 6.3.6 dargelegte Befund, wonach der Anteil von „harmonischen Humusformen“ (SEA95) zwischen BZE-1 und BZE-2(a) zugenommen hat, wird somit durch die vergleichende Bewertung von C/N- und C/P-Verhältnissen bestätigt.

Mit Blick auf die Baumernährung lassen sich die C/P-Verhältnisse auch anhand der von Mellert et al. (2018) anhand der bundesweiten BZE-Stichprobe abgeleiteten bodenchemischen Präferenz- und Mangelbereiche für das Element Phosphor einschätzen. Eine erhöhte Wahrscheinlichkeit (> 30 %) für P-Ernährungsmangel sehen die Autoren für die Baumart Kiefer ab C/P-Verhältnissen >800. Sie konstatieren, dass für die Laubbaumarten (Eiche, Buche) mindestens *mäßig enge* C/P-Verhältnisse und für die Baumart Kiefer *mäßig weite* C/P-Verhältnisse für eine ausgeglichenene Ernährung mit Phosphor vorliegen müssen. Die Kiefer zeichnet sich als besonders tolerant gegenüber der standörtlichen P-Ausstattung aus. Für die Ableitung der C/P-Verhältnisse verwenden die Autoren die Angaben aus dem mineralischen Oberboden in 0-10 cm Tiefe. In der brandenburgischen BZE-Stichprobe sind in dieser Tiefe *weite* und *sehr weite* C/P-Verhältnisse (C/P > 800) nur bei 1 % aller BZE-Punkte zu verzeichnen. Die Bewertungsstufen mittel bis sehr weit (C/P > 200) werden auf 29 % der Stichprobe ausgewiesen. Phosphormangel wäre demzufolge für die Kiefer auf nahezu der gesamten Waldfläche auszuschließen. Für die Laubbaumarten Eiche und Buche kämen unter dem Aspekt einer ausreichenden P-Versorgung der Standorte immerhin gut 70 % der Fläche in Betracht. Diese Einschätzung deckt sich mit der insgesamt als günstig einzuschätzenden P-Ernährung der Baumarten der brandenburgischen BZE-Stichprobe (Kap. 6.4.3).

#### 6.4.3 P-Ernährung

Wie mehrfach dargelegt, hängt die Mobilität von Phosphor wesentlich von den Bindungsformen in den mineralischen Komponenten und der organischen Substanz sowie vom pH-Wert des Bodens ab. Der im Königswasseraufschluss gemessene P-Gesamtgehalt, wie auch das daraus ermittelte C/P-Verhältnis,

lassen nur eingeschränkt Rückschlüsse auf die P-Fähigkeit und damit auf die Versorgung der Pflanzen mit Phosphor zu. Zur Einschätzung des tatsächlichen Ernährungszustandes der Waldbäume liegen aus der BZE-2(a) für 227 Kiefern-, 13 Buchen- und 17 Eichenbestände Nadel-/Blattanalysen vor. Für 35 Kiefernbestände, die auch bei der BZE-1 beprobt wurden, besteht die Möglichkeit eines gepaarten Stichprobenvergleichs. Die Bewertung der P-Gehalte in Nadeln und Blättern nach Göttlein (2015) geht aus Tab. 6.4.3 hervor.

**Tab.6.4.3: Grenzwerte für das Element Phosphor in Nadeln bzw. Blättern von Kiefer, Buche und Eiche nach Göttlein (2015)**

[g/kg]	Kiefer	Buche	Eiche
Obergrenze Normalbereich	2,00	1,70	2,00
Untergrenze Normalbereich	1,30	1,20	1,35
Symptomgrenze	1,00	0,95	0,90

In Abb. 6.4.6 sind die Histogramme der P-Gehalte in Kiefernadeln zum Zeitpunkt der BZE-1 und BZE-2(a) sowie der Bereich normaler Ernährung nach Göttlein (2015) dargestellt. Zwischen den beiden Inventurzeitpunkten lassen sich keine signifikanten Unterschiede absichern. In der Gesamtstichprobe der BZE-2(a) variieren die Werte im Wesentlichen zwischen 1,38 g/kg und 1,88 g/kg (10- bzw. 90-Perzentil) und der Median liegt bei 1,64 g/kg. In der gepaarten Stichprobe der BZE-2 liegen die Werte zwischen 1,33 g/kg und 1,76 g/kg und der Median beträgt 1,54 g/kg. Diese Lagemasse sind nahezu identisch mit denen der BZE-1. Hier variieren die Werte zwischen 1,28 g/kg und 1,71 g/kg und der Median liegt bei 1,51 g/kg. Es hat also zwischen BZE-1 und BZE-2(a) keine Veränderung des P-Ernährungszustandes der Kiefer stattgefunden.

Der Vergleich der BZE-2(a)-Momentaufnahmen mit der kontinuierlichen Zeitreihe von Level II-Flächen zeigt, dass die BZE-Aufnahmejahre 2007 und 2010 bezüglich der P-Gehalte von Kiefernadeln nicht ungewöhnlich sind und relativ gut diesen Zeitraum repräsentieren (Abb. 6.4.7). Insgesamt befinden sich auch die Werte der Level II-Flächen überwiegend im Normalbereich, wobei ab dem Jahr 2005 sogar ein leichter Trend zur Verringerung der im latenten Mangelbereich liegenden Einzelwerte zu erkennen ist.

Auf der Grundlage der Bewertung von Göttlein (2015) stellt sich die aktuelle P-Ernährungssituation bei allen untersuchten Baumarten sehr positiv dar. So befinden sich nur 4 % der Kiefernbestände im latenten Mangelbereich. Für 94 % aller Kiefernbestände wird eine Normalversorgung ermittelt und 2 %

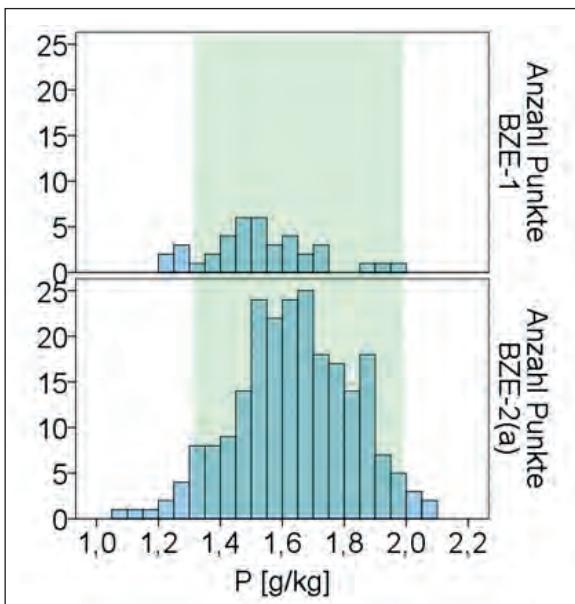


Abb. 6.4.6: Histogramme der P-Gehalte in Kiefernadeln (1. Nadeljahrgang) im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a); Ordinate = Anzahl der BZE-Punkte; Ober- und Untergrenze des Normalbereichs nach Göttlein (2015) grün markiert

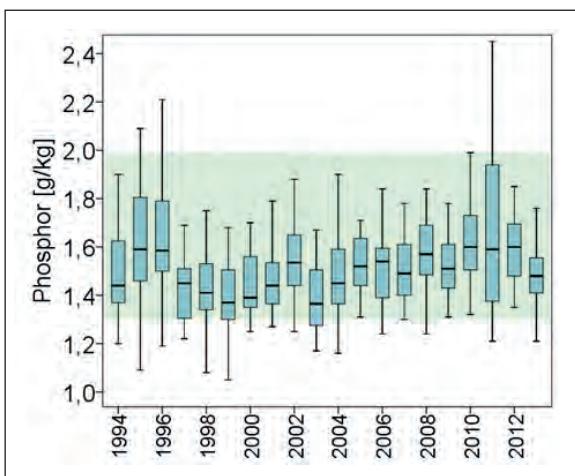


Abb. 6.4.7: Zeitreihe der P-Gehalte von Kiefernadeln auf den Level II-Flächen 1201, 1202, 1203, 1204, 1205 und 1206 als flächenübergreifende Boxplots; Ober- und Untergrenze des Normalbereichs nach Göttlein (2015) grün markiert

liegen im Luxusbereich. Von den Buchenbeständen sind 85 % und von den Eichenbeständen 82 % normal versorgt. Latenter P-Mangel wird für zwei Buchenbestände (=15 % der Stichprobe) und für einen Eichenbestand (=6 %) ermittelt. Luxusernährung tritt bei zwei Eichenbeständen (=12 %) auf.

Die stratifizierte Darstellung der P-Ernährungsstufen von Kiefern nach Bodentypengruppe, Stammnährkraftstufe und Humusform lässt eine annähernde Gleichverteilung der Bestände im latenten Mangel auf alle Strata erkennen (Abb. 6.4.8). Lediglich für das Stratum aller A-Standorte kann eine geringfügige Häufung von latenten P-Mangelsituationen konstatiert werden. Der mittlere P-Gehalt befindet sich

aber auch in dieser Gruppe mit 1,60 g/kg deutlich im Normalbereich.

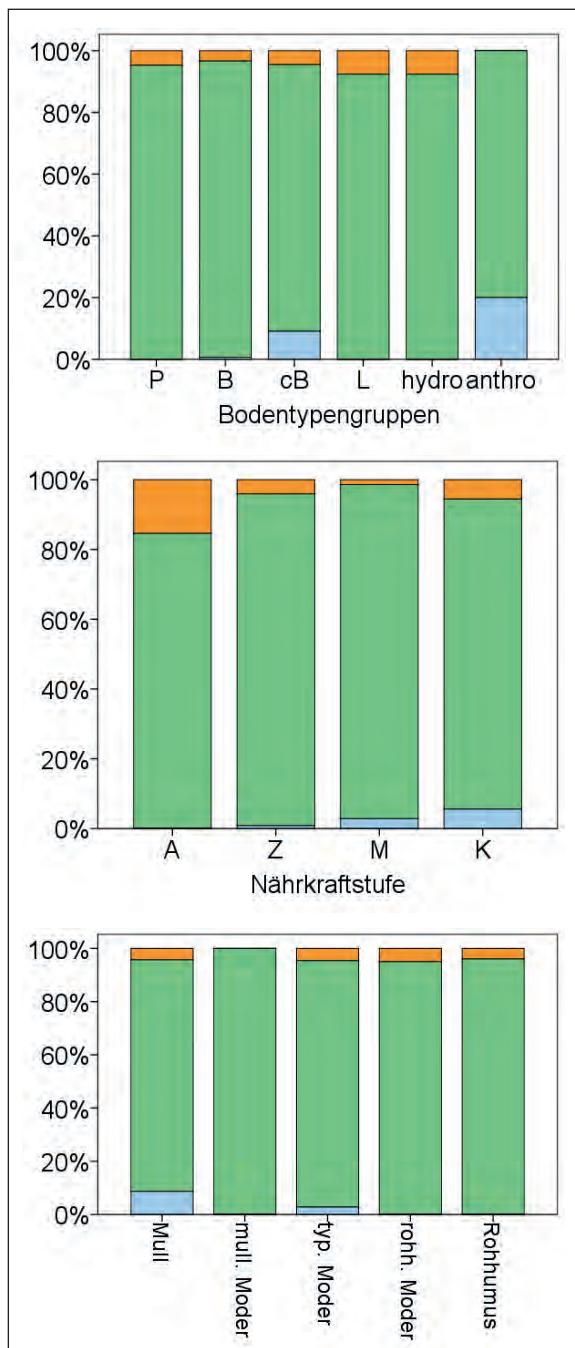


Abb. 6.4.8: Bewertungsstufen der Phosphorenährung von Kiefern der BZE-2(a)-Stichprobe stratifiziert nach Bodentypengruppe, Stammnährkraftstufe und Humusform (Erläuterung der Strata: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S.31); orange = latenter Mangel, grün = Normalbereich, blau = Luxusernährung

Eine Abhängigkeit der P-Gehalte in Kiefernadeln vom C/P-Verhältnis im Oberboden (Auflage – 10 cm Tiefe) lässt sich nicht erkennen (Abb. 6.4.9). Für Stickstoff konnte ein solcher Zusammenhang in Kap. 6.3.7 (Abb. 6.3.36) mit hinreichend hohem Erklärungswert ( $R^2=0,28$ ) belegt werden. Dies unterstreicht die begrenzte Aussagekraft der P-Gesamtgehalte und dar-

aus errechneter Elementverhältnisse im Boden hinsichtlich der P-Versorgung der Pflanzen.

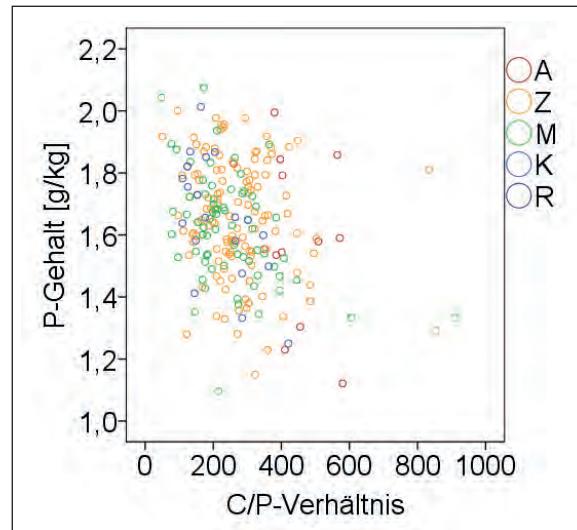


Abb. 6.4.9: Streudiagramm zwischen Phosphorgehalten in Kiefernnadeln (1. Nadeljahrgang) und C/P-Verhältnis (Auflage und Mineralboden bis 10 cm Tiefe) stratifiziert nach der Stammnährkraftstufe nach SEA95

Die vergleichende Auswertung der P-Gehalte des ersten und zweiten Nadeljahrgangs von Kiefern geht aus Abb. 6.4.10 hervor. Es zeigt sich, dass die P-Gehalte des zweiten Nadeljahrgangs fast komplett deutlich niedriger liegen als im ersten Nadeljahrgang. Dieses ist plausibel, da Phosphor in der Pflanze als leicht beweglich gilt und durch Retranslokationsprozesse aus älteren in jüngere Nadeln verlagert werden kann. Es lässt sich jedoch nur ein sehr schwacher Zusammenhang zwischen der Verlagerungsintensität und dem P-Versorgungsgrad, der in Abb. 6.4.10 durch die P-Gehalte im zweiten Nadeljahrgang zum Ausdruck kommt, erkennen ( $R^2=0,07$ ). Nach der dargestellten Regressionsfunktion würde das Ausmaß der Verlagerung mit zunehmender P-Versorgung ansteigen. Dieser Befund deutet sich für Phosphor auch in der bundesweiten BZE-Auswertung (Riek et al. 2016) an, lässt sich jedoch dort ebenfalls nicht eindeutig beweisen. Möglicherweise würde sich aber ein umgekehrter Zusammenhang ergeben, wenn in der Stichprobe Bestände mit deutlicher ausgeprägtem P-Mangel zahlreicher vorhanden wären. So kann für das Element Magnesium in einer entsprechenden Auswertung der brandenburgischen Daten ein solcher umgekehrter Zusammenhang nachgewiesen werden (vgl. Waldbodenbericht Band 1, S. 110): Mit abnehmenden Mg-Gehalten im zweiten Nadeljahrgang wird die Differenz zwischen den Mg-Gehalten im ersten und zweiten Nadeljahrgang sowohl in der brandenburgischen BZE-1 als auch in der BZE-2(a)-Stichprobe negativer (BZE-1:  $R^2=0,20$ ; BZE-2(a):  $R^2=0,39$ ).

Für das Element Magnesium gilt also, dass mit zunehmend angespannter Versorgung auch das Ausmaß der Mg-Retranslokation von älteren in jüngere Nadeln zunimmt. Nach den bislang vorliegenden Befunden

lässt sich dieses nicht auf das Element Phosphor übertragen. **Es sollte daher nicht auf kritische Versorgungssituationen geschlossen werden, wenn zwischen erstem und zweitem Nadeljahrgang größerer Unterschiede der P-Gehalte zu verzeichnen sind.**

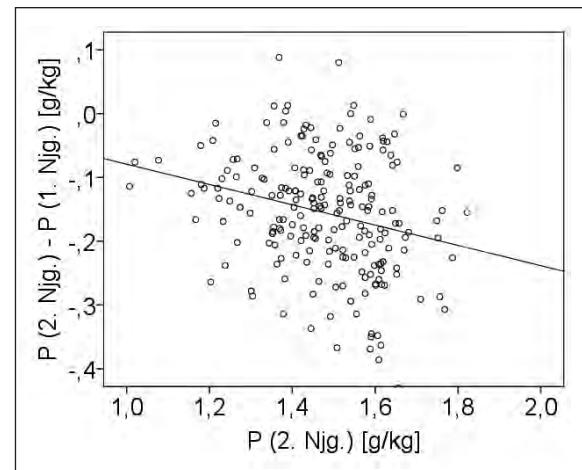


Abb. 6.4.10: Streudiagramm des P-Gehaltes im zweiten Nadeljahrgang und der Differenz der P-Gehalte im ersten und zweiten Nadeljahrgang

Insgesamt zeigt sich in der wissenschaftlichen Literatur, dass zahlreiche Prozesse des Phosphorhaushaltes von Waldökosystemen noch nicht ausreichend bekannt sind. Bestehende Wissenslücken werden aktuell durch spezifische Forschungsvorhaben geschlossen, zu denen auch das Schwerpunktprogramm der Deutschen Forschungsgemeinschaft mit dem Titel „Ecosystem Nutrition: Forest Strategies for Limited Phosphorus Resources“ gehört (Lang et al. 2017). Erste Ergebnisse aus diesem Vorhaben weisen darauf hin, dass auf P-armen Standorten der Phosphorbedarf der Bäume relativ verlustarm aus der Mineralisierung des Streumaterials gedeckt werden kann. Eine vermindernde P-Versorgung ist auf den betroffenen Standorten vor allem auf Störungen der ökosystemaren Kreislaufprozesse zurückzuführen.

**Für die Bedeutung der Phosphorversorgung von Waldökosystemen im Land Brandenburg lässt sich aus den dargestellten Auswertungen von BZE-1- und BZE-2(a)-Daten folgern, dass Phosphor gegenüber Magnesium als potenzielles Mangelkriterium (vgl. Waldbodenbericht Band 1) derzeit von untergeordneter Bedeutung ist. Gleichwohl sollte insbesondere auf sauren altpleistozänen Standorten der P-Export mit der Ernte möglichst gering gehalten werden. Die P-Ernährung der Hauptbaumarten sollte im Rahmen des Forstlichen Umweltmonitorings kontinuierlich überwacht werden. Für die Verbesserung der Bioverfügbarkeit von Phosphor ist die weitere Bodenversauerung einzuschränken, da Phosphor ansonsten verstärkt in Sesquioxiden fixiert wird. Auf geeigneten Flächen kann dieses durch Waldumbau erfolgen (Basenpumpe).**

# 7 Spurenelemente und Schadstoffe

Für die Schwermetalle Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink liegen zum einen die im Königswasseraufschluss bestimmten Gehalte in der Humusaflage und im Mineralboden bis 140 cm Tiefe vor; zum anderen wurden diese und weitere Spurenstoffe (Bor, Cobalt, Molybdän) auch im Rahmen der Nadel-/Blattanalysen für die Hauptbaumarten bestimmt. In kleinen Mengen gelten Chrom, Kupfer, Nickel, Zink und Arsen als essentielle Mikronährstoffe. Sie sind für den Stoffwechsel der Lebewesen notwendig, zeigen aber in erhöhten Konzentrationen Schadwirkungen auf Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen der Ökosysteme. Für die Elemente Cadmium und Blei ist keine ernährungsphysiologische Funktion bekannt. Von ihnen gehen ausschließlich ökotoxische Wirkungen aus.

Auch organische Schadstoffe, wie PAK, PCB und Organochlorpestizide, wurden im Rahmen der BZE-2 untersucht und bundesweit bereits ausgewertet (Aichner et al. 2013, 2015; Marx 2018). Entsprechende Analysedaten liegen in Brandenburg für 52 BZE-Punkte vor.

Eine Übersicht zu den Auswertungsmöglichkeiten der Bodenzustandserhebung mit Blick auf die Schwermetallbelastung der Waldböden und deren Belastung durch organische Schadstoffe beinhaltet die Literaturarbeit von Riek & Wolff (2007). Hieraus stammen die meisten der im Folgenden angeführten Hinweise zu den einzelnen Spurenelementen und Schadstoffen. Auch sei auf die umfassende Bearbeitung der Schwermetallproblematik im Rahmen der BZE-Bundesauswertung (Utermann et al. 2016) sowie im BZE-Länderbericht von Rheinland-Pfalz (Block & Gauer 2012) hingewiesen.

## 7.1 Bewertungssysteme

Natürlicherweise gelangen Schwermetalle durch die Verwitterung der primären Mineralien des Ausgangsgesteins in die Böden. Für die brandenburgischen Waldböden ist aufgrund der überwiegend sandigen Substrate von geringen geogenen Grundgehalten an Schwermetallen auszugehen. Als **geogener Grundgehalt** ist der Stoffbestand eines Bodens definiert, der sich aus dem Ausgangsmaterial (= lithogener Anteil) und der durch pedogenetische Umverteilungsprozesse bedingten Anreicherung oder Verarmung an Stoffen ergibt. Demgegenüber setzt sich der sogenannte **Hintergrundgehalt** aus dem geogenen Grundgehalt zuzüglich der ubiquitären Elementanreicherung als Folge diffuser atmogener Stoffeinträge in den Boden zusammen.

Der atmosphärische Schwermetalleintrag spielt bei Wäldern eine besondere Rolle, weil die Waldbestände

aufgrund ihrer hohen Oberflächenrauhigkeit als Filter für die mit dem Luftkörper transportierten schwermetallhaltigen Stäube und Aerosole wirken. Wichtige anthropogene Schwermetallquellen sind die Emissionen aus Industrie- und Verbrennungsanlagen und Kraftfahrzeugen. Über Ferntransport verbreiten diese sich weiträumig und gelangen als Deposition in die forstlichen Ökosysteme und letztlich in die Waldböden. Da viele Schwermetalle im Boden dazu neigen, metallorganische Komplexe zu bilden, manifestiert sich die atmogene Belastung in erhöhten Schwermetallgehalten insbesondere in den Humusaflagen und humusreichen Oberbodenhorizonten. Bei den Schwermetallen mit besonders starker Affinität zur organischen Bodensubstanz, wie z. B. Blei und Kupfer, ist von einer langfristigen Fixierung der eingetragenen Elemente in Auflage und Oberboden auszugehen. Zu einer Schwermetallanreicherung im Humus kommt es zudem insbesondere bei den essentiellen Spurenährstoffen (z. B. Kupfer, Zink) natürlicherweise durch die fortwährende Nachlieferung dieser Elemente aus der Streuzersetzung (Walther et al. 2004). Darüber hinaus können stark erhöhte Schwermetallgehalte in Waldböden spezifische lokale Ursachen haben. Hierzu gehören beispielsweise schwermetallhaltige Schlacken, die im Waldwegebau eingesetzt wurden, militärische Emissionsquellen, wie Truppenübungsplätze, oder intensiv genutzte Agrarflächen von denen entsprechende Spurenstoffe aus Pflanzenschutz- und Düngemitteln in die angrenzenden Waldfächen eingetragen werden können.

In Abhängigkeit von der Bindungsform und der Bodenacidität ist die Mobilität und Bioverfügbarkeit der im Boden akkumulierten Spurenelemente sehr unterschiedlich. Auch treten zwischen den einzelnen Elementen diesbezüglich große Unterschiede auf. Als insgesamt eher wenig mobile Schwermetalle gelten Blei und Kupfer. Sie bilden stabile Komplexe mit Huminstoffen. Dagegen ist die organische Komplexbindung von Zink und Cadmium eher gering, sodass diese Elemente als besonders leicht mobilisierbar betrachtet werden. Sind die Verfügbarkeit und die Konzentration hoch, geht von den Schwermetallen ein elementspezifisches Gefährdungspotenzial für Bodenorganismen und Pflanzenwurzeln aus. Durch toxische Wirkungen auf die Zersetzerorganismen können sich Verzögerungen der Streuabbauprozesse und bei der Freisetzung von Nährstoffen ergeben. Auch kann eine Beeinträchtigung der Aufnahme von Nährstoffen infolge gestörter Mykorrhizierung auftreten. Als mögliche Folgen kann es zu Nährstoffmangelsituationen kommen. Mit zunehmender Schwermetallbelastung der Oberböden wächst in Abhängigkeit von den jeweiligen Standorteigenschaften, wie Grundwasserflurabstand, Boden-

reaktion, Textur, usw. die Gefahr der Auswaschung von Schwermetallen in das Grund- und Oberflächenwasser (Riek & Wolff 2007).

Zur Bewertung der Schwermetallgehalte mit Blick auf den Boden- und Grundwasserschutz stehen in der Literatur zahlreiche Bewertungssysteme zur Verfügung. Eine Übersicht findet sich bei Riek & Wolff (2007). Im vorliegenden Bericht erfolgt die Beurteilung der Belastungssituation auf der Grundlage von folgenden allgemein anerkannten Bewertungsmaßstäben:

- Vorsorgewerte für Mineralbodenproben (< 8 % Humus) gemäß der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 2015)
- Vorsorgewerte für Humusauflagen nach Pruess (1994)
- Wirkungsbezogene Orientierungswerte für Humusauflagen nach Tyler (1992)
- Hintergrundwerte im mineralischen Oberboden gemäß LABO (2017) bzw. Kühn et al. (2015) für die Nutzungsform Wald im Bundesland Brandenburg

Vorsorgewerte sind nach BBodSchG §8 (2) Bodenwerte, bei deren Überschreitung unter Berücksichtigung von geogenen und großflächig siedlungsbedingten Schadstoffgehalten in der Regel davon auszugehen ist, dass die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Vorsorgewerte kennzeichnen die Grenze zwischen dem Hintergrundbereich und dem Vorsorgebereich. Als Hintergrundbereich wird der geogene Grundgehalt der Böden inklusive der ubiquitären anthropogenen Kontamination verstanden. Der Vorsorgewert soll nach Pruess (1994) so bemessen sein, dass mindestens 90 % der natürlichen Böden in vergleichsweise wenig belasteten Gebieten Stoffgehalte unterhalb dieses Wertes aufweisen.

Die folgenden Vorsorgewerte nach BBodSchG werden für den **Mineralboden** der Bodenart Sand ausgewiesen (Arsen gem. 3. Arbeitsentwurf BBodSchV (2015)):

**As** (10 ppm), **Cd** (0,4 ppm), **Cr** (30 ppm), **Cu** (20 ppm), **Ni** (15 ppm), **Pb** (40 ppm), **Zn** (60 ppm)

Für organische Humusauflagen sind in der BBodSchV keine Vorsorgewerte vorgesehen. Hier können die bereits bei der bundesweiten BZE-I-Auswertung für die Bewertung der Konzentration im Auflagehumus verwendeten Vorsorgewerte nach Pruess (1994) sowie die von Tyler (1992) abgeleiteten wirkungsbezogenen Orientierungswerte eingesetzt werden.

Für die Bewertung von **Humusauflagen** wurden somit die folgenden Vorsorge- bzw. Orientierungswerte eingesetzt:

Tyler (1992): **Cd** (3,5 ppm), **Cr** (30 ppm), **Cu** (20 ppm), **Pb** (150 ppm), **Zn** (300 ppm)

Pruess (1994): **As** (10 ppm), **Cd** (0,7 ppm), **Cr** (20 ppm), **Cu** (20 ppm), **Ni** (15 ppm), **Pb** (130 ppm), **Zn** (85 ppm)

Der Vorsorgewert von Pruess (1994) wurde statistisch aus dem 90-Perzentil nicht stratifizierter Konzentrationswerte abgeleitet. Hingegen ergeben sich die von Tyler (1992) zusammengestellten ökotoxikologischen Schwellenwerte wirkungsbezogen aus Literaturdaten von Freiland- und Laborstudien. Diese Orientierungswerte kennzeichnen die Konzentrationsschwellen, ab denen mit schädigenden Effekten auf Ökosystemkomponenten (biochemische Aktivität, Bodenatmung, Stickstoffumsetzung, Mikroflora und Bodentiere) zu rechnen ist.

Des Weiteren wurde überprüft, ob Inventurpunkte vorliegen, bei denen die von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO 2017) ausgewiesenen **nutzungsspezifischen Hintergrundwerte** für die Oberböden Nordostdeutschlands überschritten werden. Diese regionalen Hintergrundgehalte für die Nutzungsform Wald beinhalten ubiquitär-diffuse Stoffeinträge und sind typisch und repräsentativ für die Böden der Region unter forstlicher Nutzung.

Es wurden für die Oberböden folgende am 90-Perzentil orientierten Hintergrundwerte (P90-Werte) der Nutzungsform Wald und des Ausgangssubstrats (Deck-) Sand nach LABO (2017) und Kühn et al. (2015) berücksichtigt:

**As** (3,6 ppm), **Cd** (0,18 ppm), **Cr** (6 ppm), **Cu** (4 ppm), **Ni** (3,8 ppm), **Pb** (43 ppm), **Zn** (21 ppm)

Der P90-Wert ist gemäß LABO (2017) so zu interpretieren, dass eine beliebige Probe aus der Gesamtpopulation mit einer Wahrscheinlichkeit von 90 % einen kleineren Wert aufweist; d.h. das Risiko, eine normale Probe als anormal anzusehen, ist bei Überschreitung des P90-Wertes kleiner als 10 %. Überschreitungen der für Brandenburg ausgewiesenen P90-Werte geben Hinweise auf mögliche lokale Emittenten, Aufschüttungen von Fremdmaterial, Altlasten usw.. So können anhand der nutzungsspezifischen Hintergrundgehalte punktuelle Belastungen durch Schwermetalle erkannt und Risiken für schädliche Bodenveränderungen im Sinne des Vorsorgewertes von Pruess (1994) sichtbar gemacht werden.

Für die Bewertung der Spurenelementgehalte in Kiefernadeln (Kap. 7.3) wurden die von Göttlein (2015) verfügbaren Bewertungsrahmen für die Elemente Kupfer, Zink und Bor verwendet.

## 7.2 Elementgehalte und Grenzwertüberschreitungen

Bei der BZE-2 wurden alle oben genannten Spurenelemente im Boden erfasst; bei der BZE-2a nur die Elemente Kupfer, Zink und Blei. Entsprechend variieren im Folgenden die Stichprobenumfänge elementspezifisch. Arsen, Cadmium, Chrom und Nickel wurden an

insgesamt 160 Auflage- und 930 Mineralbodenproben untersucht; Kupfer, Zink und Blei an 314 Auflage- und 1857 Mineralbodenproben.

Nach den Medianen der Elementgehalte in der Humusauflage aufsteigend geordnet zeigt sich in der brandenburgischen BZE-2(a)-Stichprobe die folgende Reihenfolge der untersuchten Spurenstoffe:

**Pb** (45,2 ppm) > **Zn** (41,9 ppm) > **Cu** (10,4 ppm) > **Cr** (5,5 ppm) > **Ni** (4,2 ppm) > **As** (2,5 ppm) > **Cd** (0,4 ppm).

Bezüglich der Gehalte im mineralischen Oberboden (0-5 cm Tiefe) ergibt sich die folgende Reihung der Elemente:

**Pb** (19,9 ppm) > **Zn** (12,7 ppm) > **Cr** (4,4 ppm) > **As** (2,7 ppm) > **Cu** (2,6) > **Ni** (2,6 ppm) > **Cd** (0,06 ppm)

Sowohl in der Humusauflage als auch im Mineralboden sind Blei und Zink mit Abstand die Elemente mit den höchsten Konzentrationen. Cadmium weist indes jeweils die geringsten Konzentrationen auf. Die Rangfolgen der anderen Elemente unterscheiden sich zwischen Auflage und Mineralboden minimal. Im Folgenden werden die einzelnen Spurenelemente in der Reihenfolge wie sie mengenmäßig in der Humusauflage vorkommen näher betrachtet und hinsichtlich der Tiefenverteilung im Bodenprofil sowie der Überschreitung definierter Bodenwerte dargestellt. Zudem erfolgt ein Zeitvergleich der Werte zwischen den beiden Inventuren BZE-1 und BZE-2(a).

Bei der BZE-1 beschränkten sich die Schwermetalluntersuchungen auf die Elemente Blei, Zink, Kupfer, Chrom, Nickel und Cadmium in der Humusauflage. Insgesamt wurden bei der BZE-1 117 Auflageproben analysiert. Zu beachten ist, dass die Analyse zum damaligen Zeitpunkt mit Hilfe des  $\text{HNO}_3$ -Druckaufschlusses erfolgte. Für das überwiegend organische Probenmaterial der Humusauflage dürfte die methodische Vergleichbarkeit mit dem bei der BZE-2(a) angewandten Königswasseraufschlussverfahren weitgehend gesichert sein; dennoch sind methodisch bedingte Unterschiede bei den einzelnen Elementen nicht völlig auszuschließen.

## 7.2.1 Blei

Bis zur schrittweisen Abschaffung von verbleitem Benzin war der Kraftfahrzeugverkehr die Hauptemissionsquelle von Blei. Weitere Emittenten sind die metallverarbeitende Industrie sowie Kraftwerke und Großfeuerungsanlagen. Als Aerosol kann Blei aus dem Kfz-Verkehr bis zu 1000 km transportiert werden. Das meiste vom Verkehr emittierte Blei wird jedoch bis zu 30 m neben den Hauptverkehrsstraßen angereichert (Blume et al. 2010).

Die Bleigehalte der brandenburgischen Waldböden variieren in der Humusauflage überwiegend in der Spanne von 17,4 ppm bis 74,4 ppm (10- bzw. 90-Perzentil).

Der Median liegt mit 45,2 ppm etwas niedriger als in der bundesweiten BZE-Stichprobe, in der er 49,1 ppm beträgt (Utermann et al. 2016). Im Mineralboden treten Mediane von 19,8 ppm in 0-5 cm bzw. von 1,8 ppm in 90-140 cm Tiefe auf. Indes liegen die 90-Perzentile des bundesweiten Datensatzes mit 141,9 ppm in der Auflage bzw. 105,7 ppm in der obersten Tiefenstufe des Mineralbodens weit über den Werten der brandenburgischen Stichprobe (Auflage: 74,4 ppm; Mineralboden: 35,1 ppm). Im bundesweiten Vergleich sind die Waldböden in Brandenburg somit relativ wenig durch atmogene Bleieinträge belastet. Noch geringere 90-Perzentile der Bleikonzentration als in Brandenburg werden von Russ et al. (2011) für die BZE-Stichprobe im Land Mecklenburg-Vorpommern beschrieben (Auflage: 58,1 ppm; Mineralboden: 28,0 ppm).

Ein deutlicher **Tiefengradient** der Pb-Gehalte ist von der Auflage bis in 30 cm Tiefe erkennbar (Abb. 7.2.1). In den darunter liegenden Tiefenstufen unterscheiden sich die Werte indes kaum und befinden sich auf einheitlich niedrigem Niveau. Durch die für Blei typische besonders starke Affinität zur organischen Substanz kommt es zur Fixierung in der Auflage und im humusreichen Oberboden. Der in Abb. 7.2.1 zu sehende Tiefenverlauf der Pb-Gehalte ist exemplarisch für Elemente, die über den Luftpfad eingetragen werden und im Boden vor allem in Form von metallorganischen Komplexen stabil gebunden vorliegen.

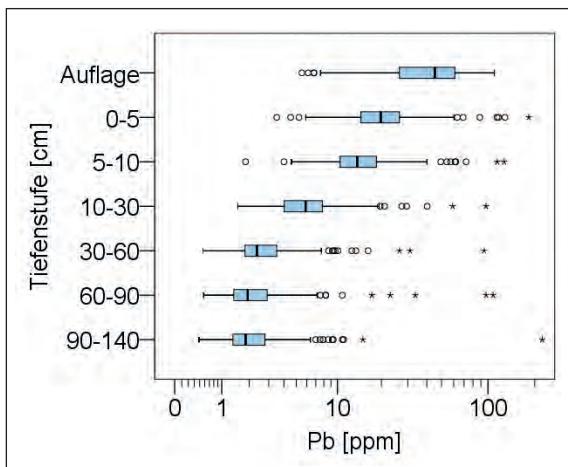


Abb. 7.2.1: Boxplots der Bleigehalte in der Humusauflage und im Mineralboden bis 140 cm Tiefe in der BZE-2(a)-Stichprobe (logarithmische Darstellung)

In der **Humusauflage** werden weder der Orientierungswert nach Tyler (1992) noch der Vorsorgewert nach Pruess (1994) überschritten. Der nach BBodSchV (2015) festgelegte Vorsorgewert für den **mineralischen Oberboden** wird in 0-5 cm Tiefe an 19 Punkten (6 % der Stichprobe) überschritten (120155, 47468, 120168, 40065, 120098, 120004, 120159, 120120, 120002, 40089, 120154, 120043, 120026, 46919, 120087, 39603, 39595, 120039, 41543). Zu beachten ist, dass an diesen Punkten häufig Humusgehalte >8 % zu verzeichnen sind, sodass der Vorsorgewert gemäß BBodSchV hier keine Anwendung findet und ggf. gebietsbezogene Festsetzungen zu treffen wären.

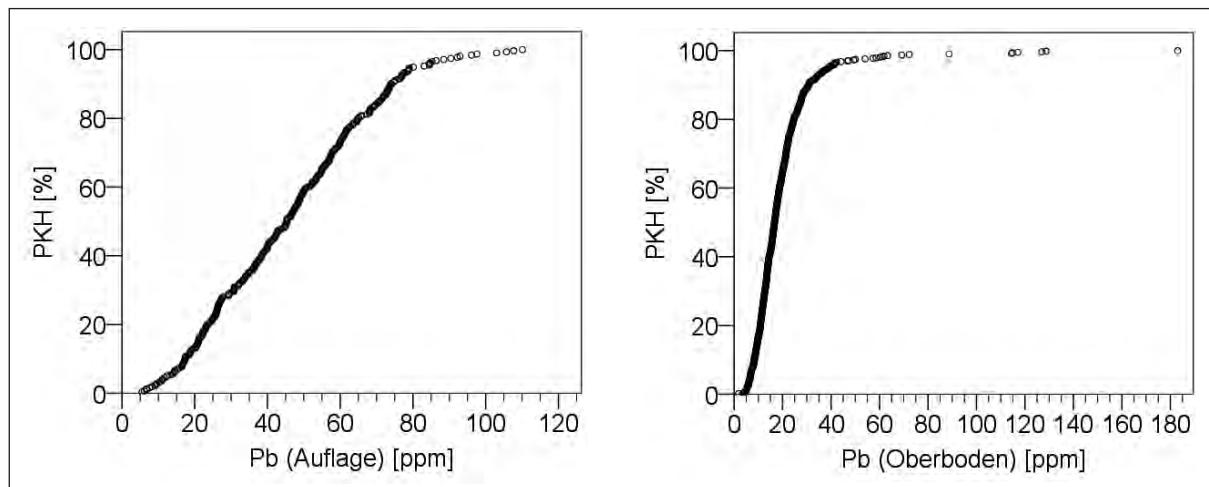


Abb. 7.2.2: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) der Pb-Gehalte in der Humusaufklage und im mineralischen Oberboden (Proben aus 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe)

Bei 13 BZE-Punkten (4 %) liegen die Pb-Gehalte über dem für Brandenburg ausgewiesenen nutzungsspezifischen Hintergrundwert des Oberbodens, der etwas höher als der Vorsorgewerte der BBodSchV angesetzt ist. Die Einzelwerte der Pb-Gehalte in Humusaufklage und oberem Mineralboden sind in Abb. 7.2.2 als kumulative Häufigkeitsverteilung dargestellt.

Der Vergleich der Pb-Gehalte in der Humusaufklage zwischen BZE-1 und BZE-2 zeigt anhand der gepaarten Stichprobe eine höchst signifikante Abnahme zwischen den Inventuren (Wilcoxon-Test  $\alpha: < 0,001$ ). Die gepaarten Werte aus BZE-1 und BZE-2 sind in Abb. 7.2.3 als Streudiagramm dargestellt. Da die emissionsbedingten Bleieinträge durch die Luftreinhaltepolitik der vergangenen drei Jahrzehnte sehr stark abgenommen haben, ist davon auszugehen, dass sich die Konzentrationen im Humus zunächst noch weiter reduzieren werden. Die Abnahme der Konzentrationen in der Humusaufklage ist aufgrund der festen Bindung an die organische Substanz wahrscheinlich nur teilweise auf Austräge mit dem Sickerwasser zurückzuführen. Es ist davon auszugehen, dass im Zeitraum zwischen den Inventuren zusätzlich auch eine Umla-

gerung mit der organischen Substanz in den oberen Mineralböden sowie eine „Verdünnung“ der Bleikonzentrationen durch den Humusaufbau stattgefunden hat. Mittelfristig ist davon auszugehen, dass sich in den Humusaufklagen wieder ein Gleichgewicht zu den gegenwärtigen, weitgehend stabilen Einträgen (Umweltbundesamt 2018) einstellt.

### 7.2.2 Zink

Bedeutende Quellen von Zinkemissionen sind die metallverarbeitende Industrie und die Verbrennung fossiler Brennstoffe. Nach Blume et al. (2010) stammt ein Viertel der atmosphärischen Zn-Emissionen aus dem Kfz-Verkehr. Emissionsquellen sind Reifenabrieb, Kraftstoffe und verzinkte Karosserien. Von Bedeutung ist zudem die von landwirtschaftlich genutzten Böden ausgehende weiträumige Belastung durch die Anwendung von Klärschlamm, Dünger und Pestiziden.

Die Zinkgehalte in der Humusaufklage variieren überwiegend in der Spanne von 27,4 ppm bis 66,3 ppm (10- bzw. 90-Perzentil). Der Median liegt mit 42,0 ppm unterhalb des bundesweiten Medians in Höhe von 63,6 ppm (Utermann et al. 2016). Im Mineralboden treten Mediane von 12,7 ppm in 0-5 cm bzw. von 12,7 ppm in 90-140 cm Tiefe auf. Die 90-Perzentile des bundesweiten Datensatzes liegen sowohl in der Aufklage als auch in 0-5 cm Tiefe mit 118,2 ppm bzw. 105,6 ppm weit über den Werten der brandenburgischen Stichprobe (Aufklage: 66,3 ppm; Mineralboden: 30,3 ppm). Nur leicht geringere 90-Perzentile wurden von Russ et al. (2011) für die BZE-Stichprobe des Landes Mecklenburg-Vorpommern ermittelt (Aufklage: 55,7 ppm; Mineralboden: 25,5 ppm). Die im bundesweiten Vergleich auffällig niedrigen Zinkgehalte Nordostdeutschlands werden auch in der BZE-Bundesauswertung explizit herausgestellt (Utermann et al. 2016).

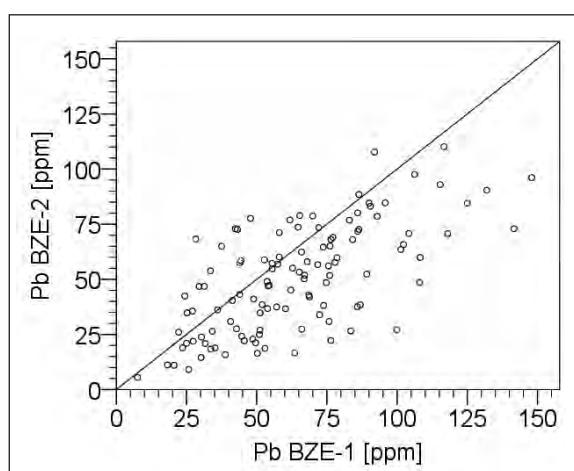


Abb. 7.2.3: Streudiagramm der Bleigehalte in der Humusaufklage von BZE-1 und BZE-2 (Linie: Y=X)

Zink bildet mit den Huminstoffen weniger stabile Komplexe als Blei und weist im Mineralboden daher einen nur schwachen **Tiefengradienten** auf (Abb. 7.2.4). Allerdings zeigt sich ein sprunghafter Anstieg der Zn-Ge-

halte zwischen Mineralboden und Humusaufgabe. Da Zink ein wesentlicher Mikronährstoff ist, dürften die hohen Gehalte in der Auflage zu einem gewissen Teil auf biogene Akkumulation zurückzuführen sein. So wird Zink von den Pflanzen im Mineralboden mit der Bodenlösung aufgenommen und gelangt über den Streufall in den Auflagehumus, wo es sich anreichert. Eine Wiederausfällung von mobilisiertem Zink im Untergrund ist bis in 140 cm Tiefe indes nicht erkennbar. Es ist davon auszugehen, dass bei tiefreicher Bodenversauerung größere Anteile des atmosphärisch eingetragenen Zinks mit dem Sickerwasser aus den Ökosystemen ausgewaschen und in Richtung Grundwasser verlagert worden sind.

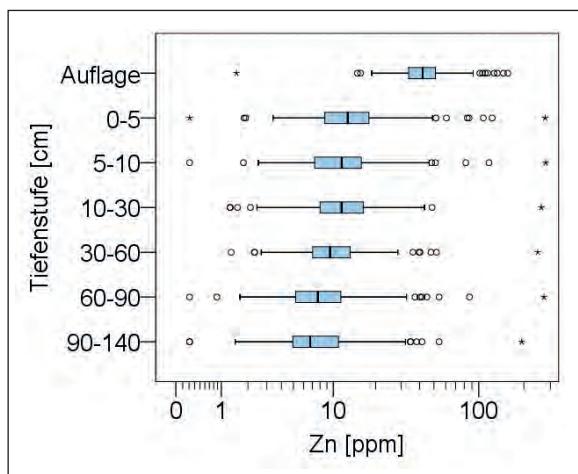


Abb. 7.2.4: Boxplots der Zinkgehalte in der Humusauflage und im Mineralboden bis 140 cm Tiefe in der BZE-2(a)-Stichprobe (logarithmische Darstellung)

Der wirkungsbezogene Orientierungswert für **Humusauflagen** nach Tyler (1992) wird an allen BZE-Punkten eingehalten. An 13 Punkten (4 % der Stichprobe) erfolgt indes eine Überschreitung des deutlich niedriger angesetzten Vorsorgewertes nach Pruess (1994). Dabei handelt es sich um die Punkte 120004, 120168, 120003, 120148, 120139, 36202, 38204, 120145, 43004, 40065, 43020, 39575 und 39603 (Reihenfolge nach abnehmenden Zn-Gehalten).

Der nach BBodSchV (2015) festgelegte Vorsorgewert für den **mineralischen Oberboden** wird in 0-5 cm Tiefe an 6 Punkten (2 %) überschritten (120168, 120004, 120026, 40065, 120159, 120003). Bei 58 BZE-Punkten (19 %) sind Zn-Gehalte zu verzeichnen, die sich über dem für Brandenburg ausgewiesenen nutzungsspezifischen Hintergrundwert des Oberbodens befinden, der niedriger ist als der Vorsorgewert nach BBodSchV. Die Einzelwerte der Zn-Gehalte in Humusauflage und oberem Mineralboden sind in Abb. 7.2.5 als kumulative Häufigkeitsverteilung dargestellt.

Überschreitungen der nutzungsspezifischen Hintergrundwerte für Brandenburg sind vor allem auf anthropogen überprägten Böden (vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S.31) sowie hydromorphen Bodentypen zu verzeichnen (Abb. 7.2.6). Während bei ersten die direkte Ablagerung zinkhaltiger technogener Substanzen, wie Bauschutt und Abraum in Auftragsböden, von Bedeutung sein dürfte, kann bei den grundwassernahen Böden die Fixierung von Schwermetallen unter reduzierenden Bedingungen in Form schwer löslicher Sulfide eine Rolle spielen. Zudem sind die Humusakkumulation und damit das Bindungspotenzial an Huminstoffe bei Grundwassernähe erhöht und der Schwermetallaustausch infolge geringer Sickerraten bzw. kapillarem Aufstieg aus dem Grundwasser gegenüber terrestrischen Böden reduziert.

Die Überschreitungen der Hintergrundwerte nehmen von Podsol über saure und nährstoffreiche Braunerde hin zu den Lessivés deutlich zu (Abb. 7.2.6). Dieses deutet darauf hin, dass für die Akkumulation von natürlichen als auch immissionsbedingten Zinkmengen im Boden die aktuellen Bodeneigenschaften ausschlaggebend sind. So steigt sowohl der Tongehalt der sandigen Substrate als auch der pH-Wert vom Podsol zum Lessivé hin an. Bei beiden Kenngrößen besteht ein kausal begründeter positiver Zusammenhang zum Zinkgehalt (Kap. 7.2.8). Dementsprechend nimmt die Anzahl der Überschreitungen des Hintergrundwertes von den Z- und A-Standorten hin zu den R-Standorten kontinuierlich zu (Abb. 7.2.6) und auch die Humusformen sowie die mit den Standortsverhältnissen

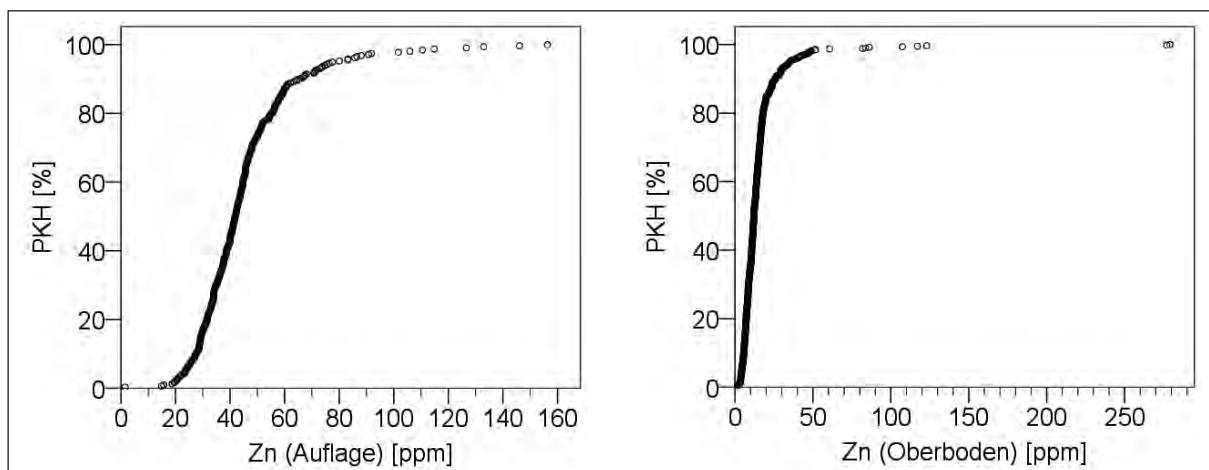


Abb. 7.2.5: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) der Zn-Gehalte in der Humusauflage und im mineralischen Oberboden (Proben aus 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe)

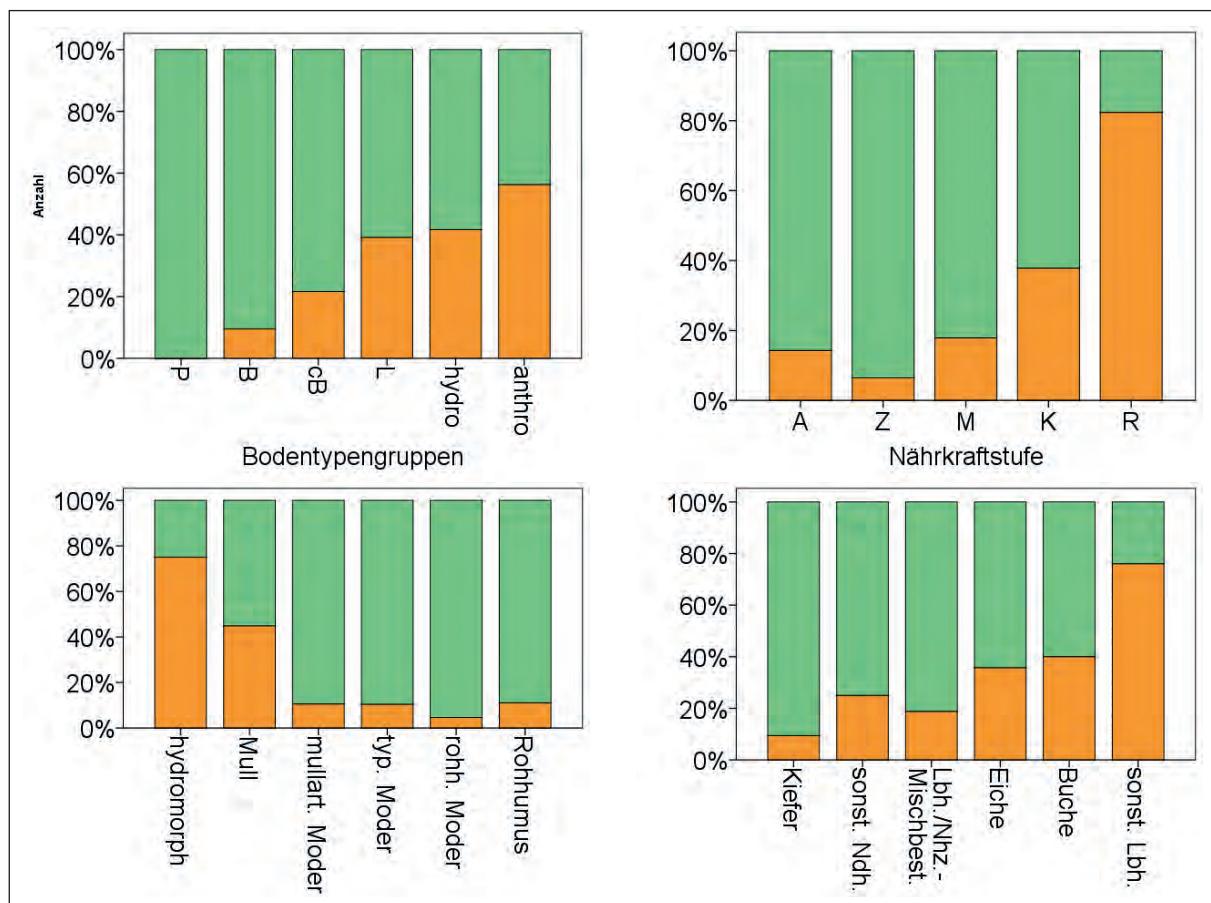


Abb. 7.2.6: Anteil der anhand von nutzungsspezifischen Hintergrundwerten als normal (grün) bzw. erhöht (orange) eingestuften Zinkgehalte in den Straten Bodentypengruppe, Nährkraftstufe, Humusform und Bestandestyp (Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S. 31)

assoziierten Bestandestypen spiegeln den genannten Zusammenhang wider. Bei letzteren fallen die weit überdurchschnittlichen Überschreitungen der Zn-Hintergrundwerte bei den sonstigen Laubholzarten auf. Hierbei handelt es sich vor allem um Erlenbestände auf hydromorphen Standorten sowie einige gemischte Laubholzbestände auf anthropogen überprägten Böden und Sonderstandorten. Zwischen den Straten der

Glazialen Serie sowie den Forstlichen Wuchsgebieten (ohne Darstellung) sind keine relevanten Unterschiede der Hintergrundwertüberschreitungen zu erkennen.

Die Zinkgehalte in der Humusauflage unterscheiden sich zwischen BZE-1 und BZE-2 nicht signifikant von einander. Dieses ist mit Blick auf die Abnahme der pH-Werte (vgl. Waldbodenbericht Band 1) eher unerwartet, da unter diesen Bedingungen von einer entsprechend verstärkten Mobilisierung und Verlagerung von Zink auszugehen ist. Möglicherweise sind die pH-Werte bereits auf so niedrigem Niveau, dass sich eine weitere pH-Abnahme insbesondere für das Element Zink, das seine größte Mobilität zwischen pH 5 und pH 3 erreicht, nicht weiter auswirkt. Eine Gegenüberstellung der Zn-Gehalte aus BZE-1 und BZE-2 zeigt das Streudiagramm in Abb. 7.2.7.

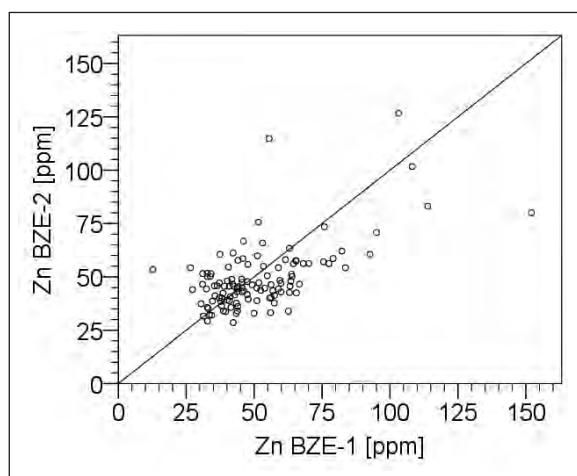


Abb. 7.2.7: Streudiagramm der Zinkgehalte in der Humusauflage von BZE-1 und BZE-2 (Linie: Y=X)

### 7.2.3 Kupfer

Wichtigste Quellen von Kupferemissionen sind die metallverarbeitende Industrie, Verbrennungsanlagen aller Art und die Produktion von Elektrokabeln. Von großer Bedeutung ist zudem die weiträumige Belastung von landwirtschaftlich genutzten Böden durch die Anwendung von Kunstdünger und tierischem Dünger, Klärschlamm und Fungiziden.

In der brandenburgischen BZE-Stichprobe variieren die Cu-Gehalte der Humusaufgabe überwiegend in der Spanne von 6,3 ppm bis 17,8 ppm (10- bzw. 90-Perzentil). Der Median liegt hier mit 10,4 ppm etwas unterhalb des bundesweiten Medians in Höhe von 14,0 ppm (Utermann et al. 2016). Im Mineralboden treten Mediane von 2,6 ppm in 0-5 cm bzw. von 1,2 ppm in 90-140 cm Tiefe auf. Die 90-Perzentile des bundesweiten Datensatzes liegen in der Auflage mit 25,8 ppm über dem brandenburgischen Wert von 17,8 ppm. Deutlich stärker sind die Unterschiede der 90-Perzentile im Mineralboden (0-5 cm Tiefe) ausgeprägt: in Brandenburg 5,8 ppm gegenüber 23,6 ppm in der bundesweiten Stichprobe. Das 90-Perzentil im Mineralboden liegt in Brandenburg sogar noch unterhalb des entsprechenden Wertes von Mecklenburg-Vorpommern (Auflage: 12,5 ppm, Mineralboden: 7,3 ppm; vgl. Russ et al. 2011).

Die Kupfergehalte weisen einen markanten Anstieg vom Mineralboden zur Humusaufgabe auf (Abb. 7.2.8). Kupfer besitzt wie Blei eine ausgeprägte Affinität zur organischen Substanz und bildet wie dieses stabile Komplexe mit den Huminstoffen. Nur bei sehr niedrigen pH-Werten wird Kupfer mit dem Sickerwasser verlagert. Somit kommt es zur Elementfixierung in der Auflage und im humusreichen Oberboden. Da Kupfer ein essentieller Pflanzennährstoff ist, dürfte neben dem atmogenen Eintrag auch die natürliche Umverteilung durch die Aufnahme aus der Bodenlösung und die Akkumulation im Oberboden mit dem Streufall bedeutsam für die spezifische Ausprägung des dargestellten Tiefengradienten sein.

Der wirkungsbezogene Orientierungswert für **Humusauflagen** nach Tyler (1992) und der Vorsorgewert nach Pruess (1994) sind für das Element Kupfer identisch. Beide werden an 14 BZE-Punkten (4 % der Stichprobe) überschritten. An diesen Punkten ist mit schädigenden Effekten auf Bodenlebewesen infolge erhöhter Cu-Konzentrationen zu rechnen. Es handelt sich dabei um die folgenden BZE-Punkte: 20004, 120120, 120114, 120136, 120109, 120081, 120002, 120038, 120092, 120102, 120137, 120128, 40089, 120130

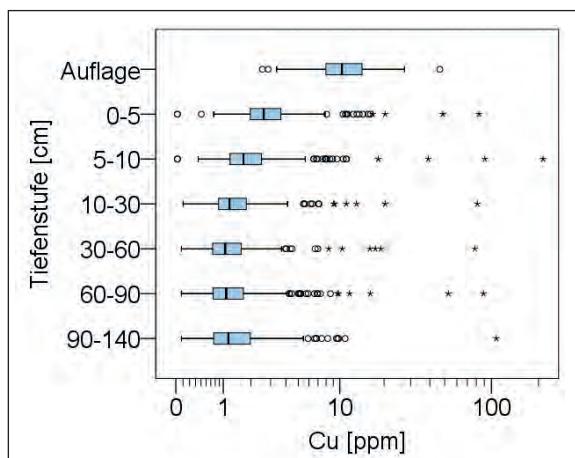


Abb. 7.2.8: Boxplots der Kupfergehalte in der Humusauflage und im Mineralboden bis 140 cm Tiefe in der BZE-2(a)-Stichprobe (logarithmische Darstellung)

(Reihenfolge nach abnehmenden Zn-Gehalten).

Der nach BBodSchV (2015) festgelegte Vorsorgewert für den mineralischen Oberboden wird an 3 Punkten (1 %) nicht eingehalten (120168, 120004, 120159). Bei 64 BZE-Punkten (20 %) sind Cu-Gehalte zu verzeichnen, die sich über dem für Brandenburg ausgewiesenen Nutzungsspezifischen Hintergrundwert des Oberbodens befinden, der weit unter dem Vorsorgewert nach BBodSchV liegt. Die Einzelwerte der Cu-Gehalte in Humusauflage und oberem Mineralboden sind in Abb. 7.2.9 als kumulative Häufigkeitsverteilung dargestellt.

Bei der stratifizierten Darstellung der Überschreitungen des Nutzungsspezifischen Hintergrundwertes für Kupfer nach Bodentypengruppen, Nährkraftstufe, Humusform und Bestandestyp ergibt sich ein ähnliches Gesamtbild wie für das Element Zink (Abb. 7.2.10).

Zwischen BZE-1 und BZE-2 haben die Kupfergehalte in der Humusauflage höchst signifikant abgenommen (Wilcoxon-Test  $\alpha: < 0,001$ ). Die Abnahme könnte sowohl mit reduzierten Kupfereinträgen als auch mit einer

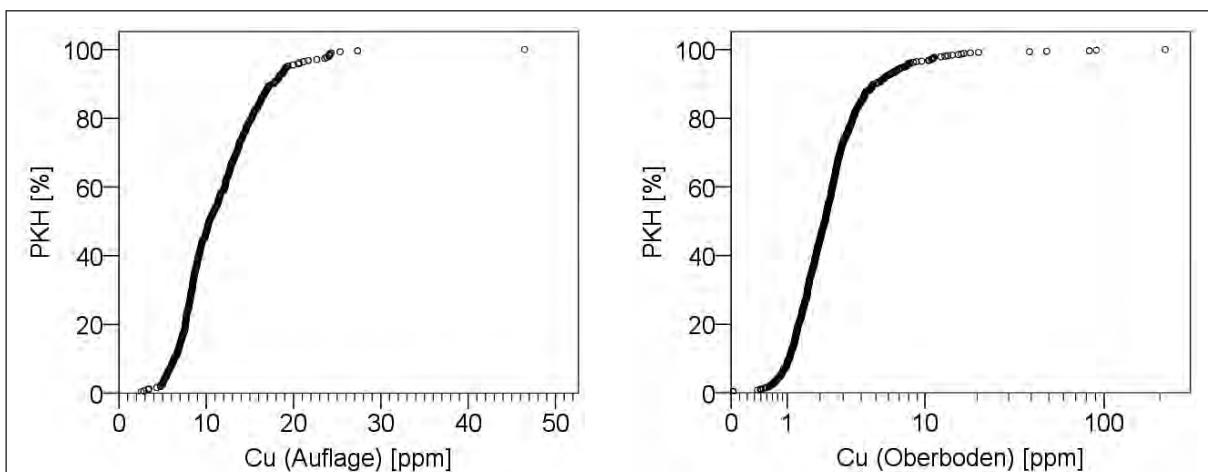


Abb. 7.2.9: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) der Cu-Gehalte in der Humusauflage und im mineralischen Oberboden (Proben aus 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe)

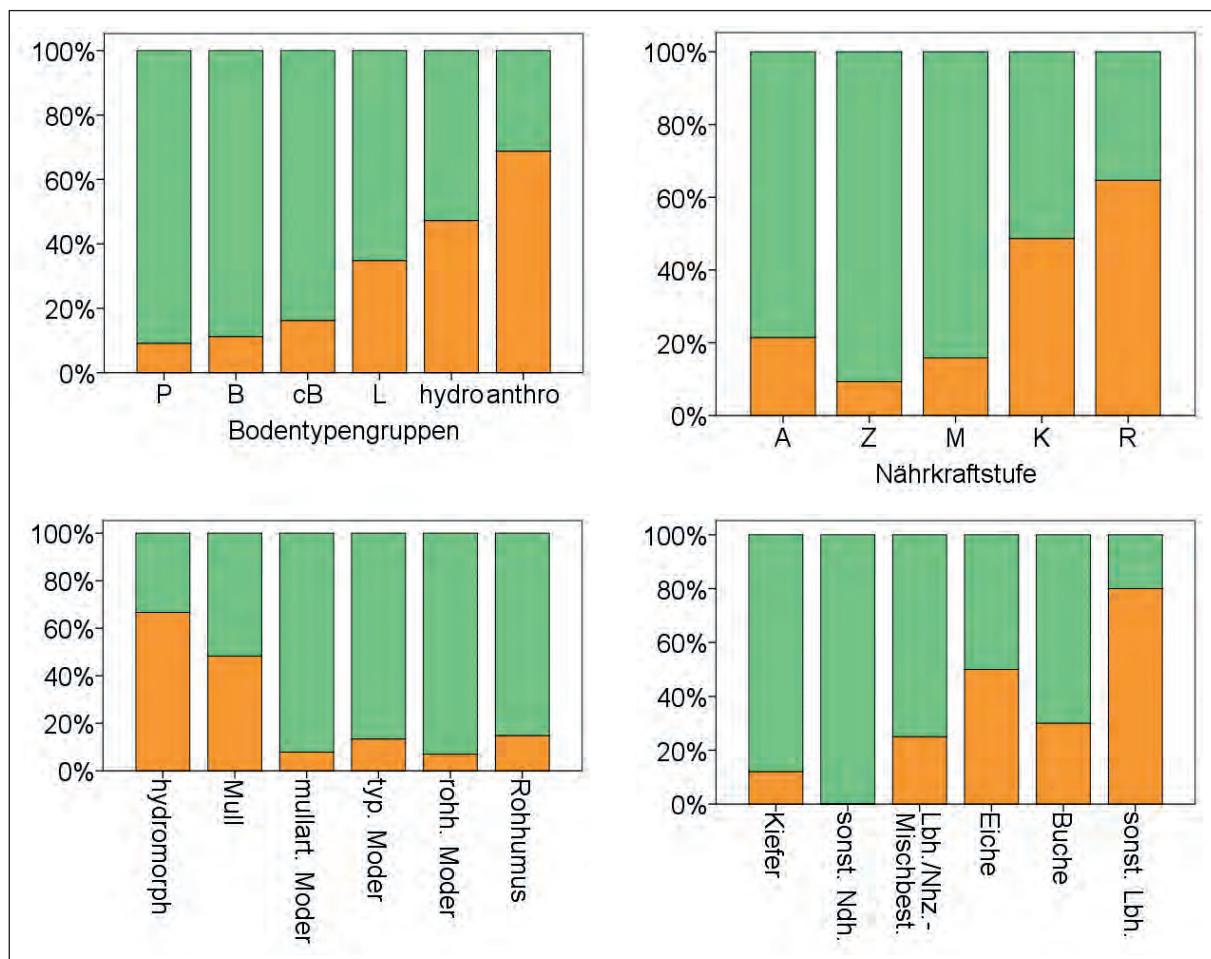


Abb. 7.2.10: Anteil der anhand von nutzungsspezifischen Hintergrundwerten als normal (grün) bzw. erhöht (orange) eingestuften Kupfergehalte in den Straten Bodentypengruppe, Nährkraftstufe, Humusform und Bestandestyp (Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S. 31)

erhöhten Verlagerung infolge gesunkenener pH-Werte in der Auflage erklärt werden. Eine Gegenüberstellung der gepaarten Stichprobe aus den beiden Inventuren zeigt das Streudiagramm in Abb. 7.2.11.

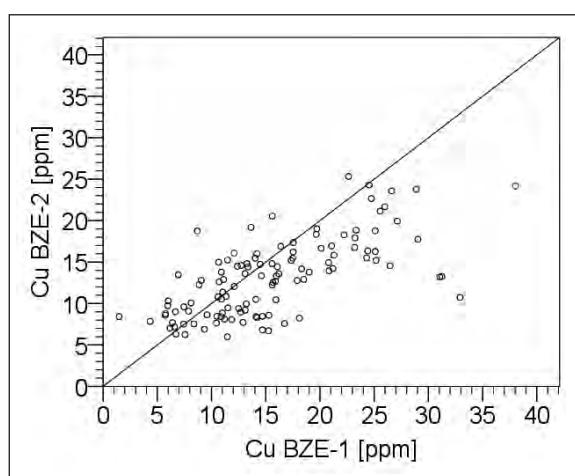


Abb. 7.2.11: Streudiagramm der Kupfergehalte in der Humusaufklage von BZE-1 und BZE-2 (Linie: Y=X)

## 7.2.4 Chrom

Während bei den meisten Schwermetallen die natürlichen Gehalte von den atmogenen Einträgen überprägt werden, wird davon ausgegangen, dass die Chromgehalte zudem auch stark vom geogenen Grundgehalt abhängig sind (Riek & Wolff 2007). Dies spiegelt sich in der **Tiefenfunktion** der Chromgehalte wider (Abb. 7.2.12). Insgesamt lässt sich kaum ein Tiefengradient erkennen und selbst in der Humusaufklage liegen die Mittelwerte nur geringfügig über den Gehalten des Mineralbodens. Zudem sind in den dargestellten Boxplots mit zunehmender Bodentiefe höhere Werte des oberen „Whisker“ und höhere Extremwerte und „Ausreißer“ zu erkennen. Auch darin zeigt sich die für das Element Chrom spezifische Abhängigkeit vom Substrat und dessen bevorzugte Bindung an Tonminerale.

Mengenmäßig variieren die Chromgehalte der Humusaufklage zwischen 3,2 ppm und 9,3 ppm (10- bzw. 90-Perzentil). Der Median liegt mit 5,5 ppm deutlich unterhalb des bundesweiten Medians in Höhe von 8,9 ppm (Utermann et al. 2016). Im Mineralboden liegen die Mediane in 0-5 cm Tiefe mit 4,4 ppm und in 90-140 cm Tiefe mit 3,3 ppm eng beieinander. Die 90-Per-

zentile des bundesweiten Datensatzes liegen mit 21,2 ppm in der Auflage bzw. 46,4 ppm in 0-5 cm Tiefe um ein Vielfaches über den Werten der brandenburgischen Stichprobe (Auflage: 9,3 ppm; Mineralboden: 7,1 ppm). Dieses dürfte primär in den höheren geogenen Grundgehalten der bundesweit auftretenden Festgesteine begründet sein. Auch in der BZE-Stichprobe des Landes Mecklenburg-Vorpommern treten etwas höhere 90-Perzentile als in Brandenburg auf (Auflage: 10,7 ppm, Mineralboden: 8,2 ppm; vgl. Russ et al. 2011), was ebenfalls mit jüngeren und tendenziell bindigeren Substraten begründet werden kann.

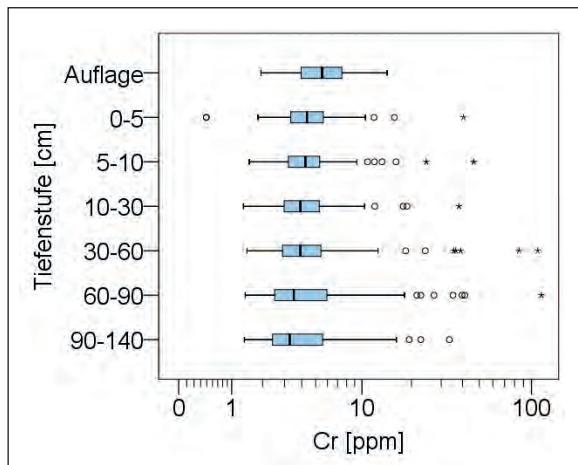


Abb. 7.2.12: Boxplots der Chromgehalte in der Humusauflage und im Mineralboden bis 140 cm Tiefe in der BZE-2(a)-Stichprobe (logarithmische Darstellung)

In der **Humusauflage** werden sowohl der wirkungsbezogene Orientierungswert nach Tyler (1992) als auch der Vorsorgewert nach Pruess (1994) eingehalten. Der nach BBodSchV (2015) festgelegte Vorsor-

gewert für den **mineralischen Oberboden** wird auf einem BZE-Punkt überschritten (Punkt 120168). Bei 31 BZE-Punkten (20 %) sind Cr-Gehalte über dem für Brandenburg ausgewiesenen nutzungsspezifischen Hintergrundwert des Oberbodens zu verzeichnen. Die Einzelwerte der Cr-Gehalte in Humusauflage und oberem Mineralboden sind in Abb. 7.2.13 als kumulative Häufigkeitsverteilung dargestellt.

Die Stratifizierung der Überschreitungen des nutzungsspezifischen Hintergrundwertes im Oberboden zeigt dasselbe Bild wie bei den Elementen Zink und Kupfer (Abb. 7.2.14). Maßgeblich dürften hier die von den armen zu den besseren Standorten ansteigenden Tongehalte der Sandsubstrate sein, mit denen auch die stabile Bindung insbesondere von Chrom der Oxidationsstufe III zunimmt (Riek & Wolff 2007). Auch die in Kap. 7.2.8 abgeleiteten multiplen Regressionsgleichungen belegen die hohe Abhängigkeit der Chromgehalte vom Tonanteil. Auf den hydromorphen Standorten führt die Anreicherung von Chrom in Form des stabilen Chrom(III)sulfids, das sich unter anaeroben Bedingungen bildet, zu erhöhten Cr-Gesamtgehalten (Abb. 7.2.14).

Anhand der gepaarten BZE-Stichprobe kann eine höchst signifikante Abnahme der Chromgehalte zwischen den Inventuren konstatiert werden (Wilcoxon-Test  $\alpha: < 0,001$ ). Die Cr-Werte von BZE-1 und BZE-2 in der Humusauflage sind in Abb. 7.2.15 als Streudiagramm dargestellt. Die starke Abnahme der Chromgehalte korrespondiert mit einem Rückgang der aktuellen Cr-Emissionen um ca. 50 % im Vergleich zum Jahr 1990. Gleichwohl ist nicht auszuschließen, dass auch methodisch bedingte Unterschiede der Analyse zwischen BZE-1 und BZE-2 eine Rolle für die Unterschiede spielen.

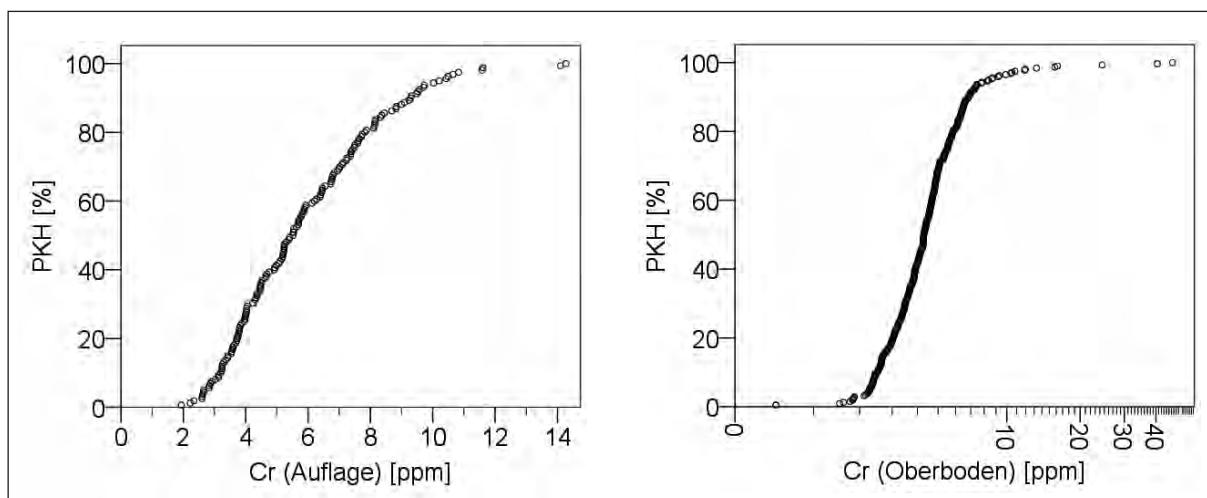


Abb. 7.2.13: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) der Cr-Gehalte in der Humusauflage und im mineralischen Oberboden (Proben aus 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe)

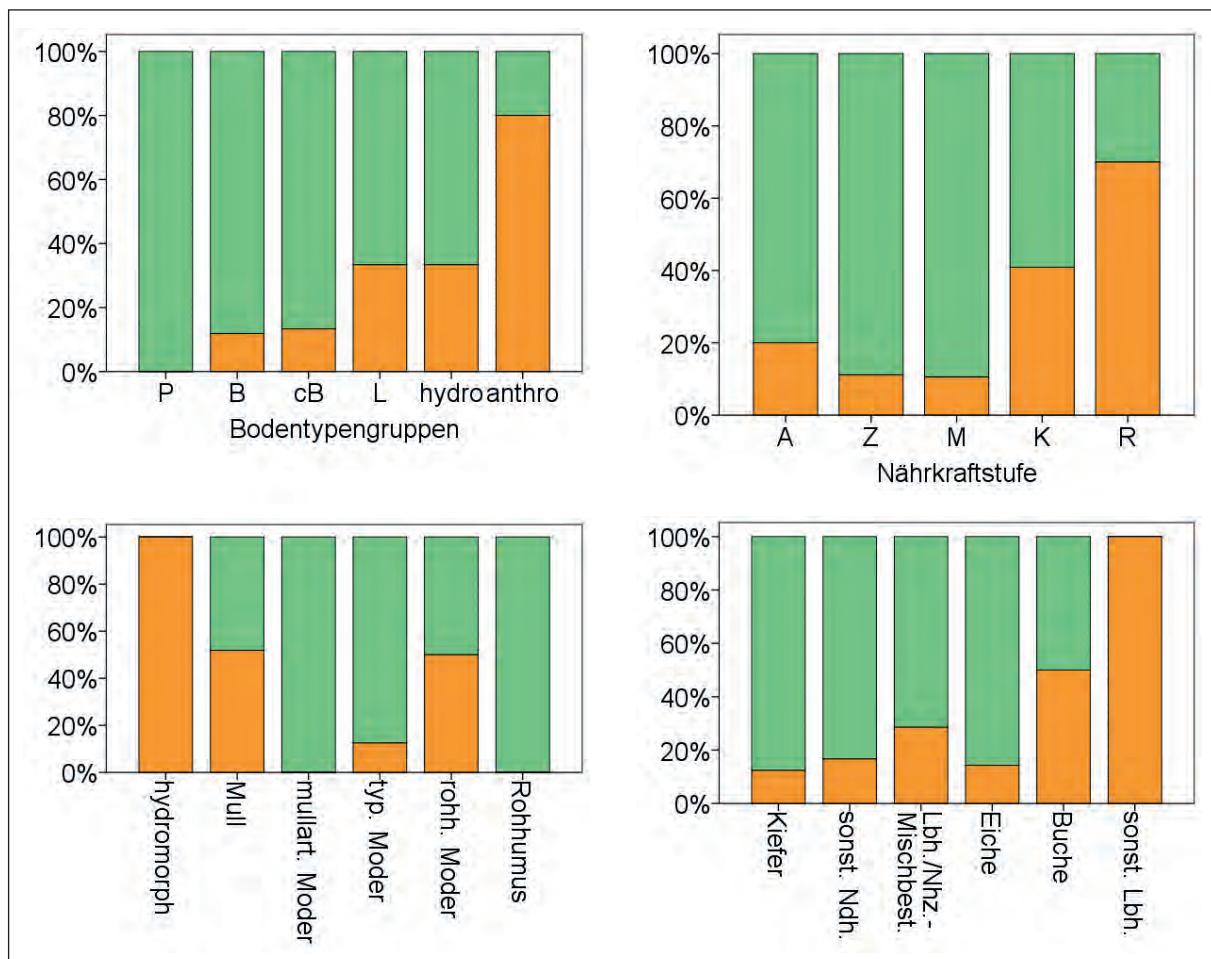


Abb. 7.2.14: Anteil der anhand von nutzungsspezifischen Hintergrundwerten als normal (grün) bzw. erhöht (orange) eingestuften Chromgehalte in den Straten Bodentypengruppe, Nährkraftstufe, Humusform, Bestandestyp (Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S. 31)

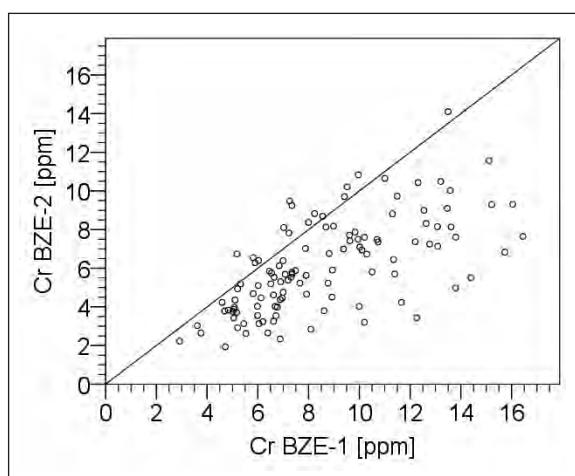


Abb. 7.2.15: Streudiagramm der Chromgehalte in der Humusauflage von BZE-1 und BZE-2 (Linie: Y=X)

## 7.2.5 Nickel

Punktquellen für Nicklemissionen sind die Metallverarbeitungsindustrie und die Verbrennung fossiler Brennstoffe. Eine großflächige Belastung ergibt sich durch die Anwendung von Kunstdünger und Klärschlamm in der Landwirtschaft. Gleichwohl sind für

die Nickelkonzentrationen insbesondere im Mineralboden weniger die atmogenen Einträge als der geogene Grundgehalt bestimend. Ähnlich wie Chrom weist auch das Element Nickel einen kaum ausgeprägten Gradienten vom mineralischen Oberboden zum Untergrund hin auf (Abb. 7.2.16). Die Gehalte der Humusauflage sind gegenüber dem Mineralboden allerdings

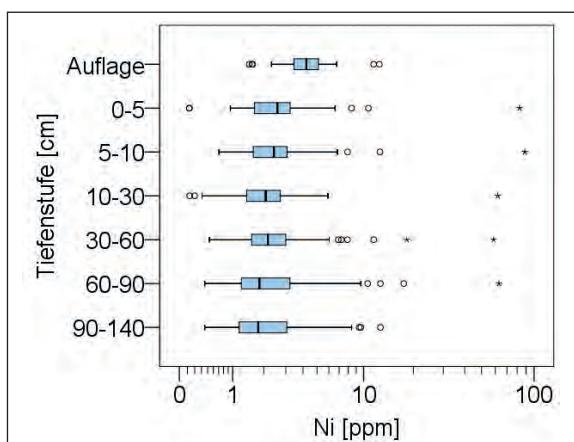


Abb. 7.2.16: Boxplots der Nickelgehalte in der Humusauflage und im Mineralboden bis 140 cm Tiefe in der BZE-2(a)-Stichprobe (logarithmische Darstellung)

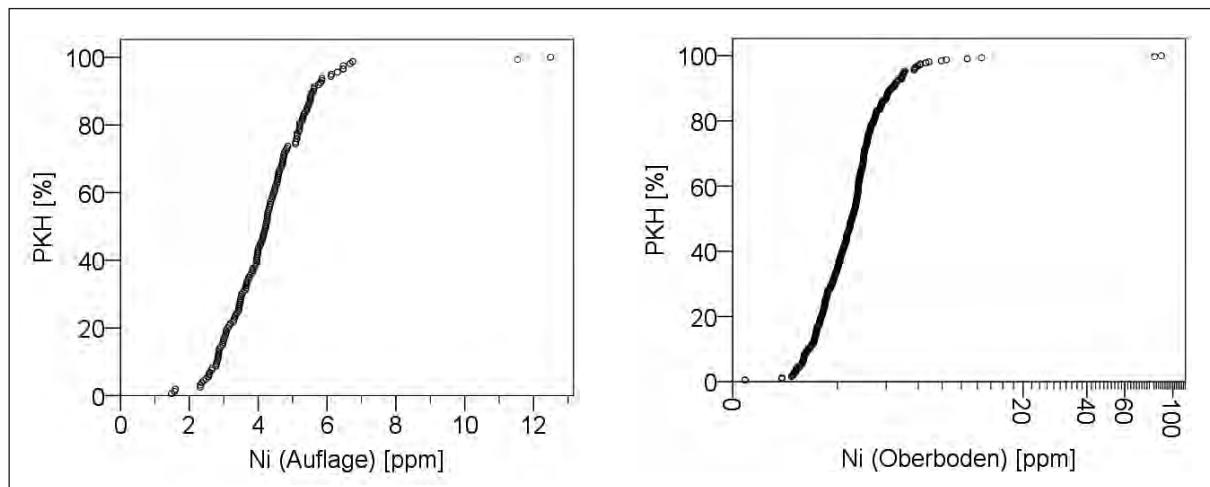


Abb. 7.2.17: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) der Ni-Gehalte in der Humusaufgabe und im mineralischen Oberboden (Proben aus 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe)

leicht erhöht. Im Untergrund nehmen ab 60 cm Tiefe die Werte des oberen „Whisker“ zu, was sich ebenfalls mit dem Tiefengradienten des Elements Chrom deckt. Da die Mobilität von Nickel bereits ab pH-Werten <6,0 stark zunimmt, ist eine Anreicherung im Untergrund mit aus dem Oberboden versauerungsbedingt verlagerter Nickel denkbar.

Die Nickelgehalte der brandenburgischen Waldböden variieren in der Humusaufgabe überwiegend in der Spanne von 2,8 ppm bis 5,6 ppm (10- bzw. 90-Perzentil). Der Median liegt hier mit 4,2 ppm etwas niedriger als in der bundesweiten BZE-Stichprobe, in der er 6,9 ppm beträgt (Utermann et al. 2016). Im Mineralboden treten Mediane von 2,6 ppm in 0-5 cm bzw.

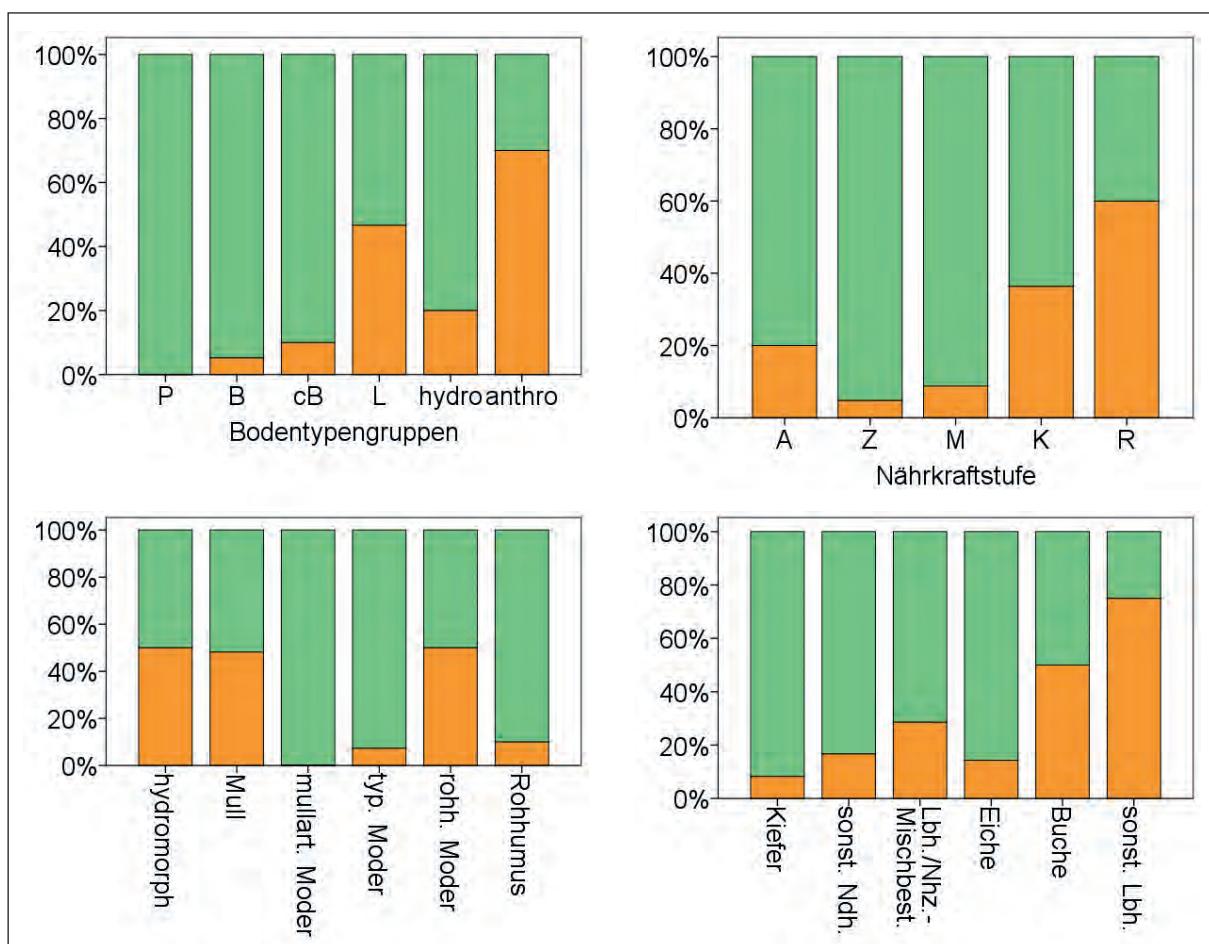


Abb. 7.2.18: Anteil der anhand von nutzungsspezifischen Hintergrundwerten als normal (grün) bzw. erhöht (orange) eingestuften Nickelgehalte in den Straten Bodentypengruppe, Nährkraftstufe, Humusform und Bestandestyp (Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S. 31)

von 1,8 ppm in 90-140 cm Tiefe auf. Die 90-Perzentile des bundesweiten Datensatzes sind mit 15,9 ppm in der Auflage bzw. 35,0 ppm in 0-5 cm Tiefe vor allem im Mineralboden viel höher als in der brandenburgischen Stichprobe (Auflage: 5,6 ppm; Mineralboden: 4,6 ppm). Dieses ist auf die in der bundesweiten Stichprobe vorhandenen Böden auf Festgestein mit hohen lithogenen Nickelgehalten zurückzuführen. In der BZE-Stichprobe Mecklenburg-Vorpommerns sind die 90-Perzentile in der Auflage etwas höher und im Mineralboden nahezu gleich wie in Brandenburg (Auflage: 7,4 ppm, Mineralboden: 4,4 ppm; Russ et al. 2011).

In der **Humusaufklage** wird der Vorsorgewert nach Pruess (1994) an keinem der BZE-Punkte überschritten. Ein wirkungsbezogener Orientierungswert nach Tyler (1992) ist für das Element Nickel nicht definiert. Der nach BBodSchV (2015) festgelegte Vorsorgewert für den **mineralischen Oberboden** wird nur an einem BZE-Punkt nicht eingehalten (Punkt 120168). Bei 24 BZE-Punkten (15 %) sind Ni-Gehalte über dem für Brandenburg ausgewiesenen nutzungsspezifischen Hintergrundwert des Oberbodens zu verzeichnen. Die Einzelwerte der Ni-Gehalte in Humusaufklage und oberem Mineralboden sind in Abb. 7.2.17 als kumulative Häufigkeitsverteilung dargestellt.

Für Nickel führt die stratifizierte Darstellung der nutzungsspezifischen Hintergrundwertüberschreitungen zum selben Ergebnis wie für die bislang betrachteten Elemente (Abb. 7.2.18). Wie bei Chrom dürften die von den armen zu den besseren Standorten ansteigenden Tongehalte der Sandsubstrate die entsprechend höheren Nickelgehalte im Oberboden induzieren. Dieses wird anhand der in Kap. 7.2.8 visualisierten Regressionsgleichungen zur Erklärung der Schwermetallgehalte anhand von bodenchemischen Kennwerten klar bestätigt.

Anhand der gepaarten BZE-Stichprobe kann eine höchst signifikante Abnahme der Nickelgehalte zwischen den Inventuren konstatiert werden (Wilcoxon-Test  $\alpha$ : < 0,001). Die Ni-Werte von BZE-1 und BZE-2 in der Humusaufklage sind in Abb. 7.2.19 als

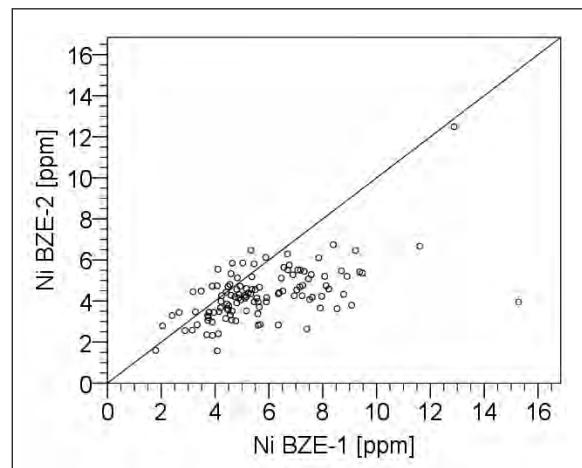


Abb. 7.2.19: Streudiagramm der Nickelgehalte in der Humusaufklage von BZE-1 und BZE-2 (Linie: Y=X)

Streudiagramm dargestellt. Eine Erklärung für die starke Abnahme der Nickelgehalte lässt sich aus den vorliegenden Daten nicht unmittelbar ableiten. Möglicherweise spielen methodisch bedingte Unterschiede bei der Ni-Analyse eine Rolle.

## 7.2.6 Arsen

Arsen wird großräumig z. B. durch die Verbrennung von Braunkohle freigesetzt. Arsenhaltige Verbindungen werden zudem als Pestizide und Herbizide eingesetzt. Im Boden verhält sich Arsen komplexer als die meisten anderen Schwermetalle. Es wird in diversen organischen und anorganischen Verbindungen in unterschiedlicher Oxidationsstufe gebunden. Wichtige Sorbenten sind auch hier Sesquioxide, Tonminerale und die organische Bodensubstanz. Auch der pH-Wert spielt eine Rolle für die Arsenlöslichkeit. Aufgrund des überwiegend anionischen Vorkommens steigt im Gegensatz zu anderen Schwermetallen die Löslichkeit jedoch mit zunehmendem pH-Wert an (Blume et al. 2010). Durch die sauren Bodenverhältnisse unter Wald dürfte atmogen eingetragenes Arsen vergleichsweise stabil im Oberboden festgelegt sein. Das in Abb. 7.2.20 dargestellte Tiefenprofil der As-Gehalte weist einen abnehmenden Gradienten von der Humusaufklage über den mineralischen Oberboden bis in 30 cm Tiefe auf. In den darunter liegenden Tiefenstufen sind die Gehalte nahezu konstant und deutlich geringer als im Oberboden. Der Tiefenverlauf von Arsen ähnelt daher eher demjenigen der Elemente Blei und Kupfer als dem von Chrom und Nickel und lässt vermuten, dass neben dem geogenen Hintergrundgehalt immissionsbedingte As-Einträge von größerer Bedeutung sind.

Die As-Gehalte variieren in der Humusaufklage überwiegend in der Spanne von 1,1 ppm bis 6,6 ppm (10- bzw. 90-Perzentil). Der Median liegt mit 2,5 ppm in derselben Größenordnung wie in der bundesweiten Stichprobe, wo er 3,2 ppm beträgt (Utermann et al. 2016). Im Mineralboden treten Mediane von 2,8 ppm in 0-5 cm bzw. von 0,9 ppm in 90-140 cm Tiefe auf.

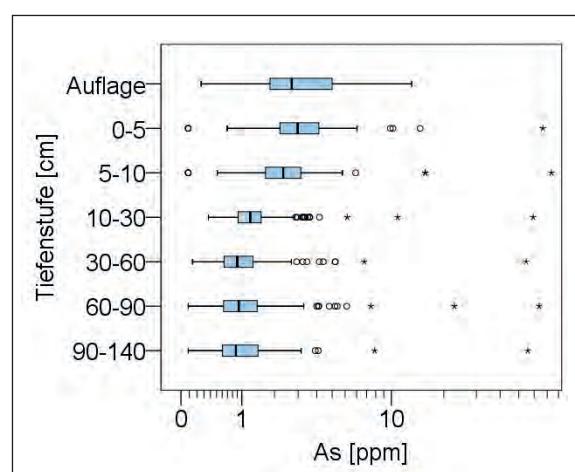


Abb. 7.2.20: Boxplots der Arsengehalte in der Humusaufklage und im Mineralboden bis 140 cm Tiefe in der BZE-2(a)-Stichprobe (logarithmische Darstellung)

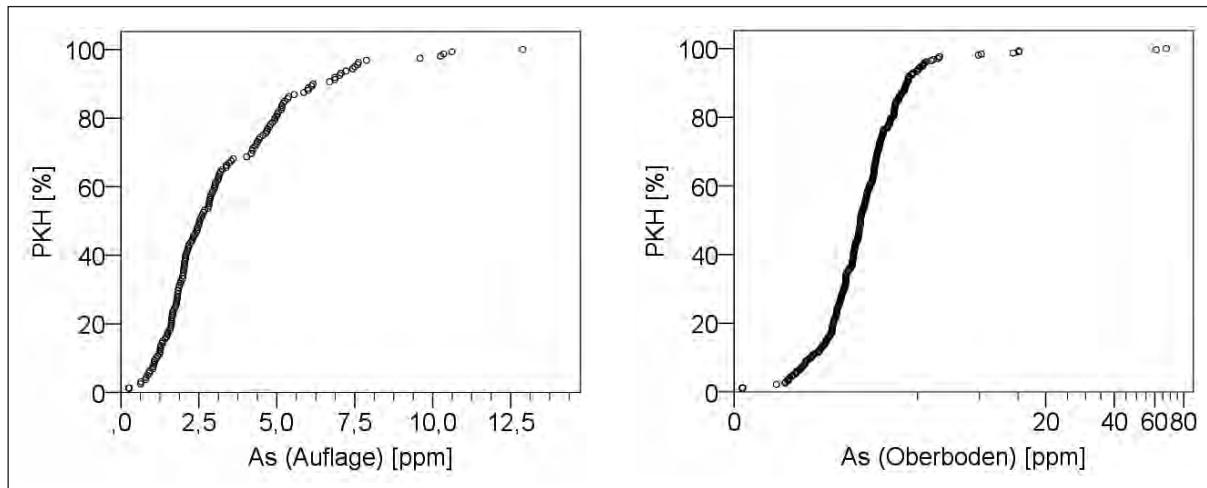


Abb. 7.2.21: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) der As-Gehalte in der Humusaufklage und im mineralischen Oberboden (Proben aus 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe)

Die 90-Perzentile des bundesweiten Datensatzes liegen mit 9,4 ppm in der Auflage bzw. 18,9 ppm in 0-5 cm Tiefe deutlich über den Werten der brandenburgischen Stichprobe (Auflage: 6,6 ppm; Mineralboden: 4,8 ppm). Noch geringere 90-Perzentile werden von Russ et al. (2011) für die BZE-Stichprobe des Landes Mecklenburg-Vorpommern beschrieben (Auflage: 4,7 ppm; Mineralboden: 4,4 ppm).

Für Arsen wird von Tyler (1992) kein wirkungsbezogener Orientierungswert definiert. Der Vorsorgewert nach Pruess (1994) wird in der **Humusaufklage** an 4 Punkten (2 % der Stichprobe) nicht eingehalten. Es handelt sich um die Punkte 120047, 120140, 120156 und 120145 (Reihenfolge nach abnehmenden As-Gehalten).

Der nach BBodSchV (2015) festgelegte Vorsorgewert für den **mineralischen Oberboden** wird in 0-5 cm Tiefe an 10 BZE-Punkten (6 %) überschritten (Punkte 120168, 120098, 120149). Bei 47 BZE-Punkten (31 %) sind As-Gehalte über dem für Brandenburg ausgewiesenen nutzungsspezifischen Hintergrundwert des Oberbodens zu verzeichnen. Die Einzelwerte der As-Gehalte in Humusaufklage und oberem Mineralboden sind in Abb. 7.2.21 als kumulative Häufigkeitsverteilung dargestellt.

Die stratifizierte Auswertung der Überschreitungen des nutzungsspezifischen Hintergrundwertes führt bei Arsen zu einem abweichenden Ergebnis von den bislang betrachteten Elementen. So ist die Abhängigkeit von der Nährkraft der Standorte und den hiermit zusammenhängenden Kennwerten nur sehr schwach ausgeprägt. Lediglich die anthropogenen überlagerten Böden und das damit häufig assoziierte Stratum der Sonstigen Laubbaumarten weisen erhöhte Gehalte

auf. Auffällig ist indes, dass für Arsen Unterschiede zwischen den Straten der Forstlichen Wuchsgebiete und der Geologischen Serie zu verzeichnen sind. Markant sind die hohen Werte in Südbrandenburg (Wuchsgebiete 22, 23 und 25), wo die (historische) Belastung durch in Stäuben gebundene Spurenstoffe wie Arsen als besonders hoch anzunehmen ist. Auch die Stratifizierung nach der Geologischen Serie spiegelt dieses indirekt wider, da die im Süden gelegenen Serien, insbesondere Serie VIII, gehäuft Hintergrundwertüberschreitungen aufweisen (Abb. 7.2.22).

**Die erhöhte Arsenbelastung der Flächen in Südbrandenburg zeigt sich besonders auch in der kartografischen Darstellung in Abb. 7.2.23. Die Quintile der Arsengehalte in der Humusaufklage sowie in 0-5cm Tiefe des Mineralbodens lassen schwerpunktmaßig in den südlichen und südwestlichen Landesteilen erhöhte Werte erkennen. Vergleichbare großräumige Muster jeglicher Art sind bei keinem der anderen untersuchten Spurenelemente zu erkennen (ohne Darstellungen).** Die erhöhten Werte setzen sich an der südlichen und südwestlichen Landesgrenze fort, was anhand der bundesweiten kartografischen Darstellung sichtbar wird (Utermann et al. 2016). Es zeigt sich aber auch, dass sich die erhöhten Werte der Tieflandstandorte stets deutlich unter den Werten der Festgesteinböden beispielsweise im Bereich von Erzgebirge oder Harz befinden. Dort sind vor allem höhere geogene Hintergrundsgehalte zu verzeichnen, zu denen dann historisch zum Teil zusätzlich noch hohe Einträge hinzukamen (vgl. Rauch- und Waldschäden im Erzgebirge). Gemessen anhand der bundesweiten Perzentileinteilung befinden sich die erhöhten As-Gehalte Südbrandenburgs daher überwiegend auch nur im „mäßigen“ Bereich, d. h. dem 25- bis 50-Perzentil (Utermann et al. 2016).

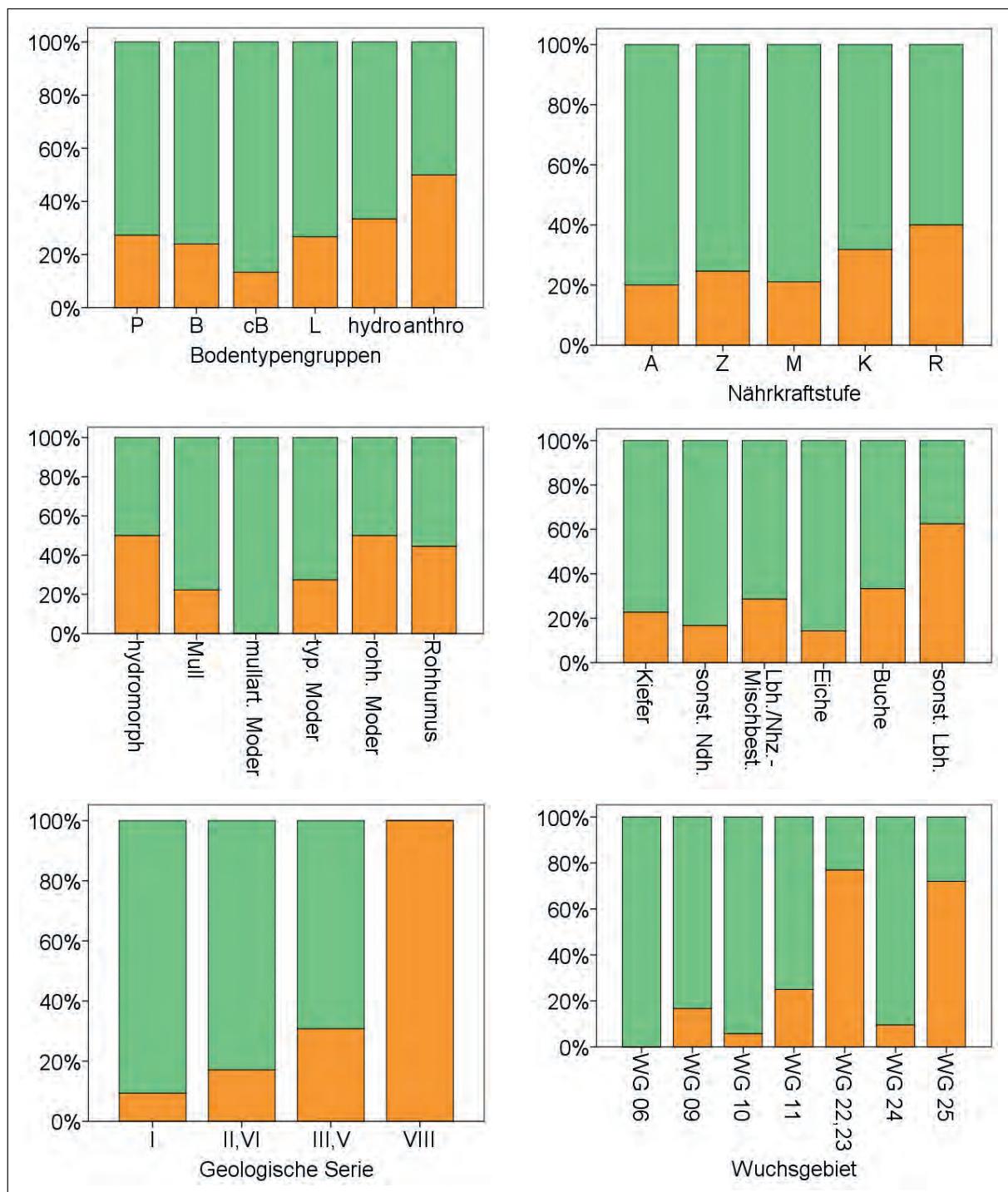


Abb. 7.2.22: Anteil der anhand von nutzungsspezifischen Hintergrundwerten als normal (grün) bzw. erhöht (orange) eingestuften Arsengehalte in den Straten Bodentypengruppe, Nährkraftstufe, Humusform, Bestandestyp, Geologische Serie und Wuchsgebiet (Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S. 31)

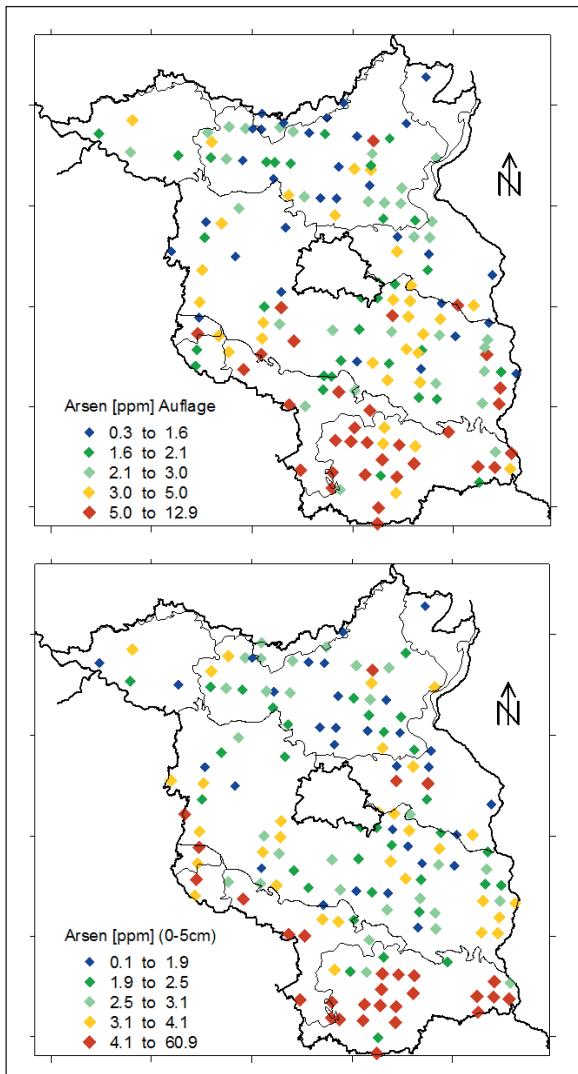


Abb. 7.2.23: Kartogramm der Quintile der Arsengehalte in der Humusauflage und im Mineralboden in 0-5 cm Tiefe [ppm]

## 7.2.7 Cadmium

Emissionsquellen von Cadmium sind metallverarbeitende Industrien sowie Kraftwerke und Großfeuerungsanlagen. Emissionen aus dem Kraftfahrzeugverkehr entstehen zudem durch Reifenabrieb und Verbrennungsrückstände des Diesels. Sie führen zu einer Belastung der Böden im unmittelbaren Einflussbereich der Straßen: 10 m entlang von Hauptverkehrsstraßen nach Blume et al. (2010). Als weitere Cd-Quelle gelten Mineraldünger in der Landwirtschaft. Insbesondere weisen Phosphatdüngemittel hohe Cadmiumgehalte auf. Ein Transfer in die Waldökosysteme kann durch den atmogenen Eintrag von erodierten Stäuben erfolgen.

Cadmium zählt zu den im Boden besonders leicht löslichen und verlagerbaren Schwermetallen. Zudem gilt es als besonders giftiges Schwermetall. Schon bei pH-Werten <6,5 wird es in erheblichem Umfang mobil und über die Bodenlösung pflanzenverfügbar. Mit dem Sickerwasser kann es in tiefe Bodenschichten verlagert und bei entsprechender Tiefenversauerung

der Böden ggf. aus den Ökosystemen ausgewaschen werden. Der **Tiefengradient** in Abb. 7.2.24 zeichnet sich vor allem durch den Sprung der Cd-Gehalte zwischen Humusauflage und oberster Mineralbodentiefe aus. Dieser ist noch markanter ausgeprägt als bei den Elementen Zink und Kupfer. Die Bindung an die organische Substanz ist bei Cadmium speziell im niedrigen pH-Wertbereich stärker als die Fixierung in Sesquioxiden. Das dargestellte Tiefenprofil von Cadmium belegt somit, dass die Cd-Konzentrationen im Boden wie bei dem Element Blei in hohem Maße auf anthropogen bedingte Einträge zurückzuführen sind.

Mengenmäßig variieren die Cd-Gehalte in der Humusauflage zwischen 0,26 ppm und 0,57 ppm (10- bzw. 90-Perzentil). Der Median ist mit 0,40 ppm fast identisch mit dem bundesweiten Median in Höhe von 0,43 ppm (Utermann et al. 2016). Im Mineralboden liegen die Mediane in 0-5 cm Tiefe mit 0,06 ppm und in 90-140 cm Tiefe mit 0,03 ppm eng beieinander. Die 90-Perzentile des bundesweiten Datensatzes liegen mit 0,85 ppm in der Auflage bzw. 0,56 ppm in 0-5 cm Tiefe über den Werten der brandenburgischen Stichprobe (Auflage: 0,57 ppm; Mineralboden: 0,23 ppm). Im bundesweiten Vergleich sind die Waldböden in Brandenburg somit relativ wenig durch immissionsbedingte Cadmiummeinträge belastet. Noch deutlich geringere 90-Perzentile der Cadmiumkonzentration werden von Russ et al. (2011) für die BZE-Stichprobe des Landes Mecklenburg-Vorpommern beschrieben (Auflage: 0,44 ppm; Mineralboden: 0,11 ppm).

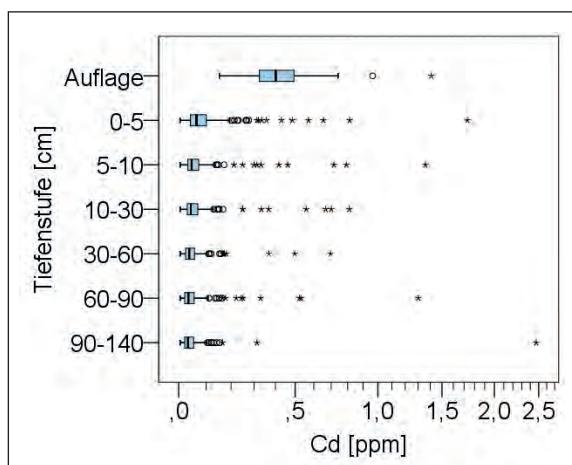


Abb. 7.2.24: Boxplots der Cadmiumgehalte in der Humusauflage und im Mineralboden bis 140 cm Tiefe in der BZE-2(a)-Stichprobe (logarithmische Darstellung)

In der **Humusauflage** wird der wirkungsbezogene Orientierungswert nach Tyler (1992) an keinem der BZE-Punkte überschritten. Der deutlich niedriger angesetzte Vorsorgewert nach Pruess (1994) wird an 4 Punkten (2 % der Stichprobe) nicht eingehalten. Es handelt sich um die Punkte 120168, 120145, 120148 und 120047 (Reihenfolge nach abnehmenden Cd-Gehalten).

Der nach BBodSchV (2015) festgelegte Vorsorgewert für den **mineralischen Oberboden** wird in 0-5 cm Tie-

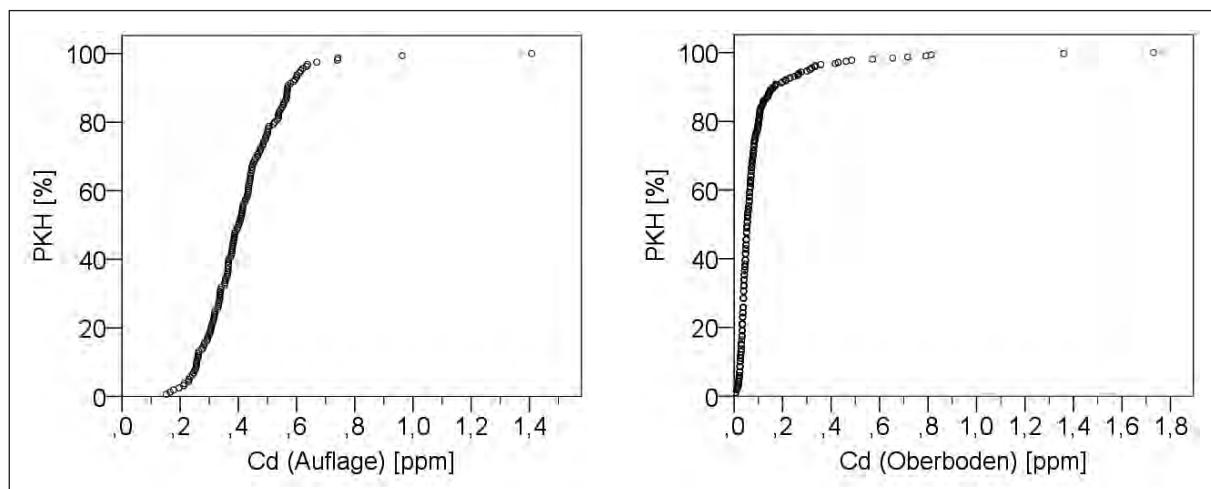


Abb. 7.2.25: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) der Cd-Gehalte in der Humusauflage und im mineralischen Oberboden (Proben aus 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe)

fe an 6 Punkten (4 %) überschritten (120168, 120159, 120154, 120098, 120004, 120119). Bei 19 BZE-Punkten (12 %) sind Cd-Gehalte über dem für Brandenburg ausgewiesenen nutzungsspezifischen Hintergrundwert des Oberbodens zu verzeichnen. Die Einzelwerte der Cd-Gehalte in Humusauflage und oberem Mineralboden sind in Abb. 7.2.25 als kumulative Häufigkeitsverteilung dargestellt.

Die Gegenüberstellung der Cadmiumgehalte in der Humusauflage von BZE-1 und BZE-2 geht aus dem Streudiagramm in Abb. 7.2.26 hervor. Cadmium ist das einzige der untersuchten Spurenelemente für das eine höchst signifikante **Zunahme** zwischen den Inventuren festzustellen ist (Wilcoxon-Test  $\alpha: < 0,001$ ). Dieses ist mit Blick auf die höhere Mobilität von Cadmium bei niedrigen pH-Werten erstaunlich, da die Azidität in Oberboden und Humus zwischen BZE-1 und BZE-2(a) ebenfalls zugenommen hat. Wie bei den Elementen Chrom und Nickel sind auch hier hinsichtlich der Analyse methodisch bedingte Unterschiede zwischen den Inventuren nicht auszuschließen.

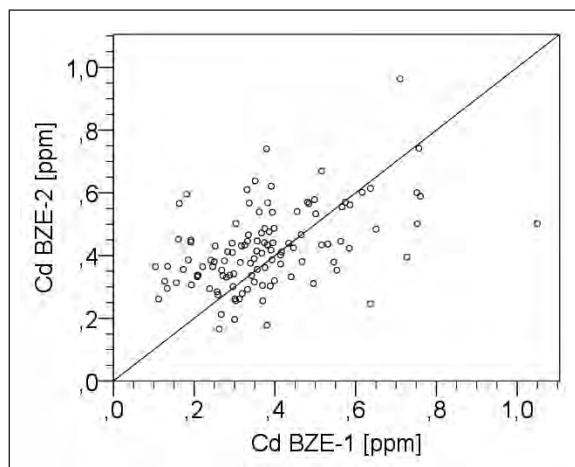


Abb. 7.2.26: Streudiagramm der Cadmiumgehalte in der Humusauflage von BZE-1 und BZE-2 (Linie:  $Y=X$ )

## 7.2.8 Einflussfaktoren

Zusammenfassend zeigen die in Kap. 7.2.1-7 dargestellten deskriptiven Auswertungen, dass lediglich für das Element Kupfer eine Überschreitung der von Tyler (1992) definierten ökotoxikologischen Schwellenwerte in den Humusauflagen der Waldböden Brandenburgs besteht. Dieses betrifft 4 % der BZE-Stichprobe. Auch die von Pruess (1994) ermittelten Vorsorgewerte für Humusauflagen werden nur in wenigen Fällen, d.h. je nach Spurenelement an 2-4 % der BZE-Stichprobenpunkte, überschritten; dieses betrifft die Elemente Zink, Kupfer, Arsen und Cadmium. Im Mineralboden liegen die Schwermetallgehalte teilweise über den Vorsorgewerten nach BBodSchV (2015). Auch hier ist jedoch nur ein geringer Anteil der BZE-Punkte betroffen: 2 % der BZE-Stichprobe bei Zink, 3 % bei Kupfer, 4 % bei Cadmium und 6 % bei Blei sowie Arsen. Häufig handelt es sich um dieselben Standorte, bei denen hinsichtlich mehrerer Elemente Vorsorgewerte überschritten werden. Die für Waldböden im Land Brandenburg ausgewiesenen 90-Perzentilwerte der Hintergrundgehalte (LABO 2017, Kühn et al. 2015) werden in der BZE-Stichprobe häufiger überschritten. Maximal ist dies der Fall für Arsen an 31 % der BZE-Punkte. Möglicherweise ist bei den betreffenden Elementen (v.a. As, Cr, Cu, Ni und Zn) von einer höheren ubiquitären Belastung der Waldböden, als bei der Ableitung der Hintergrundgehalte in Brandenburg angenommen wurde, auszugehen, sodass diese tendenziell zu niedrig angesetzt sind.

**Um die BZE-Punkte mit besonders hoher Schwermetallbelastung zu identifizieren, wurden die im Boxplot der Gesamtstichprobe als Ausreißer oder Extremwert ausgewiesenen Punkte näher betrachtet.** Im verwendeten Programm paket SPSS sind Werte, die sich zwischen 1,5 und 3 Interquartilweiten außerhalb der Box befinden, als „Ausreißer“ und Werte mit mehr als 3 Interquartilweiten außerhalb der Box als „Extremwerte“ definiert. Die so ermittelten BZE-Punkte sind in Tab. 7.2.1 zusammengestellt.

Unter den zehn aufgelisteten BZE-Punkten befinden sich fünf Moor- bzw. Anmoorböden (Punktnummern 40065, 47468, 120098, 120154, 120159), die teilweise zusätzlich in unmittelbarer Nähe von möglichen Emittenten liegen. So könnten luftbürtige Einträge des Chemiestandorts Schwarzeide (Niederlausitz) am Punkt 120154 und Einflüsse der Chemieindustrie der Stadt Premnitz (Landkreis Havelland) an den Punkten 40065 und 120159 für die zu beobachtenden Ausreißer und Extremwerte von Bedeutung sein. In Verbindung mit den hohen Humusgehalten dieser hydromorphen Standorte kommt es zu langen Retentionszeiten der untersuchten Spurenstoffe durch die Bildung immobiler metallorganischer Komplexe. In der ausgeprägten Schwermetallakkumulation ist hier ein gewisses Gefahrenpotenzial zu sehen, insbesondere mit Blick auf die Freisetzung der Schadstoffe bei forciertter Torfmineralisierung infolge von möglichen Grundwasserabsenkungen.

Zwei der in Tab. 7.2.1 aufgelisteten BZE-Punkte (120004, 120026) befinden sich in den Berliner Stadtwäldern, so dass auch hier hinsichtlich der Schwermetallbelastung von einer besonderen Situation und Beeinflussung durch Nahemittenten auszugehen ist. Bereits bei der Profilaufnahme wurden zudem Störungen durch Bodenauftrag und Abfälle aus einer benachbarten Gartensiedlung sowie Einflüsse durch die unmittelbare Straßen- bzw. Siedlungsnahe vermerkt. Auch für den im Stadtwald von Bad Liebenwerder gelegenen BZE-Punkt 120155 wurden Oberbodenstörungen und Müllablagerungen in unmittelbarer Profilnähe notiert, die mit den stark erhöhten Schwermetallgehalten im kausalen Zusammenhang stehen dürften.

Die mit Abstand höchste Belastung durch Schwermetalle besteht für den Punkt 120168 (Tab. 7.2.1). Für diesen Standort wird als Bodenart schluffiger Ton ausgewiesen und der pH(KCl)-Wert liegt in 0-5 cm Tiefe bei pH 7. Mit Ausnahme von Chrom befinden sich die Gehalte aller untersuchten Schwermetalle über den für Tonböden ausgewiesenen Vorsorge- und Hintergrundwerten (BBodSchV 2015, LABO 2017). Laut Profilauf-

nahme wurde hier künstliches Material – vermutlich Reste einer Betonschlämme aus dem ca. 120 m entfernten Betonwerk Milmersdorf (Uckermark) – oberflächlich aufgebracht.

Eine tiefergehende Ursachenanalyse von erhöhten Schwermetallgehalten an weiteren BZE-Punkten erfolgt an dieser Stelle nicht. Stattdessen sollte bei den Geländeaufnahmen im Rahmen der BZE-3 an den betroffenen Punkten auf mögliche lokale Verursacher der erhöhten Belastung geachtet und diese dokumentiert werden. Es sei angemerkt, dass sich in einer entsprechenden Zusammenstellung von sehr stark belasteten BZE-Punkten auf Bundesebene keiner der dort genannten Punkte im Land Brandenburg befindet (Utermann et al. 2016). Die im Bundesbericht ausgewiesenen Extremwerte liegen meist um ein Vielfaches über den in Tab. 7.2.1 angeführten Werten. Dieses dürfte in erster Linie auf die geogen bedingt vergleichsweise sehr geringen Grundgehalte der pleistozänen Lockersedimente Brandenburgs zurückzuführen sein.

**Neben der atmogenen Belastung durch überregionale und lokale Emittenten spielt vor allem der aktuelle bodenchemische Zustand eine maßgebliche Rolle für die Höhe der im Mineralboden vorzufindenden Schwermetallgehalte. Um die Bedeutung von pH-Wert, Kohlenstoff- und Tongehalt sowie der effektiven Kationenaustauschkapazität für die Bindung der unterschiedlichen Spurenstoffe zu beleuchten wurden Regressionsanalysen durchgeführt.** Proben mit stark erhöhten Schwermetallgehalten wurden dabei ausgeschlossen, um zu verhindern, dass einzelne Ausreißer zu Verzerrungen führen und hohe Bestimmtheitsmaße vortäuschen. Es wurden deshalb bei allen Schwermetallen die Werte über dem jeweiligen 95-Perzentil in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe aus der Stichprobe entfernt. Zudem wurden auch bei den potenziellen Einflussgrößen Ausreißer ausgeschlossen, so dass die ermittelten und hier beschriebenen Regressionsbeziehungen grundsätzlich für das folgende Wertespektrum aller einbezogenen Kenngrößen in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe Gültigkeit haben:

**Tab. 7.2.1: BZE-Punkte, die im Allgemeinen bei mehreren Spurenelementen als Ausreißer oder Extremwerte hinsichtlich der Gehalte in 0-5 cm Tiefe ausgewiesen werden (fett); Angaben in der Kopfzeilen (kursiv): jeweilige Vorsorgewerte nach BBodSchV (2015) für Sand/Ton**

BZE-Punkt	Elementgehalte in 0-5 cm Tiefe [ppm]						
	As 10/20	Cd 0,4/1,5	Cr 30/100	Cu 20/60	Ni 15/70	Pb 40/100	Zn 60/200
40065	-	-	-	<b>16,23</b>	-	<b>114,40</b>	<b>86,15</b>
47468	-	-	-	<b>16,81</b>	-	<b>128,70</b>	35,08
120004	4,13	<b>0,49</b>	6,46	<b>48,60</b>	<b>5,82</b>	<b>69,10</b>	<b>123,00</b>
120026	2,44	0,20	6,43	<b>11,15</b>	3,96	44,05	<b>107,38</b>
120098	<b>14,27</b>	<b>0,57</b>	<b>11,88</b>	<b>15,61</b>	6,13	<b>88,63</b>	35,59
120149	<b>10,20</b>	<b>0,36</b>	<b>8,34</b>	7,77	<b>8,40</b>	29,40	<b>46,80</b>
120154	<b>9,87</b>	<b>0,65</b>	<b>15,80</b>	13,60	<b>10,70</b>	47,10	51,60
120155	4,75	0,07	5,65	3,53	3,23	<b>183,00</b>	15,40
120159	3,99	<b>0,81</b>	<b>9,18</b>	<b>20,34</b>	5,04	<b>63,30</b>	<b>83,70</b>
120168	<b>60,90</b>	<b>1,73</b>	<b>40,50</b>	<b>83,10</b>	<b>82,50</b>	<b>117,00</b>	<b>277,00</b>

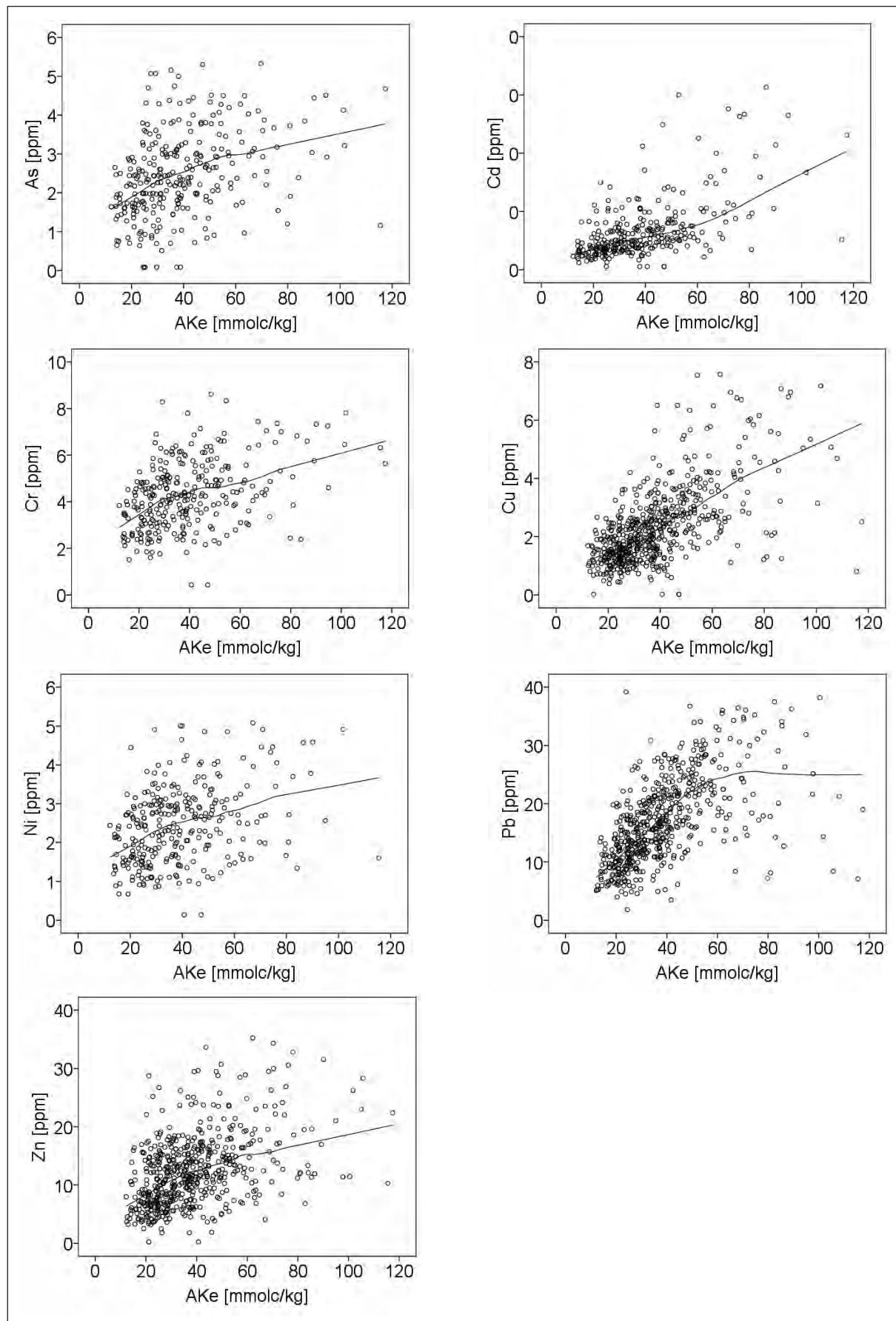


Abb. 7.2.27: Streudiagramme der As-, Cd-, Cr-, Cu-, Ni-, Pb- bzw. Zn-Gehalte und der effektiven Kationenaustauschkapazität in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe sowie geglättete Ausgleichsfunktion (LOESS-Glättung)

As < 5,34 ppm  
Cd < 0,314 ppm  
Cr < 8,63 ppm  
Cu < 7,70 ppm  
Ni < 5,14 ppm  
Pb < 39,23 ppm  
Zn < 35,47 ppm

pH(KCl) < 6,0  
C-Gehalt < 15 %  
Tongehalt < 10 %  
AKe < 120 mmol<sub>c</sub>/kg

Die Streudiagramme in Abb. 7.2.27 veranschaulichen beispielhaft die univariaten Abhängigkeiten der Schwermetallgehalte von der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe). Von den untersuchten Einflussgrößen zeigt die AKe den engsten Zusammenhang zu den Gehalten der betrachteten Spurenelemente. Die effektive Kationenaustauschkapazität bringt die Menge an Tonmineralen, Hydroxiden und Oxiden, den Gehalt an organischen Bodenkolloiden sowie – aufgrund der teilweise pH-abhängigen Ladungen – auch die Bodenreaktion zum Ausdruck. Diese Bodeneigenschaften sind für die Bindung der Schwermetalle im Oberboden ausschlaggebend und verzögern deren Verlagerung. Dieses trifft auch auf die teilweise anionisch gebundenen Spurenstoffe, wie Arsen und Chrom zu, wenngleich in diesem Fall die Beziehung zur AKe indirekter Natur ist.

Für jedes Element wurden zwei Regressionsmodelle nach der Stepwise-Methode (SPSS 2007) gerechnet. In beiden Modellen erfolgt die Berücksichtigung des pH-Wertes. Zusätzlich wurden im ersten Modellansatz

**Tab.7.2.2: Parameter der multiplen Regressionsgleichungen zur Erklärung von As-, Cd-, Cr-, Cu-, Ni-, Pb- und Zn-Gehalten in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe aus AKe, pH(KCl), C- und Tongehalt**

(1) Spurenelement [ppm] = a \* log (AKe) [mol<sub>c</sub>/kg] + b \* pH(KCl) + c

	a	b	c	R
As	2,120	-	-0,798	0,34
Cd	0,160	0,054	-0,369	0,65
Cr	3,280	0,873	-3,866	0,49
Cu	4,394	0,489	-6,121	0,62
Ni	2,325	0,929	-4,406	0,49
Pb	24,197	-2,054	-13,334	0,65
Zn	18,633	7,126	-40,608	0,60

(2) Spurenelement [ppm] = a \* log (C-Gehalt) [%] + b \* Tongehalt [%] + c \* pH(KCl) + d

	a	b	c	d	R
As	1,191	0,096	-	0,598	0,38
Cd	0,091	0,0035	0,061	-0,278	0,64
Cr	1,336	0,342	0,787	-1,369	0,50
Cu	2,566	0,093	0,453	-2,741	0,62
Ni	0,998	0,222	0,833	-2,541	0,54
Pb	15,562	0,692	-1,344	-0,150	0,70
Zn	9,778	0,911	6,448	-24,513	0,61

die logarithmierte effektive Kationenaustauschkapazität und im zweiten Ansatz der logarithmierte Kohlenstoffgehalt sowie der Tongehalt berücksichtigt. Für die logarithmierten AKe- bzw. C-Gehaltswerte ergaben sich überwiegend etwas bessere Zusammenhänge als bei Verwendung der nicht logarithmierten Werte, sodass hier generell von einem nichtlinearen Zusammenhang ausgegangen wurde. Die Ergebnisse der Regressionsanalysen sind in Tab. 7.2.2 dargestellt. Die ausgewiesenen Regressionskoeffizienten sind überwiegend höchst signifikant ( $\alpha < 0,001$ ); lediglich beim Tongehalt werden für die Elemente As, Cd und Cu nur mäßig signifikante Koeffizienten ermittelt ( $\alpha < 0,05$ ). Der Einfluss des pH-Wertes auf den Pb-Gehalt ist schwach signifikant ( $\alpha < 0,1$ ).

Bei allen Spurenelementen steigen die Gehalte mit zunehmenden Werten von **AKe, C- und Tongehalt**. Anhand des Vergleichs der standardisierten Regressionskoeffizienten, lässt sich für die einzelnen Spurenstoffe erkennen, ob für die Bindung eher die organischen Kolloide (C-Gehalt) oder die Tonminerale von Bedeutung sind. Dabei ergibt sich ein recht deutliches Bild: So spielt der Tongehalt für die Bindung von Cadmium nur eine sehr untergeordnete Rolle. Der standardisierte Regressionskoeffizient des C-Gehaltes überragt hier den des Tongehaltes um etwa das 30-fache. Bei den Elementen Kupfer und Blei übertreffen die standardisierten Regressionskoeffizienten des C-Gehaltes die des Tongehaltes um das 6-fache und bei Zink und Arsen um das zweifache. Eine größere Bedeutung des Tongehaltes für die Schwermetallbindung ist indes für die Elemente Chrom und Nickel zu verzeichnen. Hier sind die standardisierten Regressionskoeffizienten des Tongehaltes leicht höher als die des C-Gehaltes. Dieses entspricht den Aussagen in der Literatur, wonach insbesondere das kationische Chrom (III) relativ fest an Tonminerale gebunden wird und auch Nickel vor allem mit Tonmineralen und Sesquioxiden und kaum mit organischen Kolloiden stabile Bindungsformen eingeht.

Der Einfluss des **pH-Wertes** ist mit Ausnahme des Elements Blei in allen Regressionsgleichungen positiv. Mit abnehmendem pH-Wert erfolgt somit eine Mobilisierung und Verlagerung dieser Spurenstoffe. Blei hingegen ist bis in den sehr sauren pH-Bereich hinein sehr stark festgelegt. Nach den in Tab. 7.2.2 dargestellten Regressionsmodellen nehmen die Bleigehalte mit steigendem pH-Wert sogar ab, wobei der Einfluss des pH-Wertes betragsmäßig nur sehr gering ist. Mittels Residualanalyse lässt sich zudem zeigen, dass lediglich im sehr hohen pH-Bereich (nahe pH 6) tendenziell reduzierte Pb-Gehalte auftreten. Bei so hohen pH-Werten könnte die Verlagerung von Blei in Form von gelösten Huminsäurekomplexen eine Rolle spielen. Für das Element Arsen kann in beiden Regressionsansätzen kein Einfluss des pH-Wertes festgestellt werden. Dies stimmt mit bekannten Befunden aus der Literatur überein, wonach im pH-Bereich bis pH<6 nahezu konstante As-Konzentrationen in der Bodenlösung zu verzeichnen sind, die im neutralen pH-Bereich durch Mobilisierung aus der Festphase stark zunehmen (Blume et al. 2010).

Die dargestellten Ergebnisse verdeutlichen, dass die Schwermetallgehalte des Mineralbodens in hohem Maße von den aktuellen bodenchemischen Eigenschaften abhängig sind, die deren Bindungs- und Mobilisierungsverhalten maßgeblich beeinflussen. Um hierzu weitere elementspezifische Einschätzungen treffen zu können, wurden die aus den Regressionsgleichungen berechneten Schwermetallgehalte zueinander in Beziehung gesetzt und diese Relationen über den potenziellen Steuergrößen grafisch dargestellt. Exemplarisch geben die Darstellungen in Abb. 7.2.28 die Relation der Spurenstoffe zu Zink als Funktion des C-Gehaltes und des pH-Wertes wieder. Die Grundlage der dargestellten Graphen bilden die Regressionsgleichungen der Tab. 7.2.2 (2), wobei für den Tongehalt konstant der Wert 2,5 % (Median der Stichprobe) eingesetzt wurde. Entsprechende Darstellungen zu allen möglichen weiteren Relationen zwischen den sieben hier betrachteten Spurenstoffen finden sich im Anhang I des vorliegenden Bandes. Anhand dieser relationalen Darstellungen lässt sich das unterschiedliche Verhalten der Schwermetalle vergleichend wie folgt beschreiben:

In Abb. 7.2.28 zeigen die Zn-Quotienten in fast allen Fällen eine negative Abhängigkeit vom pH-Wert. Dies deutet darauf hin, dass Zink mit abnehmendem pH-Wert stärker als die anderen Elemente mobilisiert wird und der Oberboden an Zink verarmt. Einzige Ausnahme ist der Cd/Zn-Quotient, der eine deutlich positive Abhängigkeit vom pH-Wert aufweist. Daraus lässt sich schließen, dass Cadmium in noch stärkerem Maße als Zink mit sinkendem pH-Wert mobilisiert und verlagert wird. Insbesondere anhand der Cr/Zn-, Ni/Zn- und As/Zn-Quotienten ist erkennbar, dass die Mobilisierung von Zink im niedrigen pH-Bereich verstärkt bei geringen C-Gehalten erfolgt. Die Pb/Zn- und Cu/Zn-Verhältnisse sind indes bei hohen C-Gehalten weiter als bei geringen C-Gehalten. Hierin kommt die vergleichsweise stabile Bindung von Pb und Cu an die organische Substanz auch bei mäßig sauren bis sauren Verhältnissen zum Ausdruck. Insbesondere die Cd/Zn-Relation nimmt bei sehr geringen C-Gehalten sehr stark ab. Hierin zeigt sich, wie oben bereits dargelegt, die besonders große Bedeutung der organischen Kolloide für die Bindung des Elements Cadmium.

Grundsätzlich wirken sich die Effekte des C-Gehaltes bei den As/Zn-, Cd/Zn-, Cr/Zn- und Ni/Zn-Relationen vor allem im niedrigen pH-Bereich aus (Abb. 7.2.28). Im hohen pH-Bereich ist indes ein deutlich geringerer oder kein Einfluss der Menge an organischer Substanz auf diese Elementrelationen zu erkennen. Die Effekte gehen gegen Null für pH>4,2 beim As/Zn-Verhältnis, pH>6 beim Cr/Zn- und Cd/Zn-Verhältnis bzw. für pH>>6 beim Ni/Zn-Verhältnis. Die Pb/Zn- und abgeschwächt auch die Cu/Zn-Verhältnisse verhalten sich diesbezüglich umgekehrt: Die Effekte des C-Gehaltes sind hier bei hohen pH-Werten am deutlichsten und bei niedrigen pH-Werte nicht mehr nachzuweisen.

Analog lassen sich die im Anhang I visualisierten Relationen aller Spurenstoffe zueinander deuten. Zu-

sammenfassend zeigt sich, dass die untersuchten Elemente hinsichtlich ihrer Mobilität bei abnehmendem pH-Wert wie folgt zu reihen sind:

**Cd > Zn > Ni > Cr > = Cu > As > Pb**

Am stabilsten ist auch bei niedrigen pH-Werten das Element Blei, was den allgemeinen Literaturbefunden entspricht und für die sandigen Waldböden der BZE-Stichprobe somit bestätigt werden kann. Cadmium ist das mobilste Element und wird bereits im schwach sauren pH-Bereich zunehmend verlagert. Auch dieser bereits in der Literatur beschriebene Befund wird durch die BZE bestätigt. Nach Blume et al. (2010) steigt die Löslichkeit von Cadmium bei pH-Werten <6,5, die von Blei bei pH-Werten <4,0 stark an. Als Ursache hierfür wird angenommen, dass die Metalle unterhalb dieser Bodenreaktion zunehmend unspezifisch gebunden vorliegen.

Auf das am stärksten mobile Element Cadmium folgt das Element Zink. Es ist davon auszugehen, dass in Belastungsgebieten mit (ehemals) hohen atmogenen Schwermetalleinträgen aufgrund der überwiegend niedrigen pH-Werte im Oberboden größere Mengen insbesondere an Cadmium und Zink ausgewaschen worden sind.

Das Verhalten von Chrom ist nach den vorliegenden Auswertungen ähnlich zu dem von Kupfer einzuschätzen. Beide Elemente nehmen hinsichtlich ihrer Mobilität eine mittlere Stellung ein. Die im Anhang I dargestellten Cd/Cr-, Zn/Cr- und Ni/Cr-Quotienten nehmen mit sinkendem pH-Wert ab. Die Elemente Cadmium, Zink und Nickel sind bei niedrigem pH-Wert also vergleichsweise mobiler als Chrom. Die Pb/Cr- und As/Cr-Quotienten steigen indes mit sinkendem pH-Wert an. Im Vergleich zu Blei und Arsen zeichnet sich Chrom somit durch eine höhere Mobilität bei geringen pH-Werten aus. Es deutet sich an, dass Chrom überwiegend in Form des relativ immobilen und kaum toxischen Chroms der Oxidationsstufe III vorliegt. Das stärker toxische Chrom der Oxidationsstufe VI wird als Anion insbesondere bei hohen pH-Werten mobil und könnte nur dann der Auswaschung unterliegen. Dies schließt nicht aus, dass regional aufgrund spezifischer Eintragssituationen auch höhere Cr(VI)-Anteile an den gemessenen Cr-Gesamtkonzentrationen auftreten könnten.

Die im Anhang I visualisierten Zusammenhänge lassen auch Aussagen zur elementspezifischen Bindung bzw. Mobilität in Abhängigkeit vom C-Gehalt zu, wobei zwischen dessen Einfluss im hohen und niedrigen pH-Bereich unterschieden werden kann.

**Im hohen pH-Bereich (pH 6) steigt mit abnehmendem C-Gehalt die Mobilität und Verlagerung der Elemente in folgender Reihenfolge:**

**Pb > Cu > Cd >= As >= Zn > Ni = Cr**

**Im niedrigen pH-Bereich (pH 3) ergibt sich hingegen die folgende Reihung der Spurenelemente:**

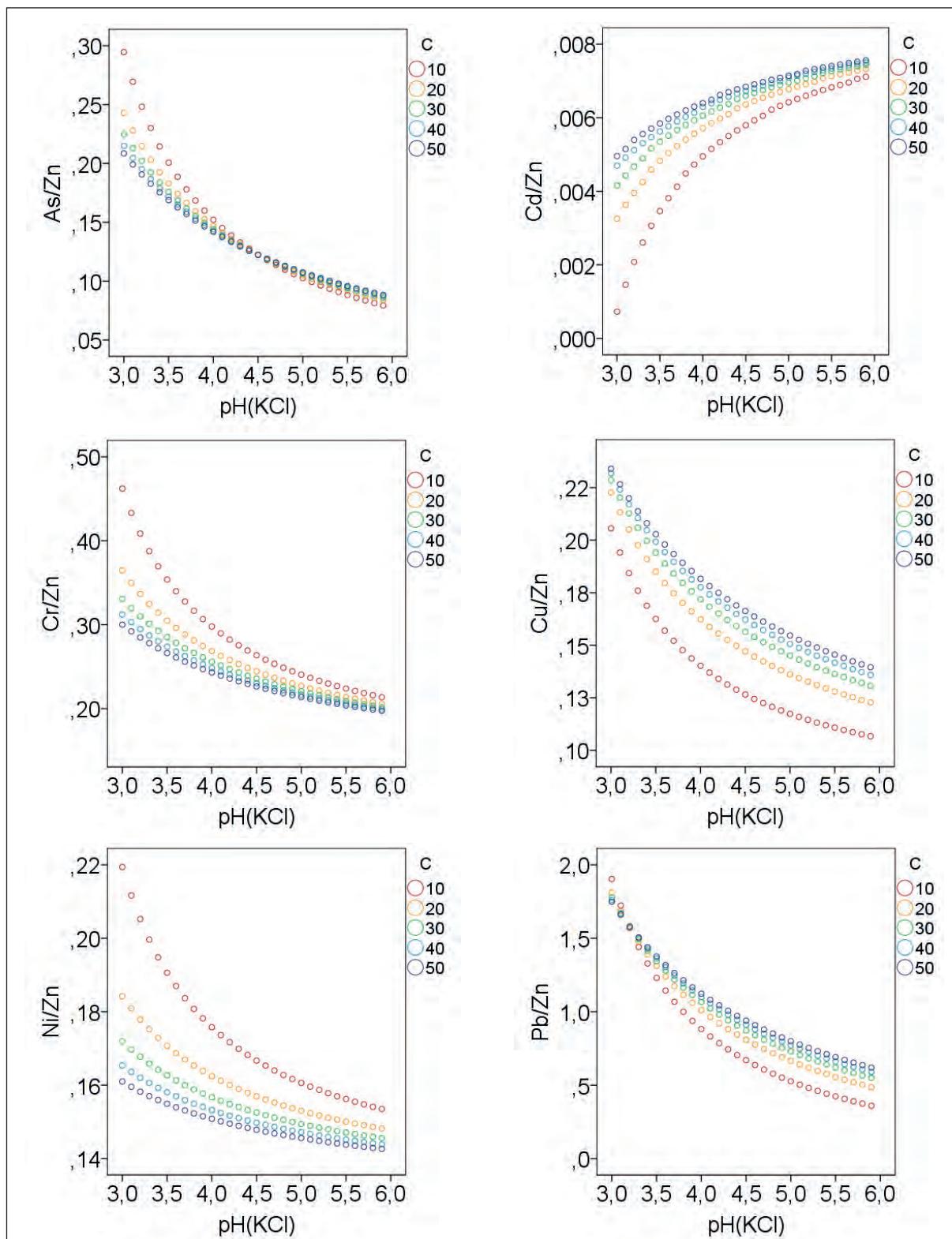


Abb. 7.2.28: Relationen der As-, Cd-, Cr-, Cu-, Ni- und Pb-Gehalte zum Zn-Gehalt in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe als Funktion von pH(KCl)-Wert und C-Gehalt [%]

**Cd > Cu >= Zn = Pb > Ni = As >= Cr**

Die Retardation von Blei im Oberboden sinkt **bei hohen pH-Werten um pH 6** mit abnehmendem Gehalt an organischer Substanz vergleichsweise am stärksten. Dies deutet darauf hin, dass die stabile Bindung

von Blei vor allem auf der Assoziation mit Huminstoffen beruht, während die Bindung an Sesquioxide hier von geringer Bedeutung ist bzw. Blei in dieser Bindungsform leicht verlagert wird. Auf Blei folgt hinsichtlich der Mobilität das Element Kupfer und dann mit ähnlichem Verhalten Cadmium, Arsen und Zink.

Nickel und Chrom verhalten sich im hohen pH-Bereich vergleichsweise robust gegenüber sich veränderndem Humusgehalt. Dies bestätigt die Erfahrung, dass die Elemente Chrom und Nickel überwiegend anorganisch an Sesquioxide und Tonminerale gebunden sind.

Bei sehr geringen Humusgehalten findet sich im niedrigen pH-Bereich um pH 3 kaum noch Cadmium. Die Bindung an Sesquioxide und Tonminerale spielt hier offensichtlich keine Rolle und das Element wird in hohem Maße ausgewaschen. Es folgen die Elemente Kupfer, Zink und Blei, deren Bindung im niedrigen pH-Bereich ebenfalls stark davon abhängig ist, welche Huminstoffmenge vorhanden ist. Bei Abwesenheit von organischen Verbindungen und starker Versauerung gelangen diese Elemente verstärkt in die Bodenlösung und können ausgewaschen werden. Die Elemente Nickel, Arsen und Chrom sind im sauren Milieu hingegen weniger abhängig von den C-Gehalten, was auf deren bevorzugte anorganische Bindung schließen lässt. Aus der Relation zwischen den Elementen Kupfer und Blei (vgl. Anhang I; Abb. 4 und Abb. 6) lässt sich zudem erkennen, dass sich die beiden Elemente im pH-Bereich um pH 4,2 ähnlich hinsichtlich ihrer Mobilität in Abhängigkeit vom C-Gehalt verhalten. Im pH-Bereich <4,2 wird jedoch Blei und im pH-Bereich >4,2 Kupfer vergleichsweise stärker gebunden, wenn sich die Menge der organischen Verbindungen reduziert.

**Zusammenfassend lässt sich anhand dieser Auswertungen insbesondere mit Blick auf mögliche praktische Schlussfolgerungen ableiten, dass die Schwermetallretardation in versauerten Oberböden v. a. für Cadmium, aber auch für Kupfer, Zink und Blei, durch Förderung der Humusakkumulation erheblich verbessert werden kann. Maßnahmen der Humusanreicherung stellen somit auch vor diesem Hintergrund einen wertvollen Schritt in Richtung Grundwasserschutz dar. In Einzelfällen könnte geprüft werden, ob ergänzend zu den allgemeinen Maßnahmen der Luftreinhaltung auch Bodenschutzkalkungen zur Stabilisierung der pH-Werte und einer entsprechenden Verbesserung des Rückhaltevermögens beitragen können.**

### 7.3 Spurenstoffe in Kiefernadeln

Für die BZE-2(a) liegen die in Tab. 7.3.1 nach Baumarten differenzierten Analysen an Spurenstoffen vor. Dazu ist anzumerken, dass sich die Gehalte an Arsen und Molybdän fast ausschließlich unter den jeweiligen Bestimmungsgrenzen befinden und infolgedessen nicht auswertbar sind.

Die Tab. 7.3.2 bis Tab. 7.3.4 geben die statistischen Lagemaße der Spurenstoffgehalte in Kiefernadeln sowie Buchen- und Eichenblättern wieder. Die Variationskoeffizienten liegen bei der Kiefer zwischen 15 % (für Zink) und 170 % (für Kupfer). Auch in der bundesweiten BZE-Stichprobe wird für die Kupfergehalte der Baumart Kiefer der höchste der Variationskoeffizienten der dort untersuchten Mikroelemente festgestellt (Riek et al. 2016). Im Mittel aller Elemente beträgt der Varia-

tionskoeffizient bei Kiefer in Brandenburg ca. 70 %. Bei der Buche sind die Variationskoeffizienten mit durchschnittlich 44 % niedriger. Hier werden der geringste Wert von 16 % für Kupfer und der höchste Wert mit 65 % für Cobalt ermittelt. Bei der Baumart Eiche liegen die Variationskoeffizienten im Mittel bei 70 % und variieren zwischen 29 % (Zn) und 118 % (Co). Die Variation der Werte ist also gleichermaßen vom Element als auch in starkem Maße von der Baumart abhängig.

Nur bei den Elementen bzw. Baumarten mit besonders hohen Variationskoeffizienten liegen leicht schiefen Häufigkeitsverteilungen vor. Überwiegend stimmen jedoch Mediane und arithmetische Mittelwerte gut überein, was auf annähernde Normalverteilung schließen lässt. Hierin unterscheiden sich die Nadel-/Blattanalysedaten der Spurenstoffe von den entsprechenden Elementgehalten im Boden, bei denen im Allgemeinen rechtsschiefe Verteilungen als Ausdruck einiger weniger besonders stark belasteten Standorte auftreten. **Darin zeigt sich, dass sich erhöhte Schwermetallbelastungen des Bodens nicht zwingend in entsprechenden Nadel-/Blattgehalten wiederfinden.** In diesem Zusammenhang wurde auch geprüft, ob zwischen den Elementgehalten in Humusauflage sowie unterschiedlichen Mineralbodenstufen und den Elementgehalten in Kiefernadeln Beziehungen bestehen. **In keinem Fall lassen sich zwischen Elementgehalten im Boden und Nadeln bzw. Blättern signifikante Zusammenhänge erkennen.** Auch die in Tab. 7.2.1 (Kap. 7.2) aufgelisteten Standorte mit Extremwerten und Ausreißern der Spurenstoffgehalte im Boden zeigen keine entsprechend ausgeprägten Gehalte in den Nadeln oder Blättern der Bäume. Zudem finden sich auch zwischen anderen Bodenkennwerten (z. B. pH-Wert) und den Spurenstoffgehalten in Nadeln und Blättern keinerlei signifikanten Zusammenhänge.

Die deutliche Diskrepanz zwischen Gehalten im Boden und in den Nadeln dürfte im Wesentlichen auf den oben beschriebenen Zusammenhängen zwischen Schwermetallbelastung und Bindungsvermögen der Böden beruhen: Böden mit hohen Gehalten haben i.d.R. auch ein hohes Bindungsvermögen, sodass die Schwermetalle kaum in die Bodenlösung gelangen und dementsprechend auch nicht von den Wurzeln aufgenommen werden können. Des Weiteren wurde für einige Schwermetalle (wie z. B. Blei) beobachtet, dass eine nahezu vollständige Diskriminierung bei der Wurzelwasseraufnahme erfolgt (Schmidt 1987).

In der Regel erfolgt der Eintrag von Schwermetallen in den Boden zumindest zu gewissen Anteilen über den Streufall. Ein Teil der atmosphärischen Einträge wird dabei zunächst an den Nadeln adsorbiert und gelangt dann zeitlich verzögert mit dem Streufall in den Boden. Bei vorrangig atmosphärischen Einträgen wären somit engere Zusammenhänge zwischen den Gehalten in Nadeln und Humusauflagen zu erwarten. Die geringen Korrelationen können somit also auch dahingehend interpretiert werden, dass sich mit dem Niveau der atmosphärischen Einträge auch die räumlichen Muster der Einträge verändert haben.

**Tab. 7.3.1: Anzahl der Nadel-/Blattanalysen nach Baumarten und Spurenelementen**

	As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Zn
Gemeine Kiefer	119	119	227	227	227	227	119	227	227	227
Rotbuche	0	0	4	13	13	13	0	13	13	13
Trauben- / Stieleiche	0	0	7	17	17	17	0	17	17	17
Schwarz- / Rotterle	0	0	0	4	4	4	0	4	4	4
Europäische Lärche	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1
Douglasie	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

**Tab.7.3.2: Statistische Lagemaße der Spurenelementgehalte in Kiefernneedeln**

[mg/kg]	B	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Mittelwert	24,38	0,15	0,22	0,18	5,18	1,67	0,41	42,03
Median	24,44	0,15	0,19	0,14	3,91	1,48	0,38	41,48
Std.abw.	4,72	0,05	0,10	0,28	8,85	0,81	0,23	6,45
10-Perzentil	18,71	0,09	0,13	0,05	3,38	0,84	0,21	34,51
90-Perzentil	30,01	0,21	0,32	0,31	5,74	2,76	0,60	50,25

**Tab. 7.3.3: Statistische Lagemaße der Spurenelementgehalte in Buchenblättern**

[mg/kg]	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Mittelwert	0,037	0,38	7,96	1,62	0,56	37,24
Median	0,025	0,33	7,68	1,52	0,51	34,10
Std.abw.	0,024	0,29	1,29	0,65	0,17	12,76
10-Perzentil	0,025	0,16	6,69	0,81	0,40	26,26
90-Perzentil	0,084	0,96	10,37	2,86	0,91	64,04

**Tab. 7.3.4: Statistische Lagemaße der Spurenelementgehalte in Eichenblättern**

[mg/kg]	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Mittelwert	0,073	0,58	11,00	1,93	0,58	28,07
Median	0,025	0,44	8,88	1,79	0,53	25,23
Std.abw.	0,086	0,63	7,96	1,17	0,18	8,18
10-Perzentil	0,025	0,21	6,36	0,60	0,33	20,66
90-Perzentil	0,190	1,46	23,61	3,39	0,84	44,22

Bei Göttlein (2015) existieren für die Spurenstoffe Kupfer, Zink und Bor ernährungskundliche Grenzwerte, die hier für die Bewertung der ermittelten Nadel-/Blattgehalte zugrunde gelegt werden. Demnach befinden sich 95 % der Kiefernbestände im Normalbereich der Kupferernährung. Bei Bor sind es 89 % und bei Zink sogar 100 % normal versorgter Kiefernbestände. Latenter Mangel ist hinsichtlich Kupfer und Bor jeweils nur bei einem Bestand zu verzeichnen. Luxusernährung tritt bei Kupfer an 4 % und bei Bor an 10 % der Inventurpunkte mit Kiefer auf. Bei den Laubbaumarten sind die Gehalte an Kupfer ebenfalls fast ausschließlich im Normalbereich. Bei Buche sind es 100 % und bei Eiche 88 %. Luxusernährung tritt bei 12 % der Eichenbestände auf. Die Zinkernährung ist bei der Eiche zu 100 % als normal und bei der Buche zu 85 % als normal und zu 15 % als luxuriös einzuschätzen. **Bei allen Baumarten kann somit von einer insgesamt guten Ernährung mit den ausgewerteten Spurenelementen ausgegangen werden.**

## 7.4 Organische Schadstoffe

Im Rahmen der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald konnte erstmals flächendeckend eine einheitliche und qualitätsgesicherte Datenbasis zu den Gehalten an organischen Spurenstoffen in Waldböden geschaffen werden. Dabei lag der Fokus auf den langlebigen organischen Schadstoffen, den sogenannten POPs (persistant organic pollutants). POPs werden in der Umwelt nur sehr langsam abgebaut, reichern sich in Organismen an und sind ökotoxisch wirksam. Böden stellen für die meisten dieser Stoffe eine Senke dar. Die Sorption erfolgt an Bodenkolloide, wie Tonminerale, Oxide und Hydroxyde sowie Huminstoffe. Wälder können aufgrund ihres Auskämmeffekts erhöhte Mengen an organischen Schadstoffen aus der Atmosphäre filtern. Diese werden in den Waldböden aufgrund deren im Vergleich zu agrarisch genutzten Böden höherer Humusgehalte besonders effektiv eingebunden und langfristig fixiert.

POPs entstehen in der industriellen Chemikalienherstellung und als ungewollte Nebenprodukte von thermischen Prozessen. Natürlicherweise können sie bei Waldbränden freigesetzt werden, wobei diese Vorkommen im Vergleich zu den technogen bedingten Emissionen von geringer Bedeutung sind.

Im Rahmen der BZE II sollen POPs vordringlich mit folgender Zielsetzung erfasst werden:

- Analyse und Quantifizierung der Belastung der Wälder durch organische Spurenstoffe
- Ableitung von Hintergrundwerten für organische Stoffe in Waldböden (Riek & Wolff 2007).

Durch ein arbeitsteiliges Vorgehen der Umwelt- und Forstverwaltungen des Bundes und der Länder wurden Proben der Humusaufklage und des mineralischen Oberbodens an den BioSoil-Punkten im 16 x 16 km-Raster sowie an ca. 50 weiteren BZE-Punkten gewonnen. Insgesamt handelt es sich bundesweit um Humusproben von 447 Inventurpunkten sowie um Mineralbodenproben aus den Tiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm von 474 Punkten. Im Land Brandenburg konnten an 52 BZE-Punkten Mineralbodenproben und davon an 50 Punkten Humusproben gewonnen werden. Die Probennahme erfolgte nach der Aufnahmeanleitung der BZE II (BMELV 2006). Aus Repräsentativitätsgründen wurden alle acht Satelliten je BZE-Standort beprobt und tiefenstufenweise zu einer Mischprobe vereint. Die chemischen Analysen der organischen Spurenstoffe wurden durch das Umweltbundesamt organisiert und zentral durchgeführt. Bundesweite Auswertungen der erhobenen Daten bzw. Ausführungen zu methodischen Aspekten der Analyse finden sich bei Aichner et al. (2013, 2015), Lehnik-Habrink et al. (2010) und Marx et al. (2018).

#### 7.4.1 Deskriptive Analyse der Schadstoffgruppen

Im Folgenden werden die untersuchten Schadstoffe und Schadstoffgruppen kurz beschrieben und die in der brandenburgischen BZE-Stichprobe auftretenden Gehalte im Humus und Mineralboden mit denen der bundesweiten Stichprobe verglichen (Anhang II). **Im Ergebnis werden besondere Belastungen der brandenburgischen Waldböden identifiziert und diese soweit möglich ursachenanalytisch interpretiert. Hierzu erfolgt die Stratifizierung der Stoffe nach Wuchsregionen sowie eine Gegenüberstellung mit den Schwermetallgehalten der Humusaufklage zur Zeit von BZE-1 und BZE-2.** Eine entsprechende landesspezifische Auswertung dieser Daten durch die Umweltverwaltung stand bislang nicht im Fokus und erscheint daher im Rahmen des vorliegenden Waldbodenberichtes folgerichtig. Eine ökotoxikologische Bewertung einzelner speziell in Brandenburg erhöhter Spurenstoffgehalte (s. u.) wird damit jedoch nicht geleistet.

#### Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

PAK (engl.: PAH) entstehen bei unvollständigen Verbrennungsprozessen organischer Substanzen, z. B. in Energiegewinnungsanlagen und durch Kraftfahrzeuge, aber auch bei Waldbrand. In Waldböden sind durch den Filtereffekt der Bäume PAK in der Humusaufklage angereichert. Bei der BZE-2 wurden gemäß EPA (United States Environmental Protection Agency) 16 verschiedene zu den PAK zählende Leitsubstanzen analysiert, deren Mediane in Anhang II (Abb.1) im Vergleich von bundesweiter und brandenburgischer Stichprobe dargestellt sind. Im Einzelnen handelt es um die folgenden Leitsubstanzen:

Naphtalin  
Acenaphthylen  
Acenaphthen  
Fluoren  
Phenanthren  
Anthracen  
Fluoranthen  
Pyren  
Benz(a)anthracen  
Chrysen  
Benzo(b)fluoroanthen  
Benzo(k)fluoroanthen  
Benzo(a)pyren  
Indeno(1,2,3-cd)pyren  
Dibenz(a,h)anthracen  
Benzo(g,h,i)perylene

Wie aus den Darstellungen in Anhang II ersichtlich, unterscheiden sich die brandenburgischen Werte im Mineralboden nur geringfügig von der bundesweiten Stichprobe. Häufig sind sie in Brandenburg niedriger. Auch in der Humusaufklage liegen die Mediane unter Berücksichtigung der Streuung in beiden Stichproben meist nahe beieinander bzw. die brandenburgischen Werte unterhalb der bundesweiten. Lediglich bei den Verbindungen Naphtalin, Acenaphthylen, Fluoren und Phenanthren sind in Brandenburg deutlich höhere Mediane als im Bundesmittel zu verzeichnen. Für diese überwiegend niedermolekularen PAKs dürften regionale Emissionen aus dem Abbau von Braunkohle und der Braunkohleverbrennung von Bedeu-

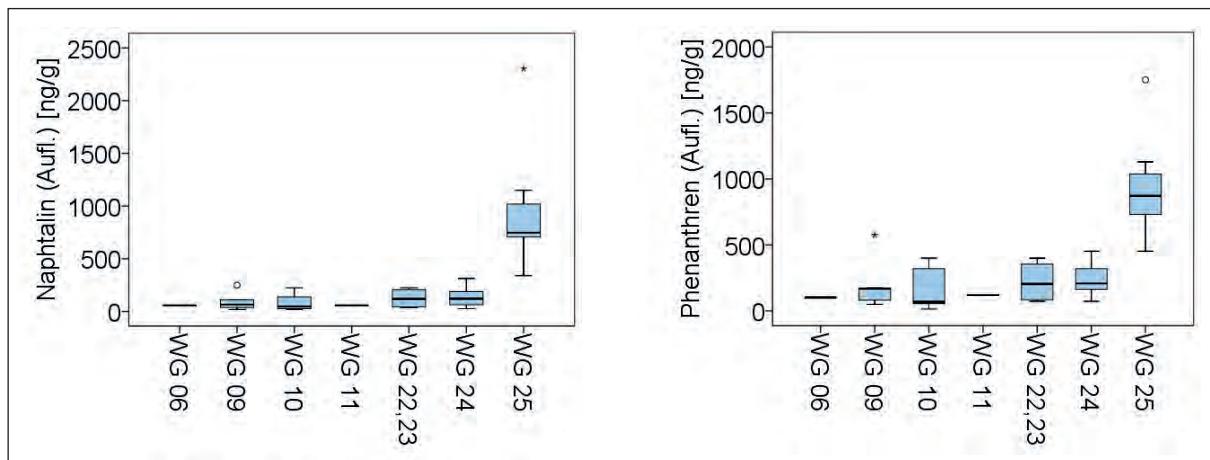


Abb. 7.4.1: Stratifizierung der PAK Naphtalin und Phenanthren nach Wuchsgebieten (Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap.2.5.2, S.31)

tung sein. Hierfür spricht die regionale Stratifizierung der Werte nach Wuchsgebieten, wonach diese Substanzen insbesondere im Wuchsgebiet Dübner-Niederlausitzer Altmoränenland (WG 25), der Region des Lausitzer Braunkohlereviers, stark erhöht sind. Beispielhaft ist dies für die niedermolekularen Verbindungen Naphtalen und Phenanthren in Abb. 7.4.1 dargestellt.

Im Gesamtaспект aller 16 Indikatorsubstanzen lässt sich für Brandenburg eine im bundesweiten Vergleich

etwa durchschnittliche Belastung durch PAK konstatieren. Die prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung der Summenwerte dieser 16 Substanzen sind in Abb. 7.4.2 für die Humusaufklage und die Tiefenstufe 0-5 cm für die bundesweite BZE-Stichprobe dargestellt. Die Werte der brandenburgischen Stichprobe sind als solche kenntlich gemacht.

Zwischen den Gehalten an anorganischen und organischen Spurenstoffen in der Humusaufklage bestehen enge Beziehungen, die auf gemeinsame Emissions-

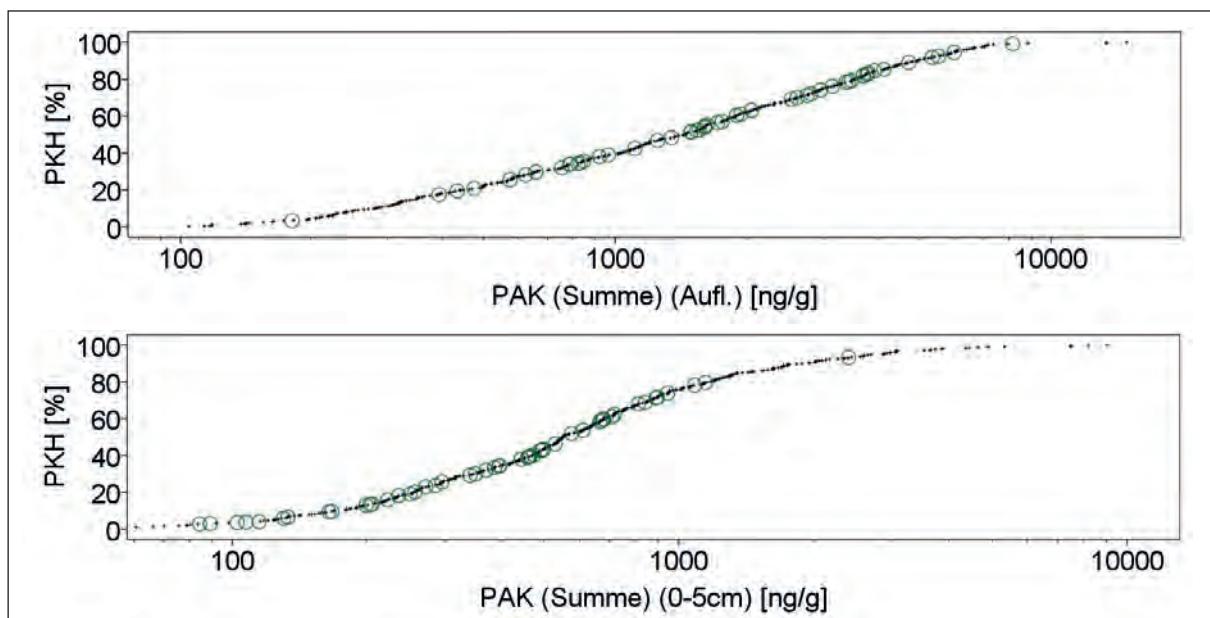


Abb. 7.4.2: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung der PAK<sub>16</sub>-Gehalte (16 Verbindungen nach EPA) der bundesweiten BZE-Stichprobe in Humusaufklage und 0-5 cm Tiefe; Standorte der BZE in Brandenburg durch grüne Kreise kenntlich gemacht

**Tab. 7.4.1:** Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen PAK<sub>16</sub>-Gehalt und den As-, Cd-, Cr-, Cu-, Ni-, Pb- und Zn-Gehalten in der Humusaufklage von brandenburgischen BZE-Standorten differenziert für Daten der BZE-1 (n=36) und BZE-2 (n=50), Sig.: \* $\alpha < 0,05$  \*\* $\alpha < 0,01$

BZE-2	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
PAK <sub>16</sub>	0,77**	0,55**	0,75**	0,61**	0,66**	0,63**	0,25
BZE-1		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
PAK <sub>16</sub>		0,54**	0,67**	0,60**	0,73**	0,66**	0,47**

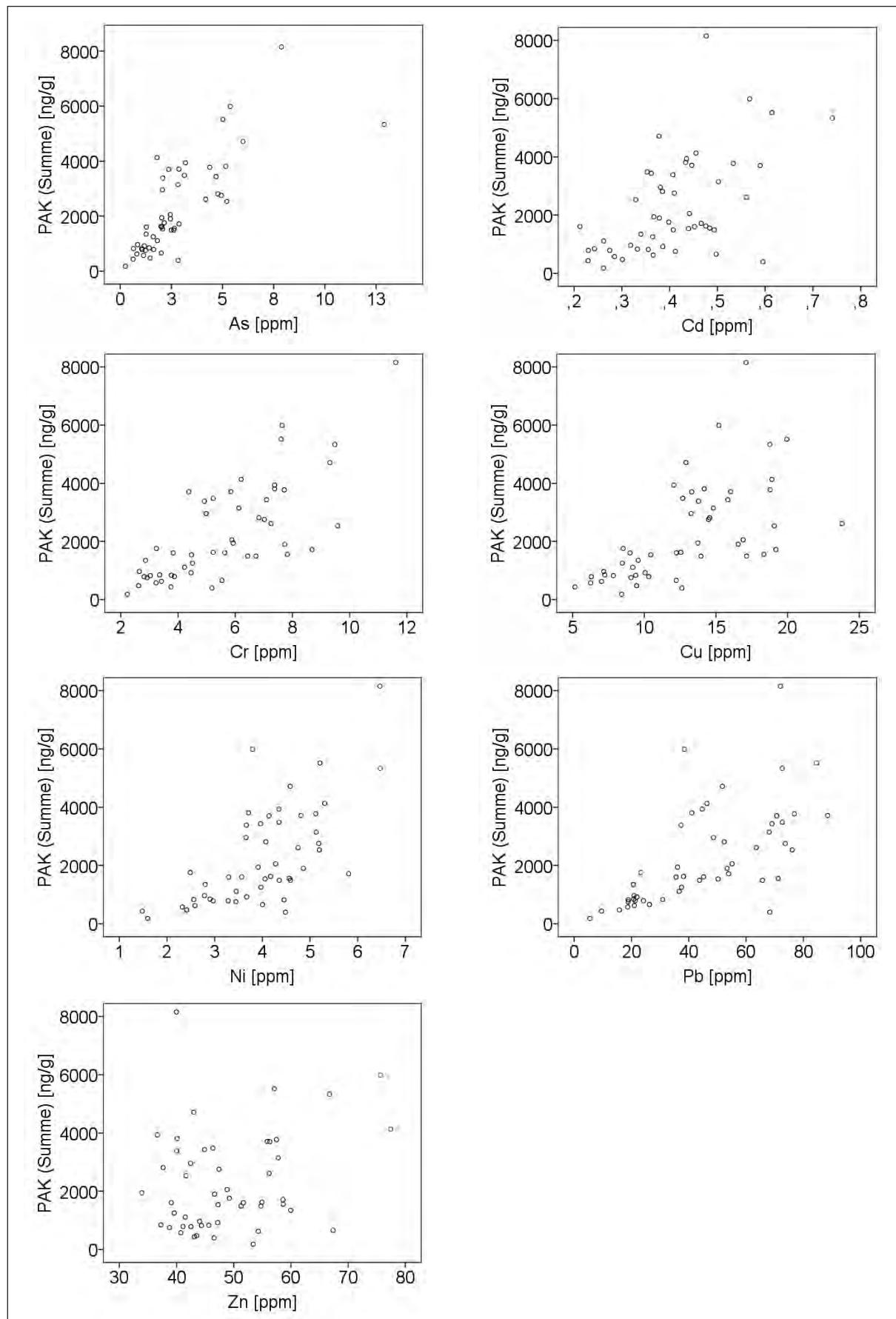


Abb. 7.4.3: Streudiagramme der  $\text{PAK}_{16}$ -Gehalte und As-, Cd-, Cr-, Cu-, Ni-, Pb- sowie Zn-Gehalten in der Humusaueage von brandenburgischen BZE-Standorten (BZE-2)

quellen schließen lassen (Tab. 7.4.1, Abb. 7.4.3). Für den Mineralboden bestehen diese Zusammenhänge kaum oder gar nicht. Hier sind v. a. die Schwermetallgehalte in hohem Maße von den aktuellen bodenchemischen Eigenschaften und deren Einfluss auf ihre Mobilisierung abhängig, wie in Kap. 7.2.8 anhand von Regressionsmodellen gezeigt wurde.

Die engste Beziehung der PAK<sub>16</sub>-Werte in der Humusaufklage besteht zum Arsengehalt. Wie auch für das Element Blei deutet sich in dem Streudiagramm für Arsen (Abb. 7.4.3) an, dass eine Ausgleichskurve nahezu durch den X-Y-Achsenursprung verläuft, so dass bei diesen Spurenelementen (wie für PAK) ausschließliche auf anthropogene Quellen geschlossen werden kann.

Die Zusammenhänge zu den Schwermetallgehalten aus der BZE-1 liegen hinsichtlich der Korrelationskoeffizienten in einer ähnlichen Größenordnung, wobei der Stichprobenumfang nur 36 BZE-Punkte umfasst. Auffällig ist, dass für das Element Zink anhand des BZE-1-Datensatzes ein hoch signifikanter Zusammenhang zum PAK<sub>16</sub>-Gehalt ( $r=0,47^{**}$ ) besteht, der sich in den BZE-2-Daten nicht zeigt. Es ist anzunehmen, dass sich dieser ursprünglich enge Zusammenhang durch die Mobilisierung von Zink im Zeitraum zwischen BZE-1 und BZE-2 aufgelöst hat.

Mit einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2=0,64$  lässt sich PAK<sub>16</sub> anhand der As- und Cr-Gehalte im Auflagehumus schätzen. Die entsprechende nach der Stepwise-Methode abgeleitete Regressionsgleichung lautet:

$$\text{PAK}_{16} [\text{ng/g}] = 367,3 * \text{As} [\text{ppm}] + 291,0 * \text{Cr} [\text{ppm}] - 382,4$$

Betrachtet man die Korrelationen der 16 Einzelanalyten zum Arsengehaltgehalt (ohne Darstellung), so zeigen sich für alle Substanzen hoch signifikante Zusammenhänge ( $\alpha < 0,01$ ). Dabei nehmen die Korrelationskoeffizienten von den niedermolekularen mit maximal  $r=0,78$  (Phenanthren: 3 Benzolringe) zu den hochmolekularen Substanzen mit minimal  $r=0,41$  (Benzo(a)pyren: 5 Benzolringe) deutlich ab. Dieses bestätigt, dass speziell die niedermolekularen PAKs großräumig durch die Verbrennung von Braunkohle freigesetzt wurden, wie dies für Arsen angenommen wird (Kap. 7.2.6). Exemplarisch zeigt Abb. 7.4.4 die Streudiagramme von Arsen zu den 2- bzw. 3-Ring-PAK Naphtalin und Phenanthren sowie zu den 5- bzw. 6-Ring-PAK Benzo(a)pyren und Indeno(1,2,3-cd)pyren.

#### Polychlorierte Biphenole (PCB)

PCB bilden eine Stoffklasse mit bis zu 209 verschiedenen Substanzen (Kongoneren), denen Nummern von

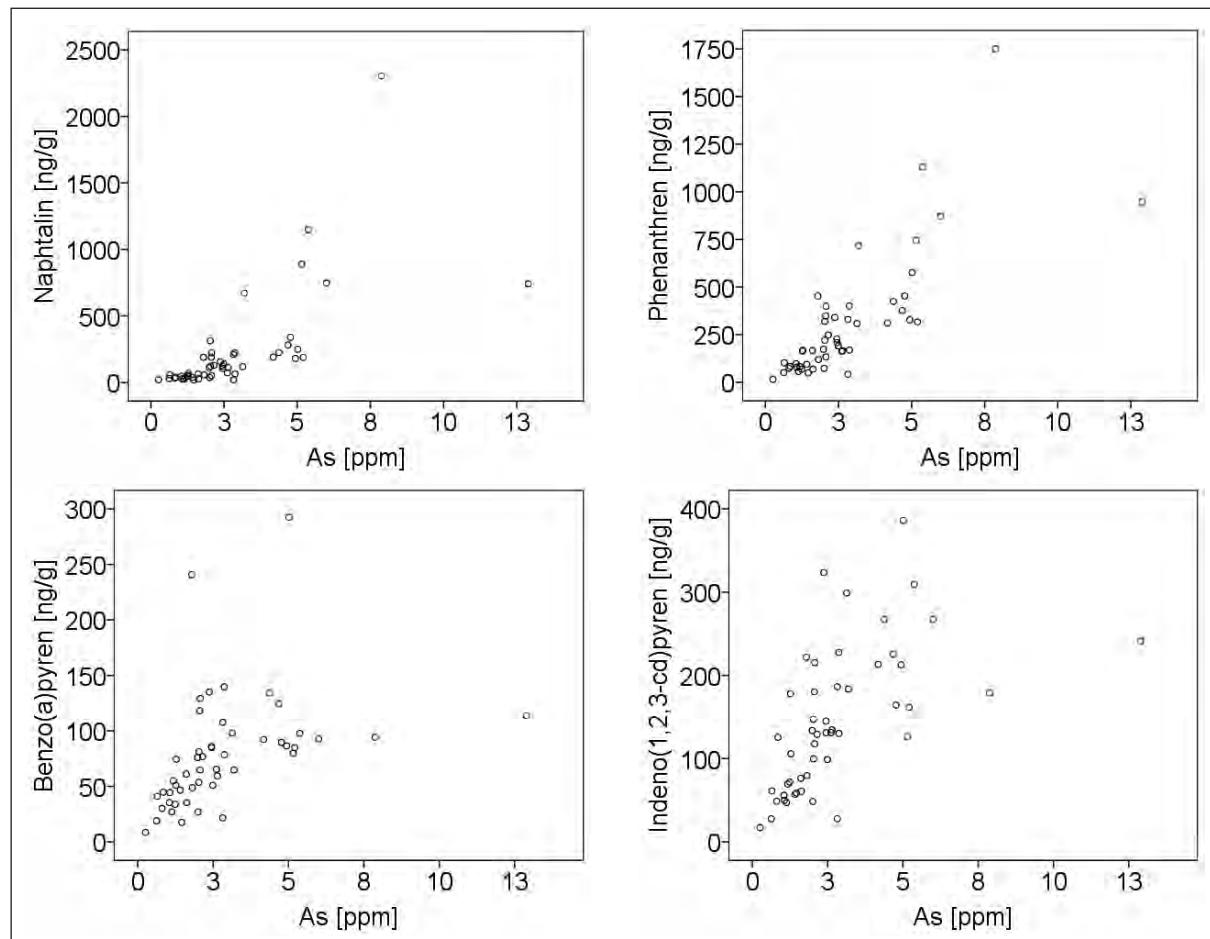


Abb. 7.4.4: Streudiagramme von Naphtalin, Phenanthren, Benzo(a)pyren sowie Indeno(1,2,3-cd)pyren und dem Arsengehalt der Humusaufklage von brandenburgischen BZE-Standorten (BZE-2)

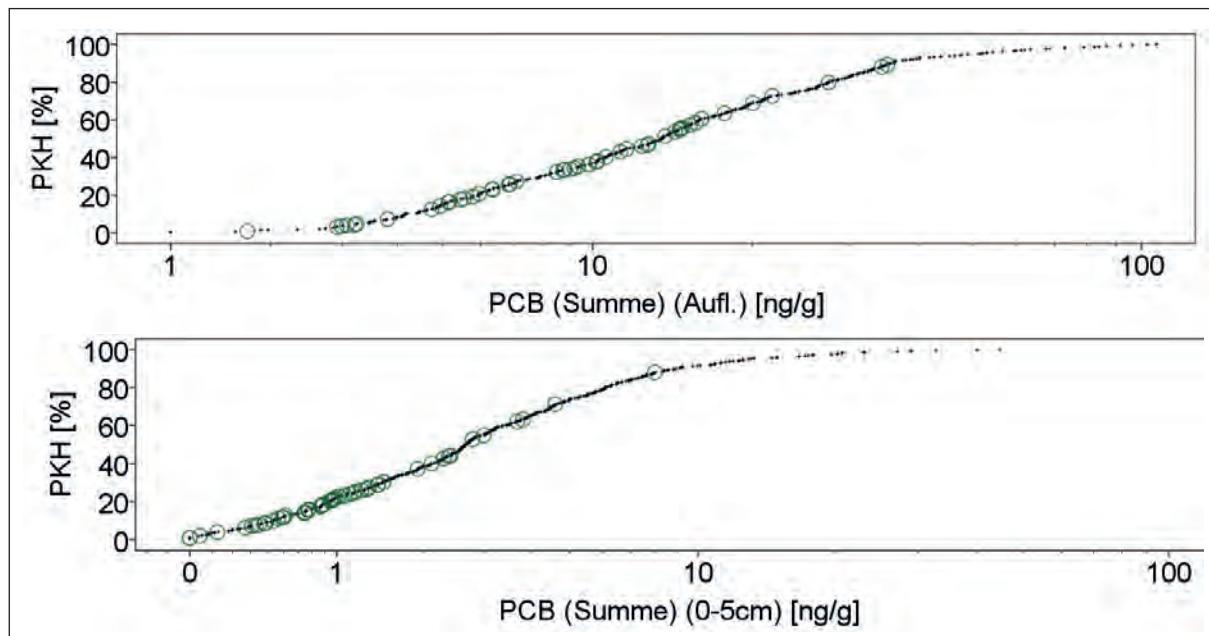


Abb. 7.4.5: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung der PCB<sub>6</sub>-Gehalte (Summe Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180) der bundesweiten BZE-Stichprobe in Humusauflage und 0-5 cm Tiefe; Standorte der BZE in Brandenburg durch grüne Kreise kenntlich gemacht

1 bis 209 zugeordnet sind. Üblicherweise werden die Kongonere Nr. 28, 52, 101, 138, 153 und 180 als Weiersubstanzen berücksichtigt. PCB finden eine breite technische Anwendung z. B. als Bestandteil von Kunststoffen. Sie gelangen vor allem über atmogene Deposition in den Boden, wobei der Transport auch über weite Entfernung erfolgen kann (Blume et al. 2010).

Für den Vergleich zwischen brandenburgischer und bundesweiter BZE-Stichprobe sind in Anhang II (Abb. 2) die Mediane und 95%-Konfidenzbereiche der PCB Nr. 52, 101, 138, 153 und 180 und deren Summe dargestellt. PCB Nr. 28 liegt auch in der Humusauflage meist unter der Bestimmungsgrenze. Die Summenwerte dieser Kongonere gehen aus der Verteilungsfunktion in Abb. 7.4.5 hervor. Bei allen Substanzen liegt der Median der brandenburgischen Stichprobe meist deutlich unter dem bundesweiten Median. Dieses ist vor allem im Mineralboden der Fall. So zeigt die Summenkurve in Abb. 7.4.5, dass sich die brandenburgischen Einzelwerte in 0-5 cm Tiefe mehrheitlich im Bereich des 10- bis 40-Perzentils der bundesweiten Stichprobe bewegen.

Die Korrelation der PCB<sub>6</sub> mit den Schwermetallgehalten der Humusauflage ist insgesamt deutlich geringer als bei den PAK<sub>16</sub> (Tab. 7.4.2). Sowohl in der BZE-2 als auch in der BZE-1-Stichprobe besteht der engste Zu-

sammenhang zu den Bleigehalten. Da im Kfz-Verkehr selbst keine bedeutende Quellen für die PCB-Emission gesehen wird, könnte es sich hier um einen indirekten Zusammenhang handeln, wonach die Bleibelastung in siedlungsnahen Bereichen, wo auch PCB-Emissoren möglicherweise von größerer Bedeutung sind, erhöht ist.

#### Pflanzenschutzmittel

Eine besondere Gruppe der organischen Schadstoffe bilden die Pflanzenschutzmittel (Pestizide, Herbizide, Fungizide u. a.), denen verschiedene Substanzklassen angehören. Heute verboten sind insbesondere die schwer abbaubaren und im Boden akkumulierenden Organochlorpestizide (OCP) unter den Pflanzenschutzmitteln, wie Adrin, Dieldrin, DDT und Hexachlorbenzol (HCB). Die heute zugelassenen Pflanzenschutzmittel sind indes als gut bis sehr gut abbaubar einzustufen (Blume 2010).

Im Rahmen der BZE wurden die folgenden in Anhang II (Abb. 3) dargestellten Substanzen untersucht:

Dieldrin

Hexachlorbenzol (HCB)

Hexachlorcyclohexan ( $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH)

Tab.7.4.2: Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen PCB<sub>6</sub>-Gehalt und den As-, Cd-, Cr-, Cu-, Ni-, Pb- und Zn-Gehalten in der Humusauflage von brandenburgischen BZE-Standorten differenziert für Daten der BZE-1 (n=36) und BZE-2 (n=50), Sig.: \* $\alpha < 0,05$  \*\* $\alpha < 0,01$

BZE-2	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
PCB <sub>6</sub>	0,46**	0,48**	0,54**	0,62**	0,64**	0,74**	0,34*
BZE-1		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
PCB <sub>6</sub>		0,59**	0,39*	0,51**	0,51**	0,68**	0,59**

**Tab. 7.4.3:** Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen Dieldrin-Gehalt und den As-, Cd-, Cr-, Cu, Ni-, Pb- und Zn-Gehalten in der Humusaufgabe von brandenburgischen BZE-Standorten differenziert für Daten der BZE-1 (n=36) und BZE-2 (n=50), Sig.: \* $\alpha < 0,05$  \*\* $\alpha < 0,01$

BZE-2	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Dieldrin	0,15	-0,04	0,22	0,17	0,19	0,21	-0,01
BZE-1		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Dieldrin		0,18	0,06	0,15	0,01	0,11	0,21

DDT und Metabolite (2,4'-DDT; 4,4'-DDT; 2,4'-DDE; 4,4'-DDE; 2,4'-DDD; 4,4'-DDD)

Die Medianvergleiche in Anhang II zeigen für die einzelnen Stoffe unterschiedliche Ergebnisse. Bezüglich der Mediane von **Dieldrin** in der Humusaufgabe liegt Brandenburg unterhalb des bundesweiten Wertes. Dieldrin ist ein Pestizid, das in Deutschland seit 1971 nicht mehr verwendet wird (Aichner et al. 2013). Die Mineralbodenwerte befinden sich überwiegend unter der Bestimmungsgrenze und sind im Anhang II nicht dargestellt. Zu den Schwermetallgehalten sowohl der BZE-1 als auch der BZE-2 gibt es keine signifikanten Beziehungen (Tab. 7.4.3). Dies erscheint plausibel, da für die Schwermetallgehalte im Boden weniger der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln als vielmehr technologische Quellen eine ursächliche Rolle spielen.

Für **HCB** ist der Vergleich uneinheitlich: In der Humusaufgabe ist der brandenburgische Wert gegenüber der bundesweiten Stichprobe erhöht, in den beiden Mineralbodentiefenstufen liegt er indes deutlich niedriger (Anhang II, Abb.3). Eine Interpretation ist schwierig, zumal unterschiedliche Quellen von HCB diskutiert werden. So kommt zur Bedeutung als Fungizid und möglichem Abbauprodukt von  $\gamma$ -HCH (Lindan, s. u.) auch die Möglichkeit der Freisetzung aus industriellen Herstellungsprozessen und aus unvollständigen Verbrennungsvorgängen chlorhaltiger Substanzen. Die relativ engen Zusammenhänge zu Schwermetallen (Tab. 7.4.4) sprechen insbesondere für die Bedeu-

tung dieser technogenen Herkunft von HCB in Brandenburg. Die Korrelationskoeffizienten liegen für den BZE-2-Datensatz nur wenig unterhalb derjenigen, die für PAKs ermittelt wurden (Tab. 7.4.1) und sind wie diese – mit Ausnahme des Elements Zink – alle hoch signifikant.

Mit einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2=0,63$  lässt sich HCB anhand der As- und Cr-Gehalte im Auflagehumus schätzen. Die entsprechende nach der Stepwise-Methode abgeleitete Regressionsgleichung lautet:

$$\text{HCB [ng/g]} = 0,541 * \text{As [ppm]} + 0,559 * \text{Cr [ppm]} + 0,471$$

$\alpha$ -,  $\beta$ - und  $\gamma$ -HCH und auch deren Summenwert sind auf den brandenburgischen BZE-Punkten deutlich erhöht. In der bundesweiten Gesamtstichprobe treten im Mineralboden und bei  $\beta$ -HCH auch in der Humusaufgabe häufig Messwerte unter der Bestimmungsgrenze auf. HCH sind chemische Verbindungen aus der Gruppe der Halogenkohlenwasserstoffe. Am verbreitetsten ist dabei  $\gamma$ -HCH, das als Insektizid verwendet wurde und unter dem Namen Lindan bekannt ist. Im Forstschatz wurden in Brandenburg Lindan-Präparate in Verbindung mit DDT-Anwendungen (s. u.) Anfang der 1980er Jahre eingesetzt. Der Median des HCH-Summenwertes ist in Brandenburg gegenüber der gesamten Bundesstichprobe mehrfach erhöht (Anhang II, Abb. 3). Die Häufigkeitsverteilung in Abb. 7.4.6 zeigt, dass die überwiegende Mehrheit der brandenburgi-

**Tab. 7.4.4:** Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen Dieldrin-Gehalt und den As-, Cd-, Cr-, Cu, Ni-, Pb- und Zn-Gehalten in der Humusaufgabe von brandenburgischen BZE-Standorten differenziert für Daten der BZE-1 (n=36) und BZE-2 (n=50), Sig.: \* $\alpha < 0,05$  \*\* $\alpha < 0,01$

BZE-2	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
HCB	0,75**	0,46**	0,76**	0,49**	0,59**	0,49**	0,13
BZE-1		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
HCB		0,23	0,68**	0,50**	0,66**	0,42*	0,25

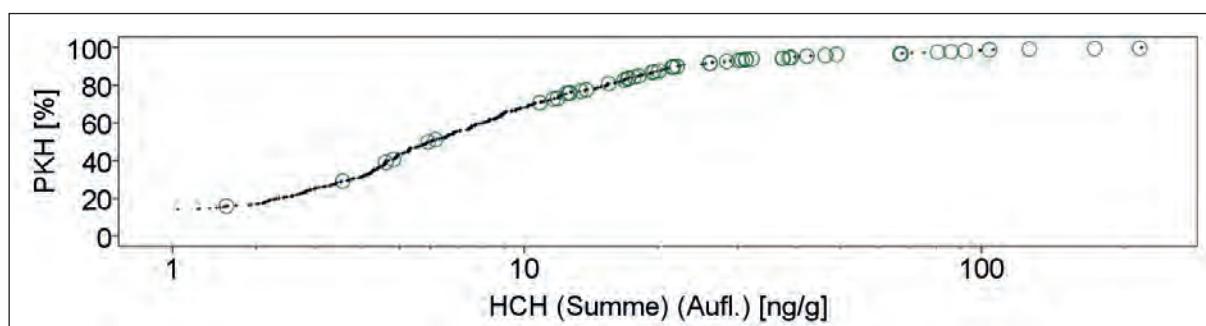


Abb. 7.4.6: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung der HCH-Gehalte (Summe  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH) der bundesweiten BZE-Stichprobe in der Humusaufgabe; Standorte der BZE in Brandenburg durch grüne Kreise kenntlich gemacht

**Tab.7.4.5:** Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen HCH-Gehalte (Summe  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH) und den As-, Cd-, Cr-, Cu-, Ni-, Pb- und Zn-Gehalten in der Humusauflage von brandenburgischen BZE-Standorten differenziert für Daten der BZE-1 (n=36) und BZE-2 (n=50), Sig.: \* $\alpha < 0,05$  \*\* $\alpha < 0,01$

BZE-2	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
HCH	0,26	-0,09	0,36*	0,20	0,09	0,28	-0,18
BZE-1		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
HCH		-0,06	0,55**	0,44*	0,45*	0,45*	0,09

schen Werte zwischen dem 70- und 100-Perzentil liegt und insbesondere auch die besonders hohen Werte (>90-Perzentil) gehäuft in Brandenburg zu finden sind. Zu den Schwermetallgehalten der BZE-2 gibt es mit Ausnahme von Chrom keine signifikanten Beziehungen (Tab. 7.4.5). Signifikante Beziehungen treten indes für die BZE-1-Stichprobe für die Elemente Cr, Cu, Ni und Pb auf. Die Korrelationskoeffizienten bewegen sich jedoch auf vergleichsweise niedrigem Niveau.

Die auffälligsten Medianunterschiede zwischen Bundes- und Landesstichprobe lassen sich für DDT mit seinen Metaboliten erkennen (Anhang II, Abb. 3). Bei diesen Substanzen liegen die brandenburgischen Mediane sowohl in der Humusauflage als auch im Mineralboden sehr deutlich über den bundesweiten. In Abb. 7.4.7 ist für den Summenwert DDX die Häufigkeitsverteilung zu sehen. Die überwiegende Mehrheit der brandenburgischen BZE-Punkte befindet sich demnach in der Humusauflage über dem 80-Per-

zentil und im Mineralboden über dem 70-Perzentil der Bundesstichprobe. Zu den Schwermetallgehalten bestehen keine oder nur schwache Beziehungen (Tab. 7.4.6), wenngleich der Zusammenhang zu Blei hoch signifikant ( $\alpha < 0,01$ ) ist.

In der ehemaligen DDR wurde DDT noch bis in das Jahr 1988 genutzt, während die Anwendung in den alten Bundesländern bereits 1972 eingestellt wurde (Heinisch et al. 2005). Besonders relevant ist hierbei die großflächige Anwendung in den Wäldern zwischen 1982 und 1984 zur Bekämpfung von Nonne und Begleitarten (Forleule, Triebwickler, Borkenkäfer, u. a.).<sup>2</sup>

Die vom LABO (2017) für das Land Brandenburg angegebenen P90-Werte der DDX-Hintergrundgehalte liegen für Waldböden in der Humusauflage bei 1.005 ng/g

<sup>2</sup> mündliche Mitteilung C. Majunke, Professur Waldschutz HNE, Eberswalde

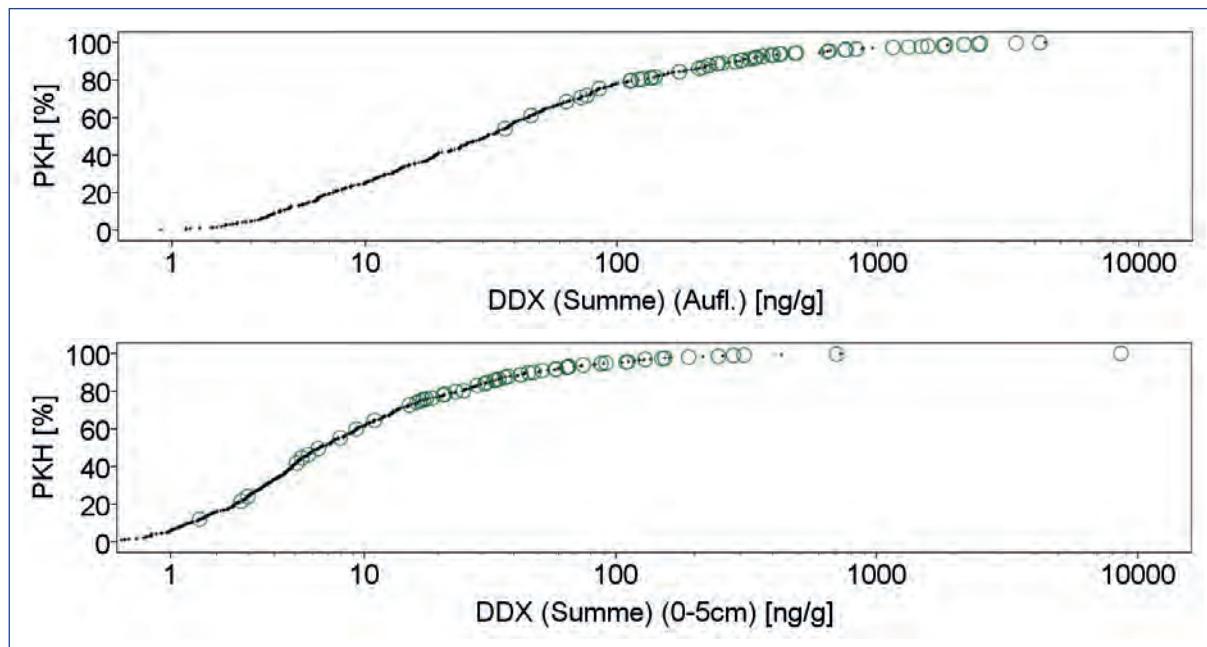


Abb. 7.4.7: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung der DDX-Gehalte (DDT und Metabolite DDD, DDE) der bundesweiten BZE-Stichprobe in Humusauflage und 0-5 cm Tiefe; Standorte der BZE in Brandenburg durch grüne Kreise kenntlich gemacht

**Tab. 7.4.6:** Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen DDX-Gehalte (Summe DDT und seiner Metaboliten DDE, DDD) und den As-, Cd-, Cr-, Cu-, Ni-, Pb- und Zn-Gehalten in der Humusauflage von brandenburgischen BZE-Standorten differenziert für Daten der BZE-1 (n=36) und BZE-2 (n=50), Sig.: \* $\alpha < 0,05$  \*\* $\alpha < 0,01$

BZE-2	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
DDX	0,18	0,10	0,26	0,22	0,29*	0,49**	-0,05
BZE-1		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
DDX		0,20	0,32	0,36*	0,37*	0,53**	0,37*

und im mineralischen Oberboden bei 195 ng/g. In der Humusaufage wird der P90-Wert an 22 % der brandenburgischen BZE-Punkte überschritten, im Mineralboden an 10 % der Punkte. Der Maximalwert in der Humusaufage liegt bei ca. 4.200 ng/g und im Mineralboden bei 8.630 ng/g. Letzterer scheint ein besonderer Ausreißer, da der zweithöchste Wert im Mineralboden lediglich bei 705 ng/g liegt (vgl. Abb. 7.4.7). Bei den bundesweit definierten Hintergrundwerten des LABO (2017) wird neben der Differenzierung nach Humusgehalt aufgrund der unterschiedlichen Anwendungsdauer von DDT als Pflanzenschutzmittel zusätzlich zwischen ost- und westdeutschen Bundesländern differenziert. So werden für die Kategorie Nadelwald der Humuskategorie 4-8 % P90-Werte des mineralischen Oberbodens von 7,6 ng/g für die westdeutschen Bundesländer und von 152,1 ng/g für die ostdeutschen Länder angegeben. Der Wert von 152,1 ng/g wird in der brandenburgischen BZE-Stichprobe an 13 % der untersuchten Inventurpunkte überschritten. Interpretiert man den P90-Wert als Vorsorgewert im Sinne von Pruess (1992), besteht gemäß BBodSchV (2015) bei einer Überschreitung die Besorgnis des Entstehens einer schädlichen Bodenveränderung. Für die betroffenen Flächen wären weitere Prüfwerte heranzuziehen, die jedoch für die Nutzungsform Wald nicht existieren. Die niedrigsten bestehenden Referenzwerte sind nach BBodSchV (2015) für Kinderspielflächen festgelegt und liegen z. B. für DDT bei 40.000 ng/g und für HCB bei 4.000 ng/g. Die im Rahmen der BZE gemessenen Gehalte im Waldboden liegen somit um ein Vielfaches unter diesen Referenzwerten.

#### 7.4.2 Hauptkomponentenanalyse der Schwermetalle und organischen Schadstoffe

Die beschriebenen univariaten Beziehungen zwischen den Gehalten an Schwermetallen und organischen Schadstoffen lassen sich mit Hilfe der Hauptkomponentenanalyse (SPSS 2007) übersichtsartig zusammenfassen. Als Eingangsgrößen wurden hierzu die in Tab. 7.4.7 aufgelisteten Kenn-

werte verwendet. Die Festlegung der Anzahl zu extrahierender Hauptkomponenten geschah anhand des Kaiser-Kriteriums. Eine Varimax-Rotation wurde durchgeführt, um die Interpretation des Ergebnisses zu erleichtern. Die Berechnung der Komponenten-Werte erfolgte durch Regression, welche als Standard-Verfahren hierfür beschrieben wird. Im Ergebnis der Analyse wurden drei Hauptkomponenten extrahiert, deren rotierte Ladungen aus Tab. 7.4.7 hervorgehen. Durch die Hauptkomponente 1 werden bereits 37 % der Gesamtvarianz erklärt. Hauptkomponente 2 erklärt weitere 20 % und Hauptkomponente 3 noch 19 %. In Summe werden somit 76 % der Gesamtvarianz aller berücksichtigten Kennwerte erklärt.

Tab. 7.4.7 zeigt, dass die **Hauptkomponente 1** vor allem von den organischen Schadstoffen HCB und PAK sowie von den Schwermetallen Arsen und Chrom geladen wird. Daneben bestehen schwächere Beziehungen v. a. zu Nickel, Blei und Kupfer. PCB und HCH sind von untergeordneter Bedeutung und die Pestizide DDX und Dieldrin spielen keine Rolle. Hauptkomponente 1 bringt somit die technogenen Schadstoffeinträge zum Ausdruck, wie sie vor allem aus der Braunkohleverbrennung und ggf. weiteren Industrieanlagen resultieren. Demgegenüber steht die **Hauptkomponente 2** primär für die Gehalte an Zink und Cadmium sowie in abgeschwächter Form an Kupfer, Blei, Nickel und PCB. Auch hier dürfte es sich um technogene Quellen handeln, die für die Ausprägung dieser Hauptkomponenten ursächlich sind. In Frage kommen z. B. metallverarbeitende Industrien und Kraftwerke sowie Emissionen aus dem Kfz-Verkehr insbesondere durch Reifenabrieb und Verbrennungsrückstände. Aber auch landwirtschaftliche Emissionsquellen in Form von Düngemitteln können von Bedeutung für Hauptkomponente 2 sein. Möglicherweise drückt sich in ihr aber auch das ähnliche Mobilitätsverhalten von Zink und Cadmium im Boden aus. **Hauptkomponente 3** wird durch die Pestizide DDX und Dieldrin maßgeblich geladen. Zusätzlich erfährt sie in abgeschwächter Form eine Ladung durch PCB und HCH und auch die Bleige-

**Tab. 7.4.7: Rotierte Hauptkomponentenmatrix auf der Grundlage der Stoffgehalte in der Humusaufage (BZE-2, n=50), Varimax-Rotation mit Kaiser-Normalisierung (SPSS 2007)**

	Hauptkomponente		
	1	2	3
HCB [ng/g]	,897		
As [ppm]	,885		
Cr [ppm]	,864		
PAK <sub>16</sub> [ng/g]	,820		
Ni [ppm]	,687	,517	
Pb [ppm]	,558	,525	,440
Zn [ppm]		,817	
Cd [ppm]	,492	,738	
Cu [ppm]	,604	,611	
DDX [ng/g]			,795
Dieldrin [ng/g]			,702
PCB <sub>6</sub> [ng/g]	,414	,479	,635
HCH ( $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -HCH) [ng/g]	,447		,581

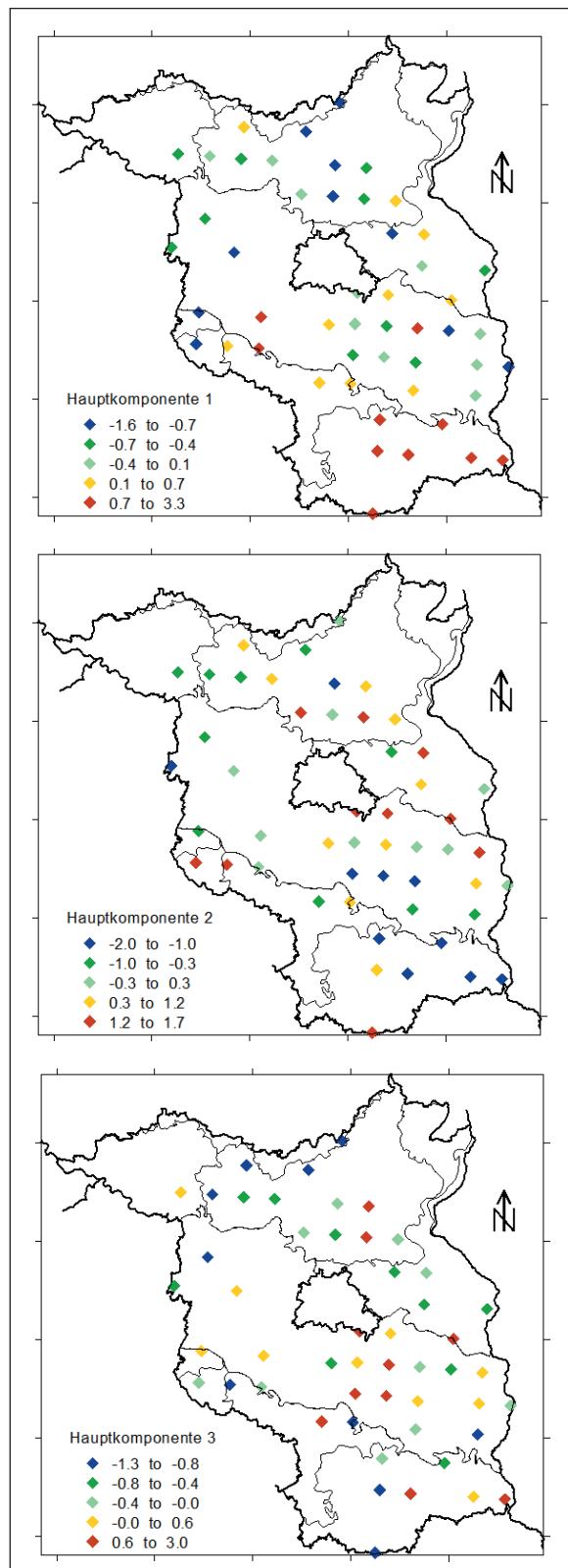


Abb. 7.4.8: Kartogramme der Quintile von Hauptkomponente 1, 2 und 3

halte zeigen einen positiven Zusammenhang zu dieser Hauptkomponente. Somit werden alle drei Hauptkomponenten in etwa gleichem Maße von den Bleigehalten und den PCP beeinflusst. Ihr Eintrag ist also eher unspezifisch und kann auf allen, in irgendeiner Form atmogen belasteten Flächen begleitend auftreten.

Die **Kartogramme der Hauptkomponenten** lassen nicht in jedem Fall großräumige Muster erkennen (Abb. 7.4.8). Am ehesten ist dies bei Hauptkomponente 1 der Fall. Hier ist ein Nord-Süd-Gradient festzustellen, wonach sich die stark erhöhten Werte des 5. Quintils ausschließlich im Süden von Brandenburg befinden. Dieses korrespondiert mit der bekannten Immissionssituation insbesondere der 1970er und 1980er Jahre, als vor allem durch Braunkohlekraftwerke große Mengen an Stäuben in die Waldökosysteme im südlichen Brandenburg eingetragen wurden (vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 4.2.2.2). Schwieriger ist die Interpretation der regionalen Verteilung von Hauptkomponente 2. Bei ihr liegen die niedrigsten Werte überwiegend im südlichen Teil von Brandenburg. Hohe Werte sind regional leicht nördlich und östlich von Berlin konzentriert. Großräumige Muster spielen für diese Hauptkomponente vermutlich eine untergeordnete Rolle. Auch bei Hauptkomponente 3 deuten sich allenfalls kleinräumige Zusammenhänge an, die wahrscheinlich mit der regionalen Intensität der Schädlingsbekämpfung mit DDT und Lindan in den frühen 1980er Jahren korrespondieren. Gleichwohl finden sich nach Abb. 7.4.8 in der südlichen Hälfte Brandenburgs tendenziell mehr hohe Werte als in der nördlichen Hälfte.

Die dargestellten Hauptkomponenten des Schadstoffeintrags in Waldböden bilden als direkte und indirekte Belastungsindikatoren eine wichtige Grundlage für die Kausalanalyse des Kronenzustand der Waldbäume, das in Kap. 9 des vorliegenden Bandes bearbeitet wird.

# 8 Wasserhaushalt im Klimawandel

Zum Zeitpunkt der BZE-1 gehörte die Kennzeichnung der BZE-Punkte hinsichtlich des Wasserhaushaltes nicht zu den zentralen Zielsetzungen. Primär standen damals Daten zur Belastung durch atmogene Fremdstoffe und deren Auswirkungen auf den Boden- und Ernährungszustand der Bäume im Fokus. Zwischenzeitlich haben sich die Anforderungen an die BZE, insbesondere bedingt durch den wachsenden Einfluss des Klimawandels, erweitert. **Flächenrepräsentative Aussagen zum standörtlichen Trockenstressrisiko erscheinen aktuell von beträchtlichem Wert für die waldbauliche Planung.**

Im Rahmen der BZE-2 wurden die wesentlichen, den Wasserhaushalt direkt oder indirekt beeinflussenden Bodeneigenschaften an den Inventurpunkten erfasst, sodass mit Hilfe von **Pedotransferfunktionen und einfachen Modellansätzen** nun generelle Aussagen abgeleitet werden können. Für die praktische waldbauliche Anwendung müssen die punktbezogenen Daten allerdings auch in die Fläche gebracht werden, wozu **Regionalisierungsansätze** zu entwickeln waren. Die hierfür notwendigen Arbeiten erfolgten in Kooperation mit der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNEE) im Rahmen eines gemeinsamen Schwerpunktthemas am LFE unter der Projektbezeichnung „**Dynamische Regionalisierung**“ und an der HNEE im Promotionsvorhaben von Russ (2015).

## 8.1 Kennzeichnung der Komponenten des Wasserhaushalts

Im Folgenden wird auf die Kerngrößen der Wasserhaushaltsmodellierung näher eingegangen, bei deren Herleitung die BZE-2-Daten eine wichtige Rolle spielten. Mit Hilfe von einfach handhabbaren Modellansätzen erfolgt die Ableitung von Wassermangelindizes aus Boden- und Klimadaten. Ausgewählte Zeitreihen von Level II-Flächen dienen der Erläuterung von Veränderungen des Wasserhaushalts. Vorhandene Flächendaten werden darüber hinaus v. a. als Prädiktoren bei der Regionalisierung der abgeleiteten Zielparameter eingesetzt (vgl. auch Kap. 8.2).

### 8.1.1 Bedeutung des Grundwassereinflusses

Insbesondere in den Niederungen und Urstromtälern des Tieflandes ist das Grundwasser für die Ausprägung der Standortsbedingungen und die damit zusammenhängende Versorgung der Vegetation häufig von großer Bedeutung. In der gesamten brandenburgischen BZE-2(a)-Stichprobe haben die semi-terrestrischen Böden und Moore einen Anteil von ca. 10 %. Darin enthalten sind 24 Gleye, 4 Moorgleye und 4 Moore (vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 3.4.7-8,

S. 48). Aber auch bei weiteren Bodentypen kann das im Untergrund anstehende Grundwasser eine Rolle für die Versorgung der Vegetation mit Wasser und Nährstoffen spielen. Bei den Geländeerhebungen wurde der sogenannte scheinbare Grundwasserstand gemäß BZE-Arbeitsanleitung erfasst. Dabei wird die Obergrenze des geschlossenen Kapillarraums zurzeit der Profilaufnahme durch leichtes Klopfen am Bohrstock ermittelt (vgl. Ad-hoc-AG Boden 2005). Insbesondere bei den sandigen Substraten ist dies eine verlässliche Methode zur Abschätzung des standörtlichen Grundwassereinflusses. Entsprechende Untersuchungen erfolgten bis mindestens 2 m Tiefe; in einigen Fällen wurde bei vermutetem Grundwasseranschluss auch tiefer (maximal bis 3 m Tiefe) gebohrt.

Bei grobsandigen und kiesigen Böden spielt die Mächtigkeit des Kapillarraums, d. h. des wassergesättigten Bereiches über der Grundwasseroberfläche, nur eine marginale Rolle; bei bindigeren Sanden und Feinsand beträgt dieser indes bereits mehrere Dezimeter. Prinzipiell ist die Tiefe des scheinbaren Grundwasserstandes für die Bodeneigenschaften und die Vegetation bedeutungsvoller als die des tatsächlichen Grundwasserspiegels (AK Standortskartierung 2016). Allerdings sind die vorliegenden Feldbefunde nur bedingt konsistent, weil das Grundwasser im Jahresverlauf mehr oder weniger starken Schwankungen unterliegt und die BZE-Probenahmen sich über das ganze Jahr hinzogen bzw. hinsichtlich BZE-2 und BZE-2a zudem in unterschiedlichen Jahren erfolgten. Gleichwohl wird der aktuelle Grundwassereinfluss am BZE-Standort offensichtlich gut wiedergegeben, was sich in plausiblen Zusammenhängen zu einigen bodenchemischen Kennwerten zeigt. Die Streudiagramme in Abb. 8.1.1 – Abb. 8.1.3 veranschaulichen den Einfluss des Grundwassers auf Kenngrößen der Humusauflage und des mineralischen Oberbodens. Dargestellt sind hier alle BZE-Punkte bei denen ein scheinbarer Grundwasserflurabstand durch eine (ggf. am Profilgrund) niedergebrachte Bohrung erfasst werden konnte.

Der Oberbodenzustand hängt deutlich vom Einfluss des Grundwassers ab. Bei höherem (scheinbarem) Grundwasserstand ist die Bodenazidität tendenziell geringer und die Humusqualität – gemessen anhand der C/N-Verhältnisse – günstiger. Dieses ist auf den Einfluss basischen Grundwassers zurückzuführen, kann aber zum Teil auch mit den erhöhten Laubbaumanteilen der Feucht- und Nassstandorte ursächlich zusammenhängen, die in Abb. 8.1.1 ebenfalls dargestellt sind.

Bei den C/P-Verhältnissen spiegelt sich der Grundwassereinfluss nicht in gleichem Maße wie bei den C/N-Verhältnissen wider. Dieser geringere Effekt bei

den C/P-Verhältnissen dürfte auf die Bedeutung der mineralischen Komponente im hier zugrunde liegenden Bodenblock aus Humusauflage und Oberboden bis 10 cm Tiefe zurückzuführen sein. Bei den günstigen bodenbiologischen Verhältnissen der grundwasserbeeinflussten Standorte findet allgemein eine beschleunigte Mineralisierung mit entsprechender Freisetzung von  $\text{CO}_2$  statt. Durch die Freisetzung des Kohlenstoffs erhöhen sich die P- und N-Anteile in der organischen Substanz woraus sich eine entsprechende Verengung der C/P- und C/N-Verhältnisse ergibt. Im Gegensatz zu Stickstoff ist Phosphor jedoch auch zu größeren Anteilen in der mineralischen Bodensubstanz enthalten. Mit abnehmenden Humusgehalten streben die C/P-Verhältnisse des Mineralbodens daher allgemein gegen 0. Mit steigendem Grundwasser kommt es neben der Schaffung eines günstigen bodenchemischen Milieus für Bodenlebewesen in der Regel jedoch auch zu einer erhöhten Anreicherung des Oberbodens mit organischer Substanz. Die bezogen auf die organische Substanz eigentlich engeren C/P-Verhältnisse werden durch den reduzierten Anteil der mineralischen Bodensubstanz somit teilweise kompensiert.

Die Belegung der Austauscher mit basischen Kationen (Ca, Mg, K) geht aus Abb.8.1.2 zum einen anhand der jeweiligen Sättigungsgrade und zum anderen anhand der entsprechenden Elementmengen (Vorrat in kmol/

ha) hervor. Durch den Einfluss des Grundwassers erfolgt im Hauptwurzelraum offensichtlich eine deutliche Anreicherung von Calcium und Magnesium, nicht jedoch von Kalium. Möglicherweise kommt es zur Verdrängung der einwertigen K-Ionen durch Ionenkonkurrenz mit Ca und Mg, da der K-Sättigungsgrad bei hoch anstehendem Grundwasser tendenziell sogar abnimmt (Abb.8.1.2).

Für die Schätzung der Nährstoffflüsse auf den BZE-Punkten im Zusammenhang mit Auswertungen zur stofflichen Nachhaltigkeit wurden in Band 1 des Waldbodenberichtes (Kap. 4.2.3.3, S. 146) die Austräge der Nährstoffkationen Ca, Mg und K mit dem Sickerwasser modelliert. Bei der Berechnung der durchschnittlichen jährlichen Austragsraten wurden die in Abhängigkeit von den austauschbaren Elementkonzentrationen der Bodenfestphase geschätzten Lösungskonzentrationen mit langjährigen Sickerwasserraten multipliziert, die mit Hilfe des Wasserhaushaltsmodells TUB-BGR (Wessolek et al. 2008, 2009) ermittelt wurden. Die Schätzung der kapillaren Aufstiegsraten erfolgte anhand der Tabellen und Gleichungen von Wessolek et al. (2009). Auf deren Grundlage lässt sich der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser anhand des Abstands der Grundwasseroberfläche zur Untergrenze des effektiven Wurzelraums, der Bodenart, der nutzbaren Wasserspeicherkapazität im effektiven

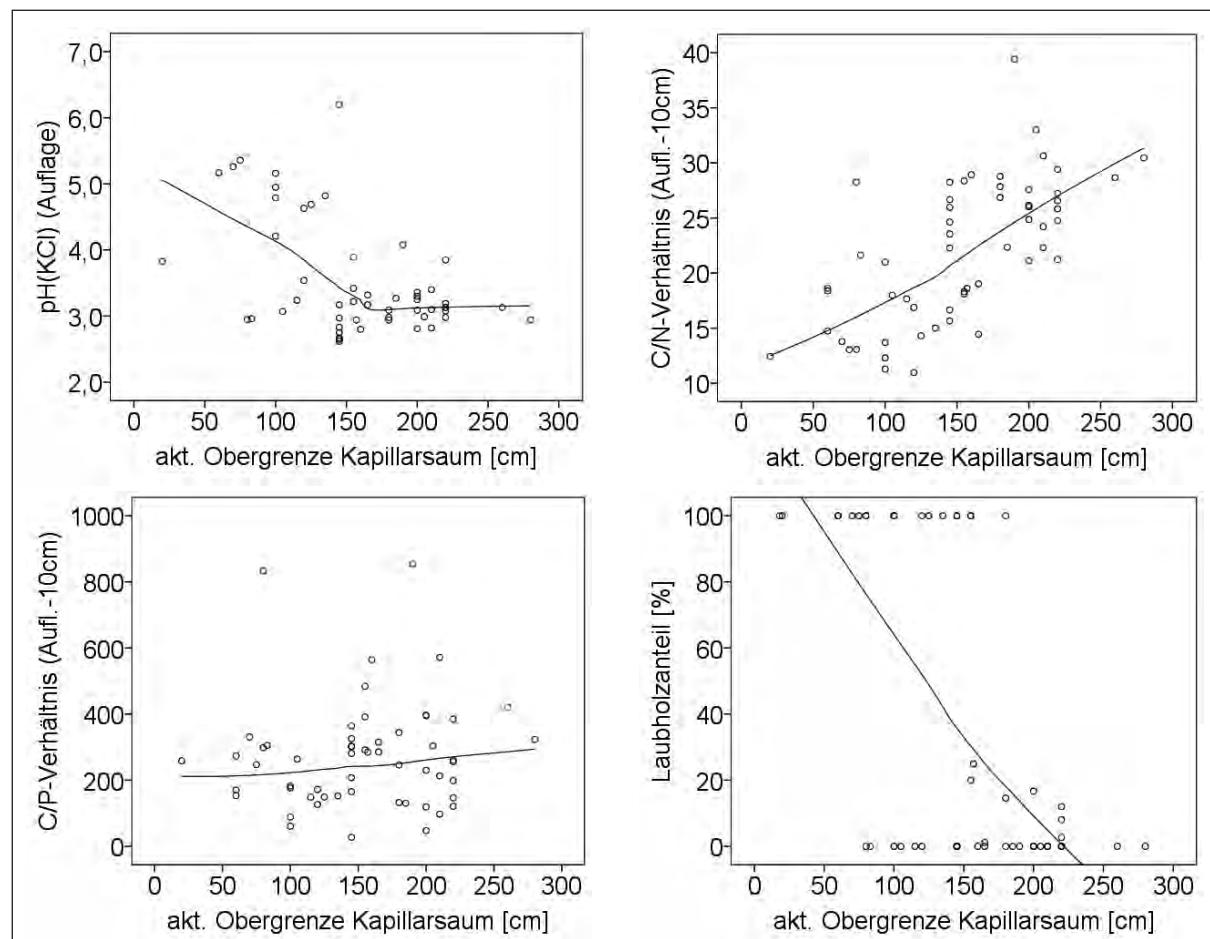


Abb. 8.1.1: Oberbodenkennwerte (pH-Wert, C/N- und C/P-Verhältnis) sowie Laubholzanteil in Abhängigkeit des scheinbaren Grundwasserflurabstandes mit geglätteter Ausgleichsfunktion (LOESS-Glättung)

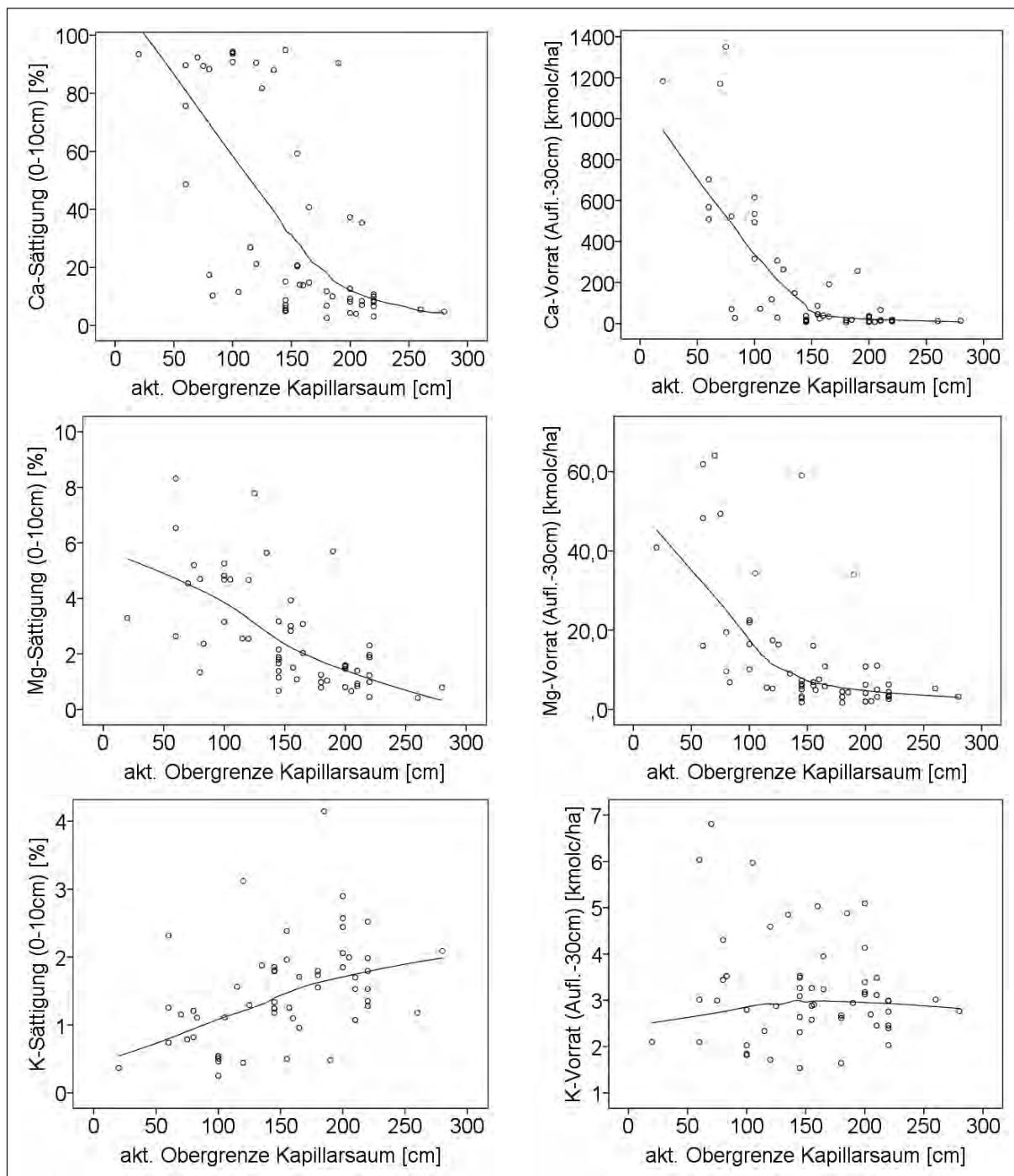


Abb. 8.1.2: Sättigungsgrade der basischen Kationen (Ca, Mg, K) in 0-10 cm Tiefe sowie deren pflanzenverfügbaren Vorräte in Auflage und Mineralboden bis 30 cm Tiefe in Abhängigkeit des scheinbaren Grundwasserflurabstandes mit geglätteter Ausgleichsfunktion (LOESS-Glättung)

Wurzelraum sowie potenzieller Verdunstung und Niederschlag im Sommerhalbjahr abschätzen. Für Standorte mit Grundwasseranschluss ergeben sich häufig negative Sickerraten, weil der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser größer als die Sicherung ist. Aus Abb. 8.1.3 gehen die nach diesem Modellansatz ermittelten kapillaren Aufstiegsraten sowie die dadurch eingetragenen Ca-, Mg- und K-Mengen für die hier betrachtete Teilstichprobe in Abhängigkeit vom scheinbaren Grundwasserflurabstand hervor. Auf der Ordinate sind die jährlichen Austragsraten von Ca, Mg und K

in kmol/ha dargestellt, wobei die negativen Werte auf Elementeintrag hinweisen. Anhand der dargestellten Ausgleichsfunktionen zeigt sich, dass bei scheinbaren Grundwasserflurabständen von <200 cm Tiefe kapillarer Aufstieg an Bedeutung gewinnt und entsprechend zunehmend basische Kationen in den effektiven Wurzelraum eingetragen werden. **Dieses unterstreicht die Bedeutung des Grundwassers sowohl für die Wasser- als auch für die Nährstoffversorgung der Vegetation insbesondere auf den ärmeren Sandstandorten des Untersuchungsraums.**

Im Rahmen des o. g. Forschungsschwerpunktes „Dynamische Regionalisierung“ erfolgte brandenburgweit die Schätzung des Grundwasserflurabstandes für die Waldfläche (vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 3.5.1, S. 49f). Grundlage waren terminbezogen gemessene Grundwasserstände sowie Pegelstände der oberirdischen Gewässer und zusätzliche Angaben zur Grundwasserstufe aus der Forstlichen Standortskarte. Ein digitales Geländemodell wurde genutzt, um die Informationen aus den Legendeneinheiten der Forstlichen Standortskarte zu disaggregieren. Details der hierbei zum Einsatz gekommenen methodischen Ansätze finden sich bei Hannappel & Riek (2011), Russ & Riek (2011a,b) und Russ et al. (2013). Im Ergebnis der Auswertungen konnte festgestellt werden, dass zum Stichzeitraum der BZE-2(a) auf 24 % der Waldfläche frühjährliche Grundwasserflurabstände <3 m, auf 15 % der Waldfläche <2 m und auf 6 % der Waldfläche <1 m zu verzeichnen waren.

Darüber hinaus belegen die durchgeführten Zeitreihenanalysen, dass bis zum Zeitraum der BZE-2 etwa vier Jahrzehnte lang brandenburgweit tendenziell Grundwasserabsenkungen von durchschnittlich 1,1 cm pro Jahr erfolgt waren (vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 3.5.1, S.49f). Aktuell gibt es erste Anzeichen, dass sich dieser Trend v. a. durch eine Reihe von

Feuchtyahren mit erhöhter Grundwasserneubildung umgekehrt haben könnte. Insbesondere in den Jahren 2002, 2007/2008 und 2010/2011 führten große Niederschlagsmengen und deren besondere innerjährige Verteilung zu entsprechend erhöhten Sickerwasserraten, die sich anhand der Wasserhaushaltsmodellierung auf den Intensivmessflächen des Level II-Programms beispielhaft veranschaulichen lassen (Abb. 8.1.4). Die Modellierung des Wasserhaushalts erfolgte für diese Flächen auf Tagesbasis mit dem Modell SWAP 3.2.36 (van Dam 2000, Kroes et al. 2009). In diesem eindimensionalen Wasserhaushaltsmodell wird die Wasserbewegung anhand der Richards-Gleichung abgebildet (Richards 1931). Methodische Einzelheiten finden sich bei Russ et al. (2016) und Henschtel & Riek (2018).

Durch die klimawandelbedingte Zunahme von Unwettern mit extremen Starkregenereignissen könnte sich zukünftig Wassersättigung im Wurzelraum während der Vegetationszeit häufiger einstellen und so in zunehmendem Maße sommerliche Grundwasserneubildung ermöglichen, was derzeit unter Wald noch eher selten ist. Mögliche, mit der erhöhten Grundwasserneubildung einhergehende, Anstiege der Grundwasseroberfläche wurden bislang aber nur anhand von exemplarischen Zeitreihen bestätigt (z. B. Riek et al. 2014). In diesen Fällen reagieren die Grundwasserstände

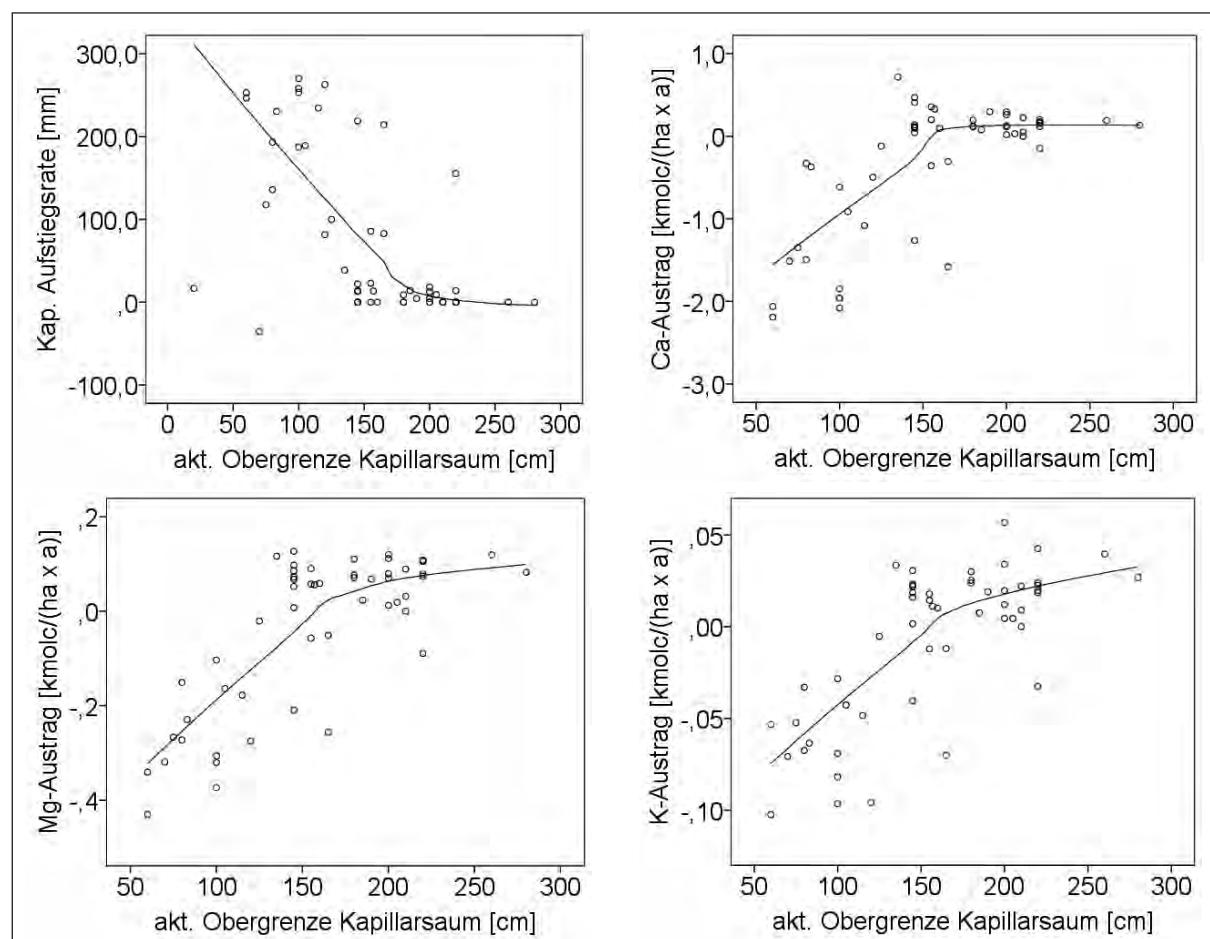


Abb. 8.1.3: Kapillare Aufstiegsraten und Auswaschung (positive Werte) bzw. Eintrag (negative Werte) durch kapillaren Wasseraufstieg von Ca, Mg und K in Abhängigkeit des scheinbaren Grundwasserflurabstandes mit geglätteter Ausgleichsfunktion (LOESS-Glättung)

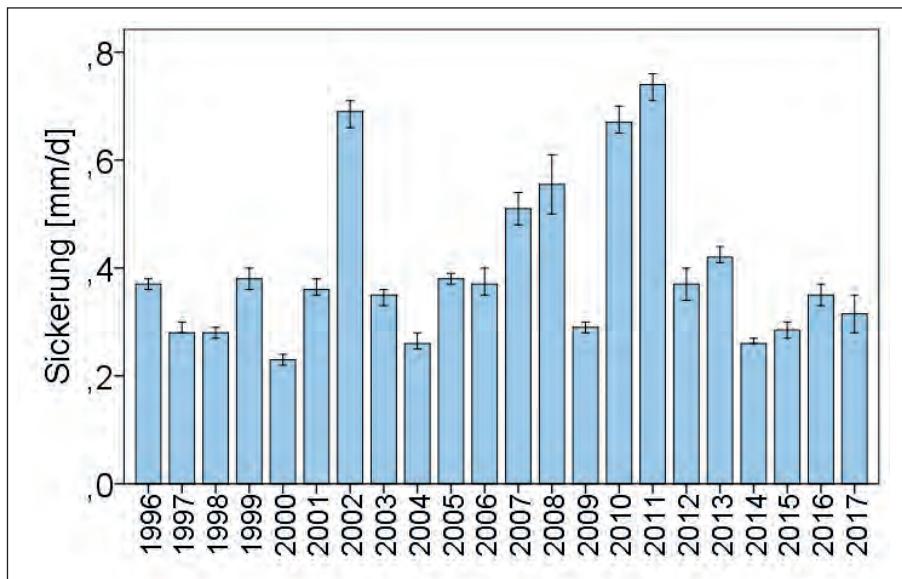


Abb. 8.1.4: Mediane und 95-%-Konfidenzbereiche der mittleren täglichen Sickeraten von vier Level II-Flächen mit Kiefer (Flächenkennzeichnung 1202, 1203, 1204, 1205) in den Jahren 1996 bis 2017 (Datengrundlage: Hentschel & Riek 2018)

vor allem auf die hohen Sickerraten der aufeinander folgenden Nassjahre 2010/2011 – eine repräsentative landesweite Analyse aktueller Grundwasserdaten für die Waldfläche Brandenburgs steht diesbezüglich noch aus.

### 8.1.2 Nutzbare Feldkapazität und pflanzenverfügbares Bodenwasser

Als quantitativer Kennwert zur Beschreibung des Wasserspeichervermögens von Böden dient die nutzbare Feldkapazität (nFK). Sie ist in Deutschland allgemein als die Differenz der volumetrischen Wassergehalte bei einer Wasserspannung von -60 hPa (pF 1,8 = Feldkapazität) und -15.000 hPa (pF 4,2 = Permanenter Welkepunkt) definiert (Ad-hoc-AG Boden 2005; DIN4220, 2008). Das pflanzenverfügbare Bodenwasser (Wpfl) ergibt sich aus der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum und der Gesamtmenge des kapillaren Aufstiegs aus dem Grundwasser. Ohne Grundwassereinfluss sind die Kenngrößen Wpfl und nFK identisch. Für die BZE-Punkte erfolgte die Schätzung der nFK mittels Pedotransferfunktionen auf der Grundlage von Korngrößenzusammensetzung, Humusgehalt und Bodendichte. Hierzu wurden vorab 15 in Frage kommende Pedotransferfunktionen in einer gesonderten Studie hinsichtlich ihrer Eignung speziell für sandige Waldbodenhorizonte überprüft (Russ et al. 2011, Russ & Riek 2011c). Die Validierung der Pedotransferansätze erfolgte mit einer insgesamt 489 Waldbodenhorizonte des Nordostdeutschen Tieflands umfassenden Datenbank, für die sowohl Messwerte der nFK als auch die jeweils notwendigen Eingangsdaten der Pedotransferfunktionen vorlagen. Im Ergebnis der Gegenüberstellung von Schätz- und Messwerten wurde deutlich, dass v. a. die Pedotransferfunktion von Renger et al. (2009) für die erforderliche Auswertung der brandenburgischen BZE-Daten zweckmäßig ist. Diese zeichnet sich durch den geringsten durchschnittlich zu erwartenden Gesamtfehler aus und ist auch hinsichtlich der verfügbaren Eingangsgrößen gut geeignet.

Anzumerken ist, dass die Erklärungswerte aller getesteten Pedotransferfunktionen relativ gering sind und auch im optimalen Fall Bestimmtheitsmaße von lediglich ca. 0,2-0,3 auftreten.

Die Häufigkeitsverteilung der nach Renger et al. (2009) abgeleiteten nutzbaren Feldkapazitäten bis 1 m Tiefe

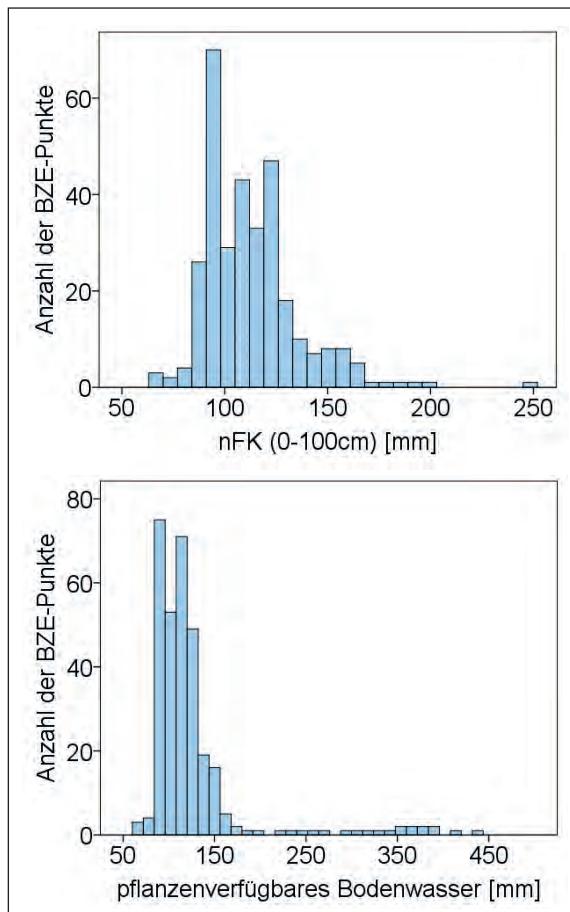


Abb. 8.1.5: Histogramme von nutzbarer Feldkapazität (nFK) bis 100 cm Tiefe und pflanzenverfügbarem Bodenwasser (Wpfl) im effektiven Wurzelraum für die BZE-2(a)-Stichprobe

sowie die im Falle von Grundwassernähe nach Wessolek et al. (2009, 2009) berechneten pflanzenverfügbaren Bodenwassermengen im effektiven Wurzelraum können den Histogrammen in Abb. 8.1.5 entnommen werden. Zur Abschätzung des effektiven Wurzelraums an den BZE-Punkten wurde auf die Tiefenfunktionen für die Berechnung der ausschöpfbaren Bodenwassermenge nach Riek (1998) und deren Modifikation durch Russ (2015) zurückgegriffen. Diese Funktionen erlauben die Abschätzung der durch den Bestand in jeder Bodentiefe effektiv ausschöpfbaren Bodenwassermenge in Abhängigkeit von Bestandesalter und

hydrischen Anreizen zur Tiefendurchwurzelung. In Anlehnung an die Zuwachsentwicklung der meisten Hauptbaumarten wurde davon ausgegangen, dass die vertikale Erschließung des Wurzelraumes im Alter von 40 Jahren i. d. R. abgeschlossen und der Einfluss des Bestandesalters entsprechend limitiert ist. Auf Grundlage dieser für jeden Punkt ermittelten Tiefenfunktion wurde der effektive Wurzelraum dann entsprechend dem Ansatz von Renger und Strelle (1980) berechnet. Die in Abb. 8.1.5 dargestellten nutzbaren Feldkapazitäten bis 100 cm Tiefe befinden sich nach AK Standortskartierung (2016) fast ausschließlich im

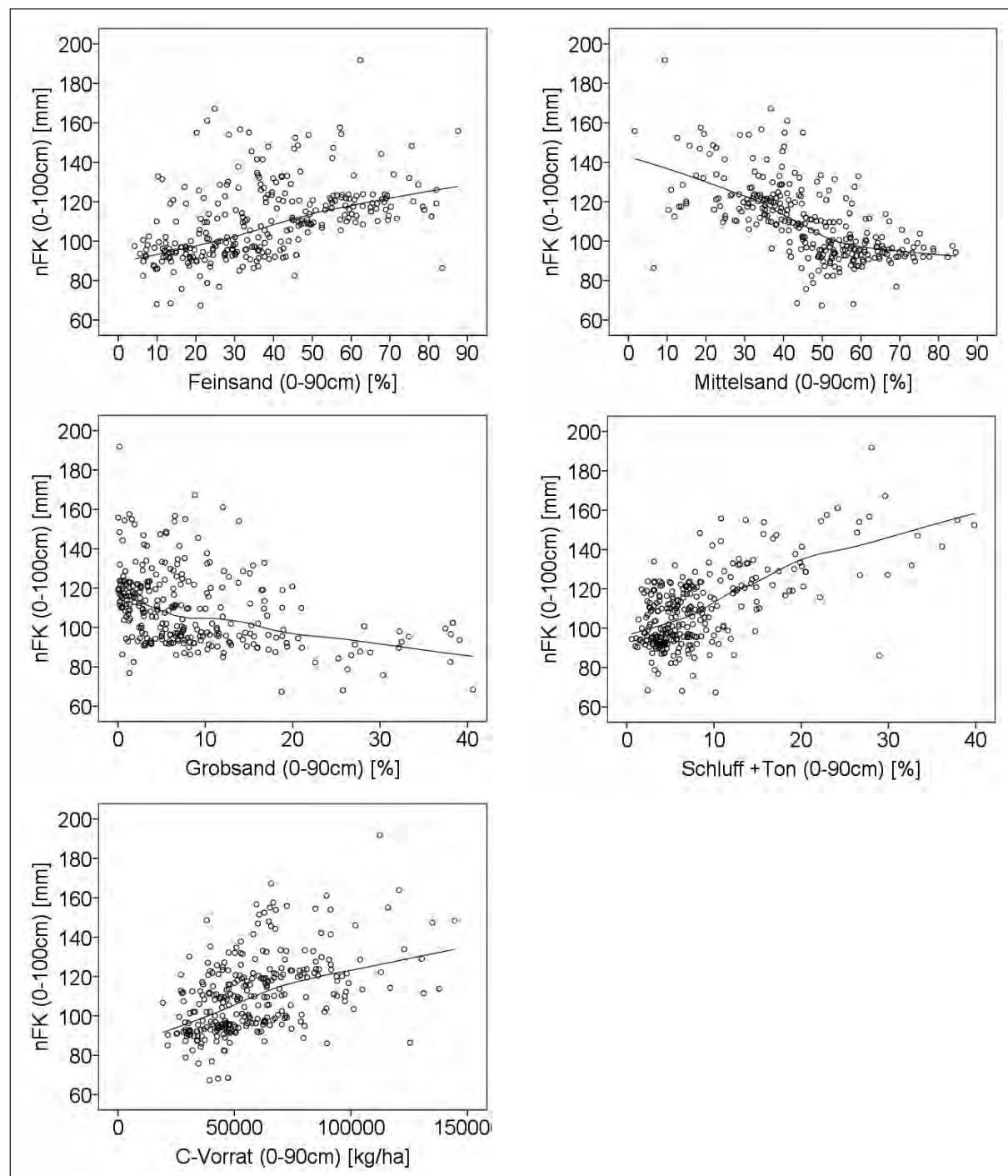


Abb. 8.1.6: Streudiagramme der nutzbaren Feldkapazität bis 1 m Tiefe und mittleren Korngrößenanteilen sowie Kohlenstoffvorrat in 0-90 cm Tiefe mit geglätteter Ausgleichsfunktion (LOESS-Glättung)

**geringen (60-90 mm), mittleren (90-120 mm) und hohen Bereich (120-180 mm).**

Die für die BZE-Punkte kalkulierten nutzbaren Feldkapazitäten sind in Abb. 8.1.6 als Streudiagramme über der Körnung (mittlerer Fein-, Mittel-, Grobsandanteil sowie Summe von Schluff- und Tonanteil in 0-90 cm Tiefe) und dem Kohlenstoffvorrat dargestellt. Es wird deutlich, dass die nFK der Böden im Untersuchungsraum maßgeblich durch die Relation von Feinsand zu Mittelsand bestimmt werden. Sowohl der Grobsand- als auch der Schluff- und Tonanteil wirken sich bei erhöhten Gehalten von > ca. 10 % auf die nFK aus. Der Humusgehalt beeinflusst die nFK entsprechend des zugrunde liegenden Rechenansatzes von Renger et al. (2009) deutlich. **Dabei zeigt Abb. 8.1.6, dass die durch unterschiedliche Kohlenstoffvorräte bedingte Variation der nutzbaren Feldkapazität etwa in der gleichen Größenordnung liegt, wie ihre durch unterschiedliche Feinsandanteile bedingte.** Da der C-Vorrat nicht mit dem Feinsandanteil korreliert, lässt sich hieraus folgern, dass die für den Wasserhaushalt ungünstigsten bodenphysikalischen Verhältnisse durch Humuskumulation weitgehend kompensiert werden können. Dieses bestärkt die bekannte waldbauliche Zielsetzung, durch Humusanreicherung die standörtliche Wasserversorgung der Bäume zu verbessern.

Die für die BZE-Stichprobe abgeleiteten quantitativen Kenngrößen des Bodenwasserhaushalts korrespondieren weitgehend mit den qualitativen Angaben der forstlichen Standortskartierung zum Wasserhaushalt gemäß SEA95. Die Boxplots in Abb. 8.1.7 zeigen die Stratifizierung der pflanzenverfügbaren Bodenwassermengen nach Hydromorphiegruppen, Grundwasserstufe sowie Feuchte- und Nährkraftstufe nach SEA95. Eine deutliche Diskrepanz ist zwischen den Graugleyen und Humusgleyen einerseits und den Halbgleyen und anhydromorphen Böden andererseits zu sehen.

Die Gruppe der Graugleye weist die größte Variationsbreite auf, was hier auf unterschiedliche Grade der Grundwasserabsenkung und Mineralisierung von organischer Substanz zurückzuführen ist. Die Gruppe der Halbgleye umfasst Böden, welche im oberen Profilteil eine für anhydromorphe Böden typische Horizontierung, im Unterboden jedoch zumindest Spuren eines reliktiischen Grundwassereinflusses aufweisen. Besonders die entwässerten Böden dieser Gruppe weisen in der Regel größere Grundwasserflurabstände auf. Der kapillare Aufstieg in den Wurzelraum spielt dann oftmals nur noch eine sehr geringe Rolle für den Wasserhaushalt dieser Standorte. Dies wird auch anhand des pflanzenverfügbaren Bodenwassers deutlich. Im Mittel weisen die Böden der Halbgleygruppe

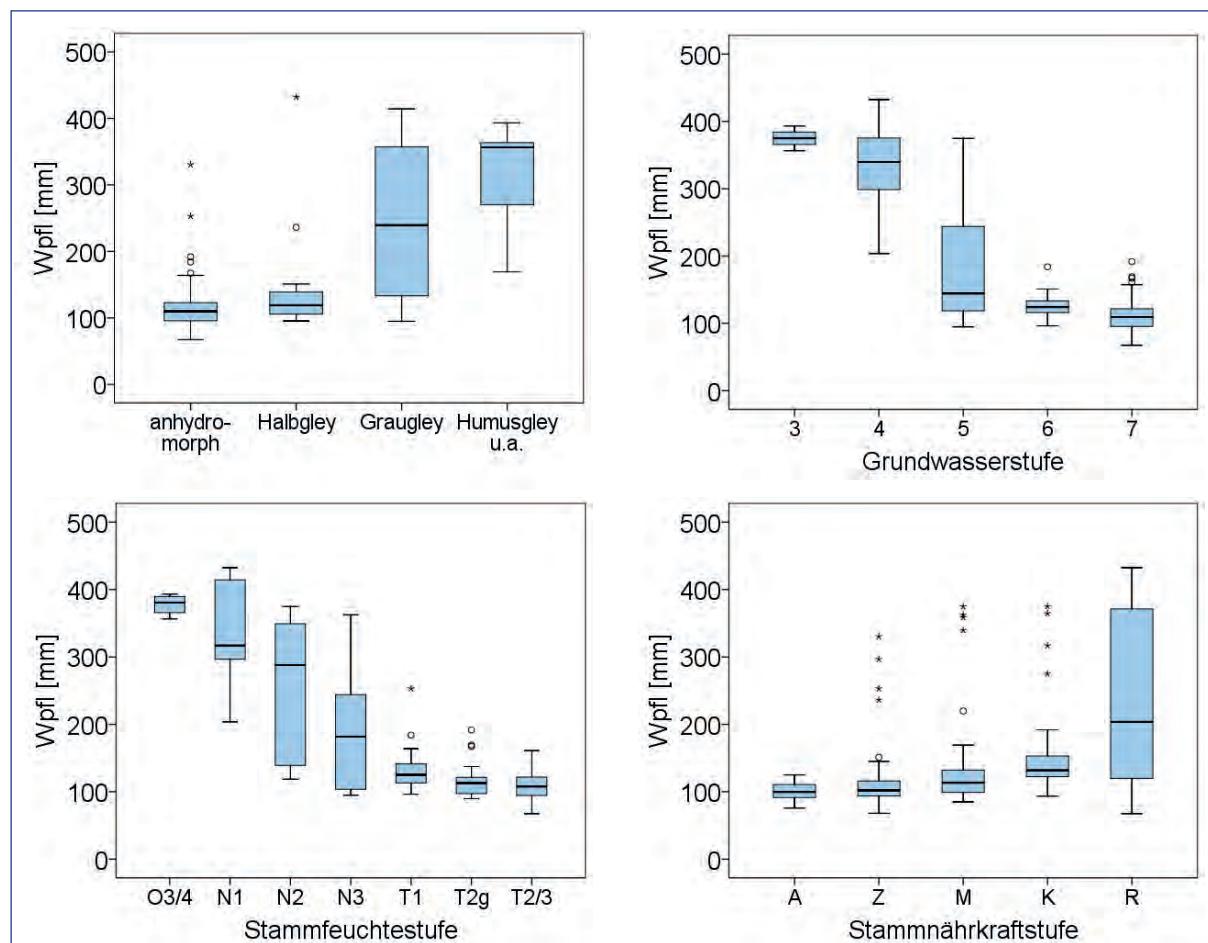


Abb. 8.1.7: Boxplots des pflanzenverfügbaren Bodenwassers (Wpfl) stratifiziert nach Hydromorphiegruppe, Grundwasserstufe (3: 0,2-0,5m; 4: 0,5-1m; 5: 1-1,8m; 6: 1,8-3m; 7: >3m), Stammfeuchte- und Stammnährkraftstufe

gegenüber den anhydromorphen Inventurpunkten somit nur leicht erhöhte Werte auf (Abb. 8.1.7).

**Hinsichtlich der Grundwasserstufen zeigt sich, dass nach den verwendeten Modellansätzen und Annahmen bei Grundwasserständen >1,8 m (Grundwasserstufe 6) nur noch schwache Unterschiede des pflanzenverfügbaren Bodenwassers zu den grundwasserfernen Standorten der Grundwasserstufe 7 bestehen.** Dieses kommt auch bei der Stratifizierung nach Stammfeuchtestufen zum Ausdruck, wobei insbesondere bei den terrestrischen Standorten der Stufen T1, T2g und T2/3 nur geringe Unterschiede der pflanzenverfügbaren Bodenwassermengen zu erkennen sind. Gleichwohl können sich diese Unterschiede im Einzelfall mildernd auf möglichen Trockenstress der Bäume bei witterungsbedingtem sommerlichem Wasserman- gel auswirken. Die ebenfalls dargestellte Stratifizierung nach Nährkraftstufen spiegelt im Wesentlichen, die in den Gruppen der besseren M- und insbesondere K- und R-Standorte häufiger vorkommenden bindigen Substrate wider. Die Nährkraftstufe R tritt statistisch zudem gehäuft an Inventurpunkten mit einem ausgeprägten Grundwassereinfluss auf. **Damit wird deutlich, dass die bezüglich der Nährstoffversorgung am schlechtesten ausgestatteten Böden mithin häufig auch die ungünstigsten Bedingungen für die Speicherung pflanzenverfügbaren Bodenwassers aufweisen.**

### 8.1.3 Modellierung von Wassermangelindizes

Für die Berechnung der langjährigen Wasserhaus- haltskomponenten wurde das Wasserhaushaltsmodell TUB-BGR (Wessolek et al. 2008, 2009) verwendet. Dieses statistisch basierte Modell ist aufgrund der ver- gleichsweise wenigen notwendigen Eingangsdaten für den Einsatz im Rahmen der BZE gut geeignet. Mit einem empfohlenen klimatischen Anwendungsbereich für Jahresniederschläge >350 mm und FAO-Grasreferenzverdunstungen im Bereich von 350-900 mm sowie aufgrund der bereits erfolgten umfangreichen Validie- rung des Modells stellt das TUB-BGR ein für das Un- tersuchungsgebiet geeignetes Verfahren dar.

Die Modelleingangsgrößen sind Angaben zu nutzbarer Feldkapazität im effektiven Wurzelraum, Grund- wasserflurabstand, Bestandestyp, Sommer- und Win- terniederschlag, die potenzielle Evapotranspiration sowie die Textur bzw. Bodenart im Untergrund. Das Modell liefert als integrierende Kenngrößen des Was- serhaushalts die Sickerwasserraten und die reale Evapotranspiration ( $E_{real}$ ). Letztere dient in Verbindung mit der potenziellen Verdunstung ( $E_{pot}$ ) in Form des konventionell verwendeten **Quotienten  $E_{real}/E_{pot}$**  oder der **Differenz  $E_{real} - E_{pot}$**  zur Abschätzung von Was- sermangel und ggf. auftretendem Trockenstress. Als wei- tere Kenngröße für Wassermangel wurde die „**Was- serverfügbarkeit in der Vegetationsperiode**“ (WV) herangezogen, die sich nach Wessolek et al. (2009) als Summe von nutzbarer Feldkapazität im effektiven Wurzelraum, kapillarem Aufstieg aus dem Grundwas- ser und dem Niederschlag während der Vegetations- zeit berechnet.

Bei der Wasserhaushaltsmodellierung wurden die im Band 1 des Waldbodenberichtes (Kap. 3.1, S. 38f) be- reits erläuterten und in Kartogrammen dargestellten Klimadaten verwendet, die im Rahmen des o. g. Projektes „Dynamische Regionalisierung“ generiert wor- den sind (Kreienkamp & Spekat 2009; Riek et al. 2013). Für Fragestellungen im Kontext möglicher Auswirkun- gen des regionalen Klimawandels (Kap. 8.3.3) liegen szenarische Klimadaten der Dekaden 2051-2060 und 2091-2100 vor (Riek & Russ 2014; Riek et al. 2013). Bei der Modellierung der aktuellen Wasserhaushalts- situation und deren regionaler Ausprägungen wurden aus Gründen der methodischen Konsistenz entspre- chend generierte Modelldaten der Dekade 2001-2010 herangezogen. Im Einzelnen handelt es sich dabei um Angaben zu Niederschlag und potenzieller Verdunstung auf Tagesbasis sowie um tägliche Minimum-, Ma- ximum- und Mitteltemperaturen als Ergebnis von Be- rechnungen mit dem regionalen Klimamodell WettReg auf Grundlage des globalen Klimamodells ECHAM5/ MPI-OMT63L31 für die SRES-Szenarien A1B, A2 und B1 (Spekat et al. 2007). Basierend auf einem Vergleich der Modellergebnisse für unterschiedliche IPCC-Sze- narien beschränken sich alle weiterführenden Berech- nungen letztlich auf das Szenario A1B.

In dem statistischen WettReg-Modell wird – von der Beziehung zwischen Großwetterlagen und der regio- nalen Ausprägung meteorologischer Kenngrößen aus- gehend – von den Ergebnissen der Globalmodelle auf regionale Klimaänderungen geschlossen. Die grund- sätzliche Übertragbarkeit von im Freiland gewonnenen DWD-Klimadaten auf Waldgebiete konnte für den Zeit- raum 1996 – 2003 anhand der Messdaten von acht Level II-Flächen in Berlin und Brandenburg überprüft werden (Riek und Kallweit 2007). Die Regionalisie- rung der Klimakennwerte auf ein brandenburgweites 1x1 km Raster erfolgte durch die Firma CEC-Potsdam (Kreienkamp und Spekat 2009) im Auftrag des LFE auf der Grundlage der Klimakennwerte von 62 meteo- logischen Stationen in und um Brandenburg. Methodi- sche Details und eine kritische Würdigung der erzeug- ten Klimadaten finden sich bei Riek et al. (2013).

In Abb. 8.1.8 sind die Histogramme der modellier- ten aktuellen Quotienten aus realer und potenzieller Evapotranspiration bzw. deren Differenzen an den BZE-2(a)-Punkten wiedergegeben. Die zweigipfligen Häufigkeitsverteilungen sind auf die Differenzierung des Kollektivs in grundwassernähe und -ferne Standorte zurückzuführen. Bei den grundwassernahen In- venturpunkten ist eine positive Bilanz zu verzeich- nen. Die tatsächliche Verdunstung liegt hier über der Grasreferenzverdunstung, bei der es sich um die Ver- dunstung einer Grasdecke auf standardisiertem Bo- den handelt. Wälder können aufgrund ihrer größeren Verdunstungsoberfläche die Grasreferenzverdunstung übertreffen, wenn die Transpiration der Bäume bei optimalen Grundwasserflurabständen nicht durch die Bodenwasserverfügbarkeit limitiert wird. Für die grund- wasserfreien Flächen liegt das Wasserdefizit indes deutlich im negativen Bereich. Insgesamt variieren die Werte über eine Spanne von fast 300 mm, wobei

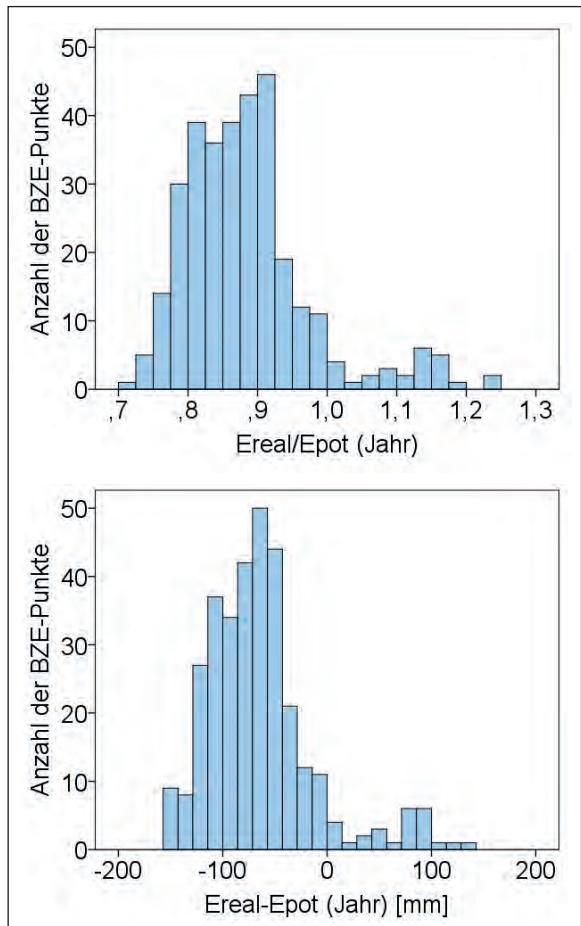


Abb. 8.1.8: Histogramme der modellierten Quotienten bzw. Differenzen von realer und potenzieller Verdunstung ( $E_{\text{real}}/E_{\text{pot}}$  bzw.  $E_{\text{real}} - E_{\text{pot}}$ ) für die BZE-2(a)-Stichprobe

der größte Streungsanteil für die grundwasserfernen Standorte zu verzeichnen ist.

Die Stratifizierung des Wassermangelkennwerts  $E_{\text{real}}/E_{\text{pot}}$  nach qualitativen standortskundlichen Merkmalen (Abb. 8.1.9) zeigt ein ähnliches Bild wie die in Abb. 8.1.7 entsprechend stratifizierten Mengen an pflanzenverfügbarem Bodenwasser. Von den anhydro-morphen Böden nehmen die Quotienten über Halb- und Grundgleye zu den Humusgleyen kontinuierlich zu. Bei den Grundwasserstufen bestehen deutliche Unterschiede zwischen den Stufen 3 und 4 einerseits sowie 6 und 7 andererseits. Die Stufe 5, die sich durch einen Grundwasserflurabstand von 1,0 m bis 1,8 m auszeichnet, weist eine sehr große Streuung auf, welche die Variationsbreiten der grundwassernahen und -fernen Standorte überragt. Hier hängt die Ausprägung von Wassermangel neben den Klimakenngroßen von weiteren pedogenen Eigenschaften, wie Textur, Humusgehalt, Bodenstruktur (Bodendichte), effektivem Wurzelraum sowie in hohem Maße von der exakten Tiefe des mittleren Grundwasserflurabstandes innerhalb der Tiefenspanne von 1,0 m bis 1,8 m ab. Während die Grundwasseroberfläche auf Standorten der Grundwasserstufen 3 und 4 unmittelbar an den effektiven Wurzelraum grenzt, ist im Fall der Grundwasserstufe 5 in der Regel ein Transport mit dem kapillaren

Aufstieg über mehrere Dezimeter notwendig. Ausgehend von einem mittleren effektiven Wurzelraum von 1,0 m können bei Grundwasserflurabständen von 1,0 bis 1,2 m noch maximale Aufstiegsraten von 5 mm/Tag und mehr erreicht werden. Dagegen versiegt der kapillare Aufstieg bei grobkörnigen Substraten bereits bei Grundwasserflurabständen >1,6 m vollständig. Auch bei vielen feinkörnigeren Substraten unterliegen die kapillaren Aufstiegsraten im Bereich der Grundwasserstufe 5 einer starken nichtlinearen Veränderungen in Abhängigkeit vom Abstand zwischen Grundwasseroberfläche und der Untergrenze des effektiven Wurzelraumes (vgl. Wessolek et al. 2009, S. 73).

Die Unterschiede zwischen den Stammfeuchtestufen weisen auf fehlenden Wassermangel bei den O- und N1-Standorten hin. Auf N2-Standorten tritt Wassermangel in sehr unterschiedlichem Maße auf. Zwischen den N3- und T1- bis T3-Standorten sind die Unterschiede nur schwach ausgeprägt. **Die alleinige Angabe der Stammfeuchtestufe ist bei den terrestrischen Standorten nur wenig aussagekräftig, wenn es um die Einschätzung des Wassermangelpotenzials als Funktion von Klimakenngroßen und bodenphysikalischen Parametern geht.** Bei den Stammnährkraftstufen deutet sich ein sehr schwacher, im Wesentlichen den Texturunterschieden folgender Anstieg von den Z- zu den R-Standorten an. Die bei der Nährkraftstufe A leicht erhöhten Werte, spiegeln die im südlichen Brandenburg höheren Niederschläge auf altpleistozänen armen Standorten wider, die sich im Modell reduzierend auf das Risiko von Wassermangel auswirken.

Für die brandenburgischen Intensivmessflächen des Level II-Programms erfolgte die Ableitung von Wassermangelindizes auf der Grundlage der Ergebnisse des Wasserhaushaltsmodells SWAP auf Tagesbasis (Russ et al. 2016, Hentschel & Riek 2018). Die Anzahl an Tagen, an denen ein kritischer Schwellenwert von  $E_{\text{real}}/E_{\text{pot}} < 0,7$  während der Vegetationsperiode unterschritten wurde, diente hierbei der aggregierten Beschreibung von Wassermangel. Bei Quotienten  $< 0,7$  ist in Waldbeständen nach Schwärzel et al. (2009) mit einer deutlichen Reduktion des Dickenwachstums zu rechnen. Es zeigt sich am Beispiel von vier Level II-Flächen, dass die Anzahl der Tage mit Wassermangel pro Jahr relativ eng mit dem Jahresmittel des Quotienten  $E_{\text{real}}/E_{\text{pot}}$  korreliert ist (Abb. 8.1.10). Da für die BZE-Stichprobe mit dem TUB-BGR-Modell keine Tageswerte berechnet werden konnten, wird hierdurch die Aussagekraft der Jahresmittelwerte unterstützt. Die aus den Level II-Daten abgeleitete Beziehung

$$\text{Anzahl Trockenstressstage} = -664,272 * E_{\text{real}}/E_{\text{pot}} + 621,7 \quad (R^2=0,91)$$

wurde genutzt, um auch für die BZE-Stichprobepunkte die Anzahl der Tage mit Wassermangel grob abzuschätzen (Abb. 8.1.11). Dabei zeigt sich, dass bei ca. 18 % der BZE-Stichprobe aktuell in einem klimatisch durchschnittlichen Jahr praktisch kein

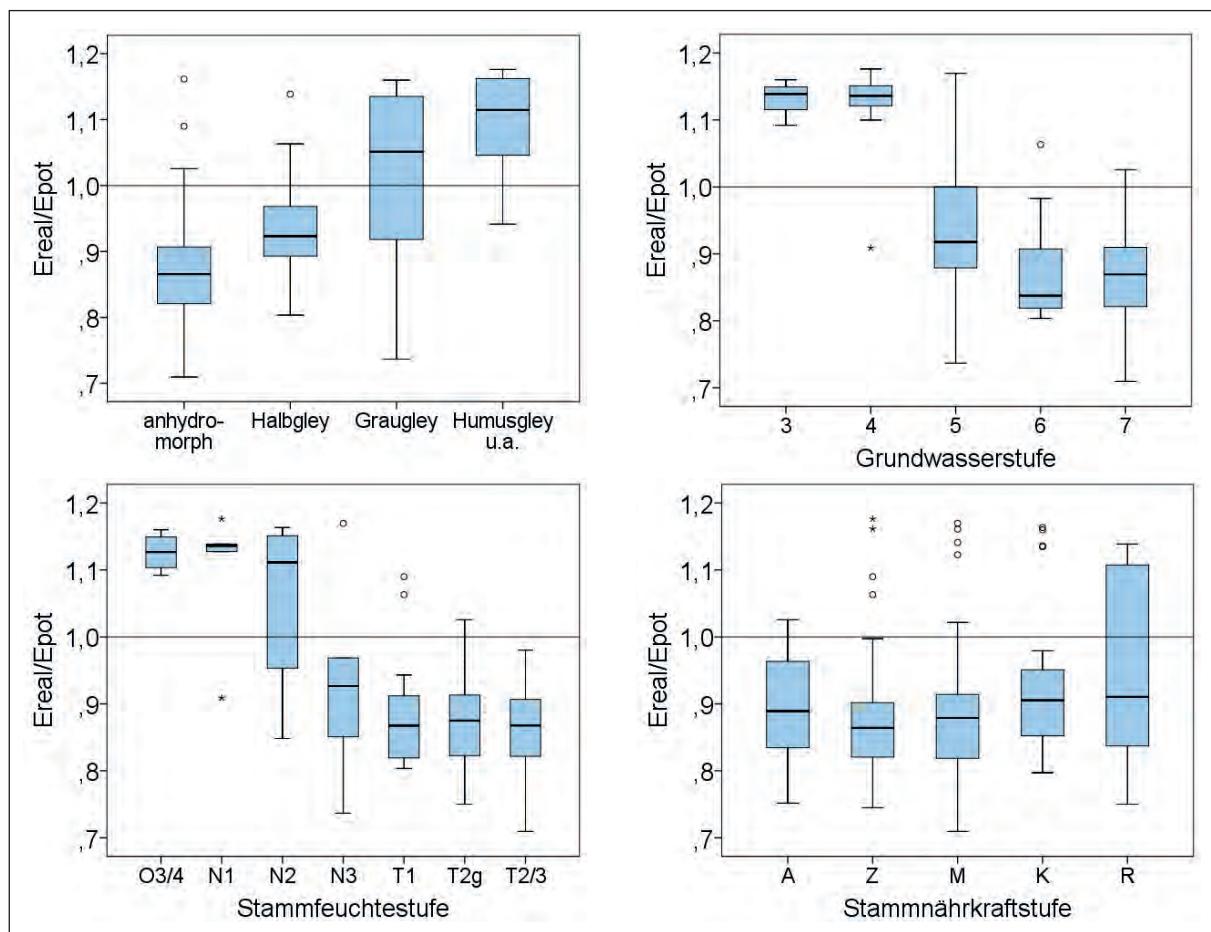


Abb. 8.1.9: Boxplots von  $E_{real}/E_{pot}$  (Quotient aus realer und potenzieller Verdunstung) stratifiziert nach Hydromorphiegruppe, Grundwasserstufe (3: 0,2-0,5m; 4: 0,5-1m; 5: 1-1,8m; 6: 1,8-3m, 7: >3m), Stammfeuchte- und Stammnährkraftstufe

**Trockenstress auftritt. Während der gesamten Vegetationszeit ist hier der tägliche Quotient  $E_{real}/E_{pot} > 0,7$ . Bei ca. 10 % der BZE-Standorte tritt indes an mehr als 102 Tagen im Jahr Trockenstress auf. Bei**

**der Hälfte der Punkte (Median) ist an etwa 42 Tagen im Jahr von Trockenstress auszugehen. Dies macht die wachstumslimitierende Rolle des Wasserhaushalts für die Mehrheit der brandenburgischen Waldbestände deutlich. Entsprechend des verwendeten Modellansatzes gelten alle Angaben für langjährige mittlere Klimabedingungen bzw. für ein aktuell klimatisches Durchschnittsjahr.**

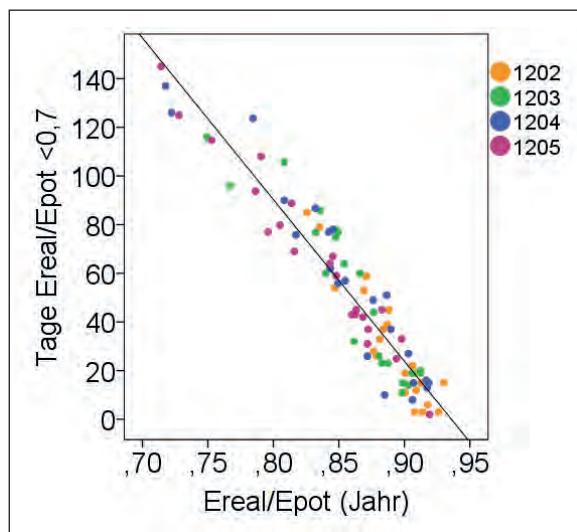


Abb. 8.1.10: Anzahl der Tage mit Trockenstress ( $E_{real}/E_{pot} < 0,7$ ) in Abhängigkeit vom Jahresmittelwert des Quotienten  $E_{real}/E_{pot}$  und lineare Ausgleichsfunktion ( $R^2=0,91$ ) von vier Level II-Messflächen (Datengrundlage: Hentschel & Riek 2018)

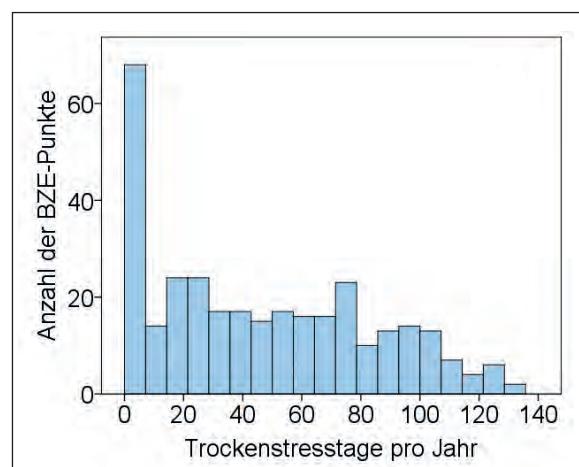


Abb. 8.1.11: Histogramm der abgeleiteten Anzahl von Trockenstresstagen (Tage mit  $E_{real}/E_{pot} < 0,7$ ) in einem klimatisch durchschnittlichen Jahr für die BZE-2(a)-Stichprobe

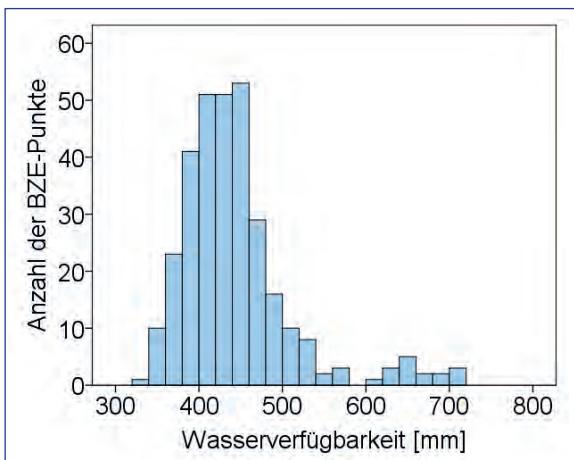


Abb. 8.1.12: Histogramm der aus nutzbarer Feldkapazität im effektiven Wurzelraum, Niederschlag in der Vegetationszeit und kapillarem Aufstieg berechneten Wasserverfügbarkeit für die BZE-2(a)-Stichprobe

In Ergänzung des Quotienten aus realer und potenzieller Evapotranspiration wurde zur Kennzeichnung von Wassermangel die **Wasserverfügbarkeit (WV)** nach Wessolek et al. (2009) berechnet. Auch dieser Kennwert unterliegt im Histogramm einer deutlichen bimodalen Verteilung (Abb. 8.1.12), wobei für die grund-

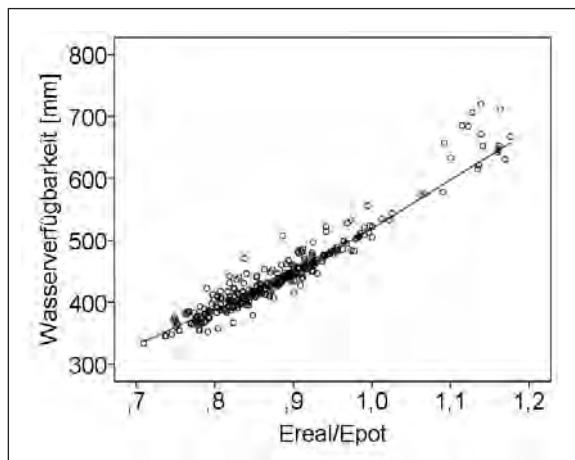


Abb. 8.1.13: Streudiagramm von modellierten Quotienten  $E_{\text{real}}/E_{\text{pot}}$  und der Wasserverfügbarkeit WV

wasserbeeinflussten Standorte Werte um ca. 650 mm und für die grundwasserfernen durchschnittlich ca. 420 mm zu verzeichnen sind.

Die beiden unterschiedlich hergeleiteten Indizes  $E_{\text{real}}/E_{\text{pot}}$  und WV zeigen eine relativ enge Korrelation, was die Eignung beider Kennwerte als Indikatoren für Wassermangel bestätigt (Abb. 8.1.13). Ab Wasserverfüg-

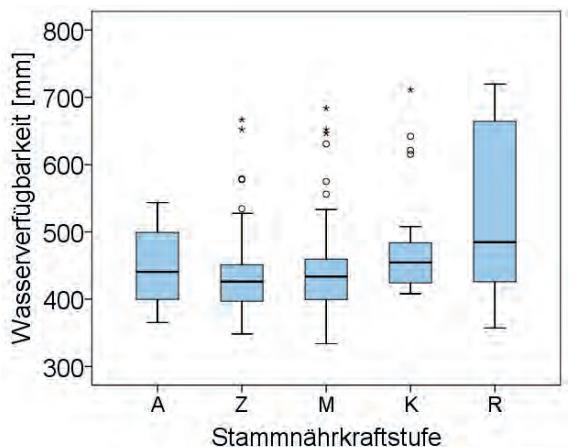
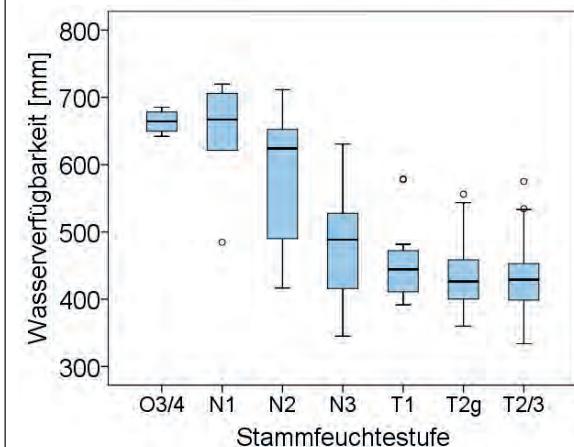
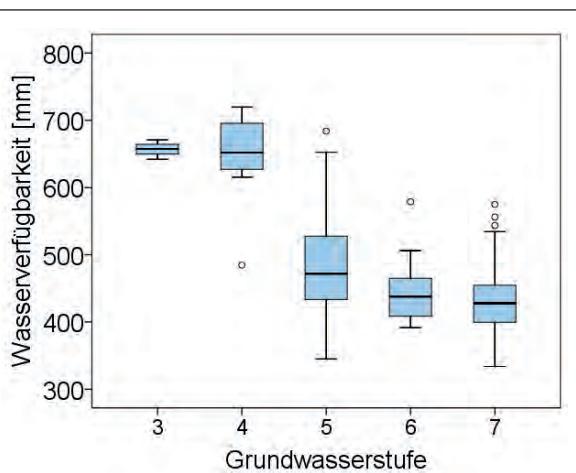
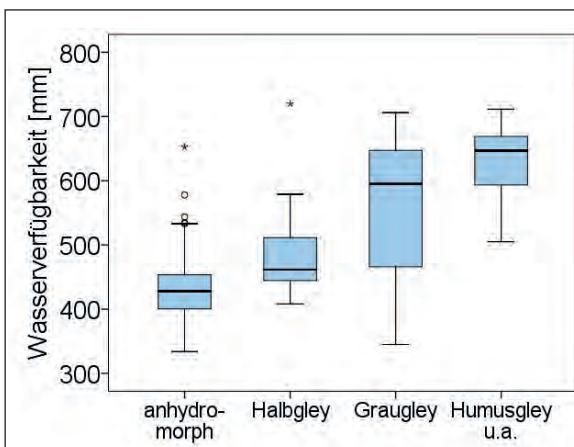


Abb. 8.1.14: Boxplots der Wasserverfügbarkeit WV (Summe aus nutzbarer Feldkapazität im effektiven Wurzelraum, Niederschlag in der Vegetationszeit und kapillarem Aufstieg aus dem Grundwasser) stratifiziert nach Hydromorphiegruppe, Grundwasserstufe (3: 0,2-0,5m; 4: 0,5-1m; 5: 1-1,8m; 6: 1,8-3m, 7: >3m), Stammfeuchte- und Stammnährkraftstufe

**Tab. 8.1.1: Vergleich der Perzentile von Wasserverfügbarkeit (WV) und  $E_{real}$ - $E_{pot}$  für die Gesamtwaldfläche nach Russ (2015) und die BZE-2(a)-Stichprobe**

Perzentil	WV [mm] Waldfläche nach Russ (2015)	WV [mm] BZE-Stichprobe	$E_{real}$ - $E_{pot}$ [-] Waldfläche nach Russ (2015)	$E_{real}$ - $E_{pot}$ [-] BZE-Stichprobe
5	365	366	-140	-131
10	379	376	-126	-120
25	400	401	-103	-101
50	427	432	-75	-70
75	461	462	-45	-47
90	544	512	10	-9
95	642	617	76	56

barkeiten <520 mm tritt demnach in zunehmendem Maße Wassermangel auf. Bei höheren Werten ist von Quotienten >1 und damit von gegenüber der Grasreferenzverdunstung erhöhten realen Verdunstungsraten auszugehen.

Die Stratifizierung der Wasserverfügbarkeit nach qualitativen standortskundlichen Kennwerten (Abb. 8.1.14) ist nahezu deckungsgleich mit der entsprechenden Darstellung für die Quotienten  $E_{real}$ / $E_{pot}$  in Abb. 8.1.9.

Der Vergleich der von Russ (2015) für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs mit unterschiedlichen Regionalisierungsalgorithmen berechneten Differenzen von  $E_{real}$  -  $E_{pot}$  bzw. Wasserverfügbarkeiten WV mit den Ausprägungen an den BZE-Punkten zeigt auf der Grundlage von Perzentilen eine sehr gute Übereinstimmung (Tab. 8.1.1). Dadurch wird zum einen die Repräsentativität der BZE-2(a)-Stichprobe für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs bestätigt. Zum anderen bekräftigt dies die Validität der im Wesentlichen aus Daten der Forstlichen Standortskarte und einem Digitalen Höhenmodell geschätzten Wasserhaushaltsskenngrößen von Russ (2015) (Kap. 8.2) gegenüber der BZE-Stichprobe, in der die Eingangsgrößen der Pedotransferfunktionen direkt gemessen worden sind. In Tab. 8.1.1 zeigt sich insbesondere bei den niedrigen Perzentilen der Wasserverfügbarkeit eine bemerkenswert gute Übereinstimmung zwischen beiden Datensätzen. Bei den sehr hohen Perzentilwerten (90-, 95-Perzentil), d. h. bei sehr guter Wasserversorgung und geringem potenziellem Wassermangel, werden die Unterschiede zwischen BZE-Stichprobe und Gesamtwaldfläche größer. Dieses dürfte in einer weniger repräsentativen Wiedergabe der selteneren Nassstandorte in der BZE-Stichprobe begründet sein.

**Gemessen anhand der 5- und 95-Perzentile und bezogen auf die Gesamtwaldfläche variieren die Wasserverfügbarkeiten um 277 mm und die Differenzen von realer und potenzieller Verdunstung um 216 mm (Tab. 8.1.1). Diese für die Ableitung von Anbauempfehlungen besonders wichtigen Kennwerte weisen innerhalb von Brandenburg somit eine beträchtliche Streubreite auf, was die Notwendigkeit der Regionalisierung von Wasserhaushaltsskennwerten bei der Ableitung waldbaulicher Maßnahmen unterstreicht.**

## 8.2 Regionalisierung von Wasserhaus-haltsskennwerten

Einzelne Ausführungen zur Motivation und zu den grundlegenden methodischen Ansätzen der Regionalisierung von Wasserhaushaltsskennwerten finden sich bereits im Band 1 des Waldbodenberichtes (Kap. 1.3.3, S. 16f). Einen Gesamtüberblick der Aktivitäten im gemeinsamen Forschungsschwerpunkt „Dynamische Regionalisierung“ von LFE und HNEE gibt zudem der Beitrag von Riek & Russ (2016). Eines der wesentlichen Teilziele dieses Forschungsschwerpunktes bestand darin, validierte und generalisierbare Ergebnisse aus der BZE in die Fläche zu übertragen, um sie in Planungsprozesse für konkrete Waldbestände nutzbringend einfließen zu lassen. **Über mehrere Jahre hinweg wurden Regionalisierungsmodelle für ökologisch aussagekräftige Kennwerte unter Nutzung der BZE-Inventurdaten, Informationen aus der forstlichen Standortskarte sowie zusätzlicher Geodaten und digitaler Höhenmodelle entwickelt.**

Zentrale Zielgrößen der Regionalisierung waren Bodenkennwerte, die als Eingangsparameter für die Wasserhaushaltssimulation sowie für Auswertungen zum Stoffhaushalt bei unterschiedlichen Klima- und Nutzungsszenarien dienen können. Insbesondere die der forstlichen Standortskarte zu entnehmenden bodenphysikalischen Eigenschaften, die sich aus der Stammstandortsform ableiten lassen, bilden hierbei Steuergrößen für die flächenscharfe Übertragung von Befunden aus dem Monitoring. **Die generierten thematischen Karten beispielsweise zum pflanzenverfügbaren Bodenwasser, wie auch zur Kationenaustauschkapazität und den verfügbaren Nährstoffvorräten im Wurzelraum (vgl. Kap. 10.2.1)** können die herkömmlichen qualitativen Standortsinformationen, wie sie in der Nomenklatur des nordostdeutschen Standortserkundungsverfahrens (SEA95) gebräuchlich sind, ergänzen und bei waldbaulichen Entscheidungsprozessen mit einbezogen werden.

Ausgehend vom Maßstab der forstlichen Standortskarte sowie praktischen Überlegungen mit Blick auf Datenumfang und Rechenzeiten erfolgte die Regionalisierung auf der Grundlage eines kontinuierlichen Punkterasters mit einer Rasterweite von 100x100 m.

**Tab. 8.2.1: Überblick der räumlichen Datenbasen**

Inventurdaten des forstlichen Umweltmonitoring	Boden- und standortsbezogene Kartenwerke	Reliefkennwerte
Level II und BZE als Grundlage für – die Ableitung von Pedotransferfunktionen und – geostatistische Auswertungen (Regression-Kriging)	– Digitale forstliche Standortskarte (Stand 2010) – Bodenübersichtskarte 1:300.000 (LBGR 2001) – Geologische Übersichtskarte 1:300.000 (LBGR 1997)	– Digitales Geländehöhenmodell „25-3-LBGR“ (Köthe 2007) – mehr als 30 verschiedene abgeleitete Reliefattribute (Russ 2015)
Grundwasserflurabstände	Klimakennwerte	Kennwerte des Datenspeicher Wald
Stichzeitraumbezogen abgeleitet aus Grundwassermessstellen und Pegeln von Oberflächengewässern (Hannappel & Riek 2011)	Langjährige 1x1 km-Rasterdaten für Dekaden aus Simulationen mit dem Klimamodell Wett-Reg für SRES-Szenario A1B (Kreienkamp & Spekat 2009, Riek et al. 2013)	– Kiefern-, Eichen-, Buchen- und Laubholzanteile an der Bestandesgrundfläche [%] – grundflächengewichtetes mittleres Bestandesalter [a]

Der rasterbasierte Ansatz hat gegenüber auf Polygonen basierenden Karten den Vorteil, dass sich die Rasterpunktdata zum einen in beliebiger Weise auf variierende räumliche Straten (z. B. auf Basis der Forstgrundkarte) beziehen lassen und zum anderen auch für die räumliche Interpolation mittels geostatistischer Verfahren gut geeignet sind. **Insgesamt wurden für die Waldfläche Brandenburgs 1.076.222 Rasterpunkte definiert, für die im Ergebnis des Regionalisierungsvorhabens ein breites Spektrum an konsistenten Bodenkennwerten und Standortsinformationen generiert wurde.** Eine Übersicht der bei der Regionalisierung zum Einsatz gekommenen Datenbasen gibt Tab. 8.2.1. Ausführliche Erläuterungen zu diesen Daten und deren Handhabung im Rahmen des Regionalisierungsvorhabens finden sich bei Riek & Russ (2016).

Den wichtigsten Beitrag zur waldbaulichen Planung auf standörtlicher Grundlage leistet derzeit die forstliche Standortskartierung, durch die vielfältige Flächeninformationen bereitgestellt werden können. Die Übertragung von Informationen aus den Polygonen der forstlichen Standortskarte auf die dem Regionalisierungsvorhaben zugrundeliegenden Rasterpunkte erfolgte durch Disaggregierung der Polygoninformation beispielsweise unter Zuhilfenahme des Geländehöhenmodells, was unter dem Begriff des Down-scalings beschrieben wird (Riek & Russ 2016). Für das Regionalisierungsvorhaben lagen für ca. 70 % der Waldfläche Brandenburgs Kartierergebnisse im aktuellen Feinbodenformensystem vor. Zur Vorhersage der forstlichen Standortsform für die verbleibenden Gebiete wurden neben den Reliefkennwerten aus dem Digitalen Höhenmodell zusätzliche Kenngrößen, wie das Alter der geologischen Ablagerung, Angaben zu Bodentypen und zum Ausgangsmaterial der Bodenbildung aus den Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte (1:300.000) bzw. Geologischen Karte (1:300.000) sowie Grundwasserflurabstandsdaten und Klimadaten als potenzielle Prädiktoren in die Modelle aufgenommen. Die Schätzung der Standortsformen erfolgte mit Hilfe von Klassifikationsbäumen nach dem CHAID-Verfahren (Kass 1980). Die Ergebnisse sowie die Erklärungswerte der verschiedenen Einflussgrößen werden bei Russ (2015) und Russ et al. (2016) vorgestellt und diskutiert.

Für die genannten 1.076.222 Rasterpunkte der Waldfläche Brandenburgs wurden auf diesem Wege die Angaben von insgesamt 544 verschiedenen Feinbodenformen generiert, die hinsichtlich ihrer Profilabfolgen mit Blick auf Bodenart, Skelettanteil und Carbonatgehalt beschrieben sind. Folgende aus den Legendeneinheiten der forstlichen Standortskarte abgeleiteten Kennwerte stehen damit als potenzielle Prädiktoren in Pedotransferfunktionen flächendeckend für die Waldgebiete Brandenburgs zur Verfügung:

- Sand-, Schluff- und Tongehalte in verschiedenen Tiefenstufen bzw. Bodenblöcken [%]
- Grobbodenanteile in verschiedenen Tiefenstufen bzw. Bodenblöcken [%]
- $\text{CaCO}_3$ -Gehalt bzw. Entkalkungstiefe [cm]
- Lithochemische Reihe (KMgCaP-Serie) zur Kennzeichnung des geologischen Alters nach SEA95.

Überdies konnte für jeden der 100x100 m-Rasterpunkte die standörtliche Nährstoffausstattung anhand der mit den Feinbodenformen assoziierten „Fünftel-Nährkraftstufen“ (SEA95) semiquantitativ parametrisiert werden. Dieses sind insgesamt 25 rangskalierte Stufen von Reich bis Arm (R1, R2, ... A4, A5).

Da die Regionalisierung der Bodenkennwerte für die Wasserhaushaltsmodellierung auf der Grundlage der forstlichen Standortsformen beruht, konnten Bodeneigenschaften bis 3 m Tiefe berücksichtigt werden, was gegenüber der BZE-Stichprobe einen wesentlichen Vorteil bedeutet. Anhand der für die 100x100 m-Punkte vorliegenden bodenphysikalischen Primärdaten, den regionalisierten Grundwasserflurabständen (Kap. 8.1.1) und modellierten Kohlenstoff- bzw. Humusgehalten wurde die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge nach Renger et al. (2009) berechnet. Für die Schätzung und Regionalisierung der Humusgehalte an den Rasterpunkten entwickelte Russ (2015) auf der Grundlage der aus der BZE-2(a) vorliegenden C-Gehalte und -vorräte einen statistischen Ansatz, bei dem multiple schrittweise Regressionsanalysen, Clusteranalyse sowie das von Breimann

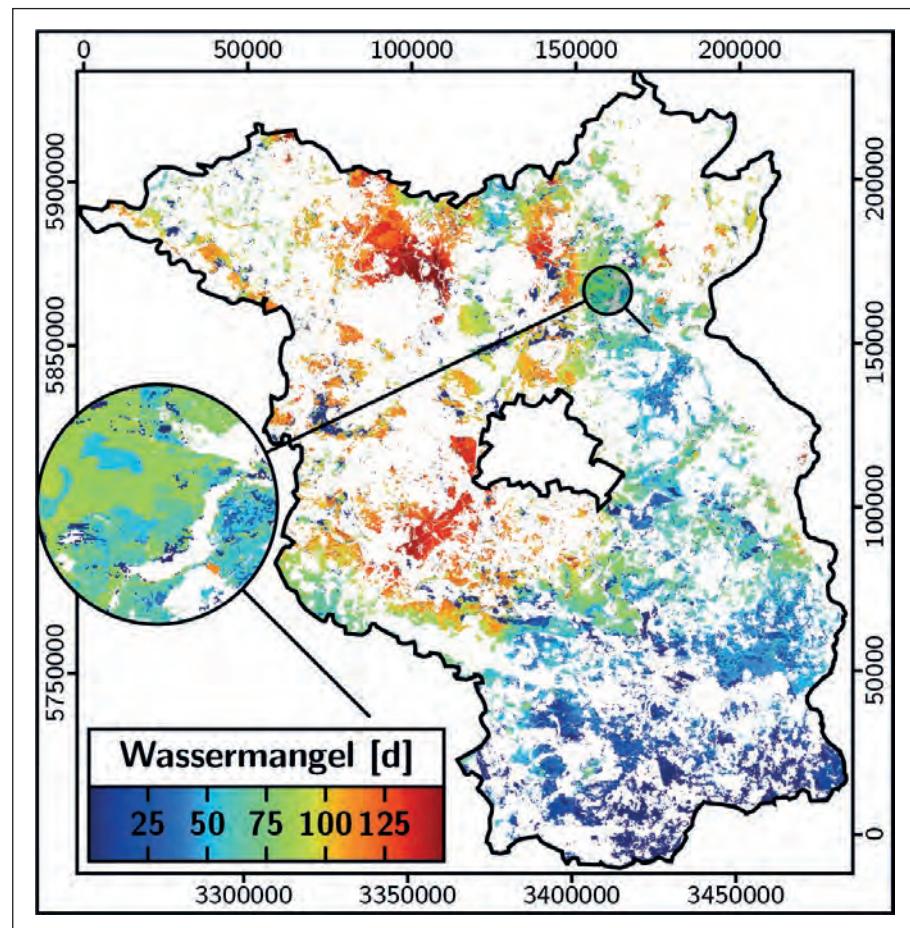


Abb. 8.2.1: Räumliche Verteilung der Anzahl an Trockenstresstagen pro Jahr (Tage mit  $E_{real}/E_{pot} < 0,7$ ) in der Dekade 2001-2010

et al. (1984) entwickelte CART-Verfahren eingesetzt wurden.

Im Ergebnis der Wasserhaushaltsmodellierung mit dem TUB-BGR-Verfahren nach Russ (2015) und in Verbindung mit dem in Kap. 8.1.3 beschriebenen Ansatz zur Schätzung der Anzahl an Trockenstresstagen pro Jahr ergibt sich das in Abb. 8.2.1 dargestellte Kartogramm für die Geamtwaldfläche Brandenburgs. Hierbei wurden die in Kap. 8.1.3 erläuterten, als Mittelwerte der Dekade 2001-2010 modellierten und regionalisierten Klimadaten verwendet. Die Schätzung des Wassermangelquotienten  $E_{real}/E_{pot}$  auf der Basis von szenarischen Klimadaten der Dekaden 2051-2060 und 2091-2100 steht im folgenden Kap. 8.3 im Fokus.

### 8.3 Klimaszenarien – Einfluss auf die Baumartenwahl

#### 8.3.1 Veränderungen des Wasserhaushalts durch Klimawandel

Die mit dem statistischen Regionalmodell WettReg bis zum Jahr 2100 generierten Klimaprojektionen (vgl. Kap. 8.1.3) sind bei Riek et al. (2013) und Riek & Russ (2014) beschrieben. Demnach zeigen sich bei den ausgewerteten Klimakennwerten überwiegend deutliche Unterschiede zwischen den Dekaden 2001-2010, 2051-2060 und 2091-2100. Die Ergebnisse zu Niederschlag, potenzieller Verdunstung und Klimatischer

Wasserbilanz in Tab. 8.3.1 beruhen auf den brandenburgweiten 100x100 m-Rasterpunkten ( $n=1.076.222$ ; vgl. Kap. 8.2), die durch abstandsgewichtete und höhenabhängige Interpolation der Klimadaten von 62 meteorologischen Stationen in und um Brandenburg ermittelt wurden. Insgesamt ist nach diesem Modellszenario zukünftig mit erheblich zunehmendem Wassermangel während der Vegetationszeit zu rechnen.

Nach Tab. 8.3.1 werden sich die modellierten mittleren Jahresniederschläge bis zum Jahr 2100 zwar kaum verändern; die Niederschläge im Winter steigen leicht an und die Niederschläge im Sommer verringern sich etwas. Deutlich dagegen verändert sich die potenzielle Verdunstung. Sie steigt im Vergleich der Dekaden 2001-2010 und 2091-2100 im Sommerhalbjahr um durchschnittlich 60 mm an. Als Differenz von Niederschlag und Verdunstung weist die sommerliche Klimatische Wasserbilanz dementsprechend auf eine starke Zunahme des bereits heute schon vorhandenen Wasserdefizits.

Da der Bodenwasserspeicher als Puffer für Wassermangel wirksam ist, wird diesem insbesondere vor dem Hintergrund der ansteigenden Winterniederschläge eine zunehmende Bedeutung zukommen. Böden mit erhöhten Wasserspeicherkapazitäten, wie zum Beispiel humusreiche Böden und Böden aus bindigem Ausgangssubstrat (aber auch Feinsande im Vergleich zu größeren Sanden) sind im Vorteil, weil sie hohe

**Tab. 8.3.1:** Median, 10- und 90-Perzentil von Niederschlag (Nd), potenzieller Verdunstung ( $E_{pot}$ ) und Klimatischer Wasserbilanz (KWB) jeweils für Gesamtjahr, Sommer- und Winterhalbjahr der Dekaden 2001-2010, 2051-2060 und 2091-2100 (n=1.076.222)

[mm]		2001-2010			2051-2016			2090-2100		
		10-%	Med	90-%	10-%	Med	90-%	10-%	Med	90-%
Nd	Jahr	499	543	594	508	545	588	478	538	570
	So	272	315	373	263	295	331	231	281	315
	Wi	206	224	247	231	250	272	234	255	273
$E_{pot}$	Jahr	530	570	605	553	594	632	584	631	674
	So	420	447	471	441	471	497	474	507	535
	Wi	110	122	135	111	122	135	110	125	142
KWB	Jahr	-84	-21	35	-98	-45	10	-149	-94	-50
	So	-173	-129	-75	-211	-172	-139	-262	-223	-192
	Wi	79	102	130	105	128	154	103	130	157

Mengen des Winterniederschlages speichern und in der Vegetationszeit bei reduzierten Sommerniederschlägen und erhöhten potenziellen Verdunstungsraten den Pflanzen zur Verfügung stellen können. Aus diesem Grund erscheint es unabdingbar, nicht allein die klimatische Wasserbilanz zur Einschätzung von standörtlichem Wassermangel heranzuziehen, sondern bevorzugt Wassermangelindizes, die sich aus

von modellierten Kennwerten des Wasserhaushalts berechnen lassen (Kap. 8.1.3).

Von Riek & Russ (2014) werden auf der Grundlage der Szenariorechnungen mit dem Klimamodell Wett-Reg und dem Wasserhaushaltsmodell TUB-BGR (Kap. 8.1.3) raum-zeitliche Muster des Wasserdefizits ( $E_{real} - E_{pot}$ ) vorgestellt. Bei den Modellszenarien wurden

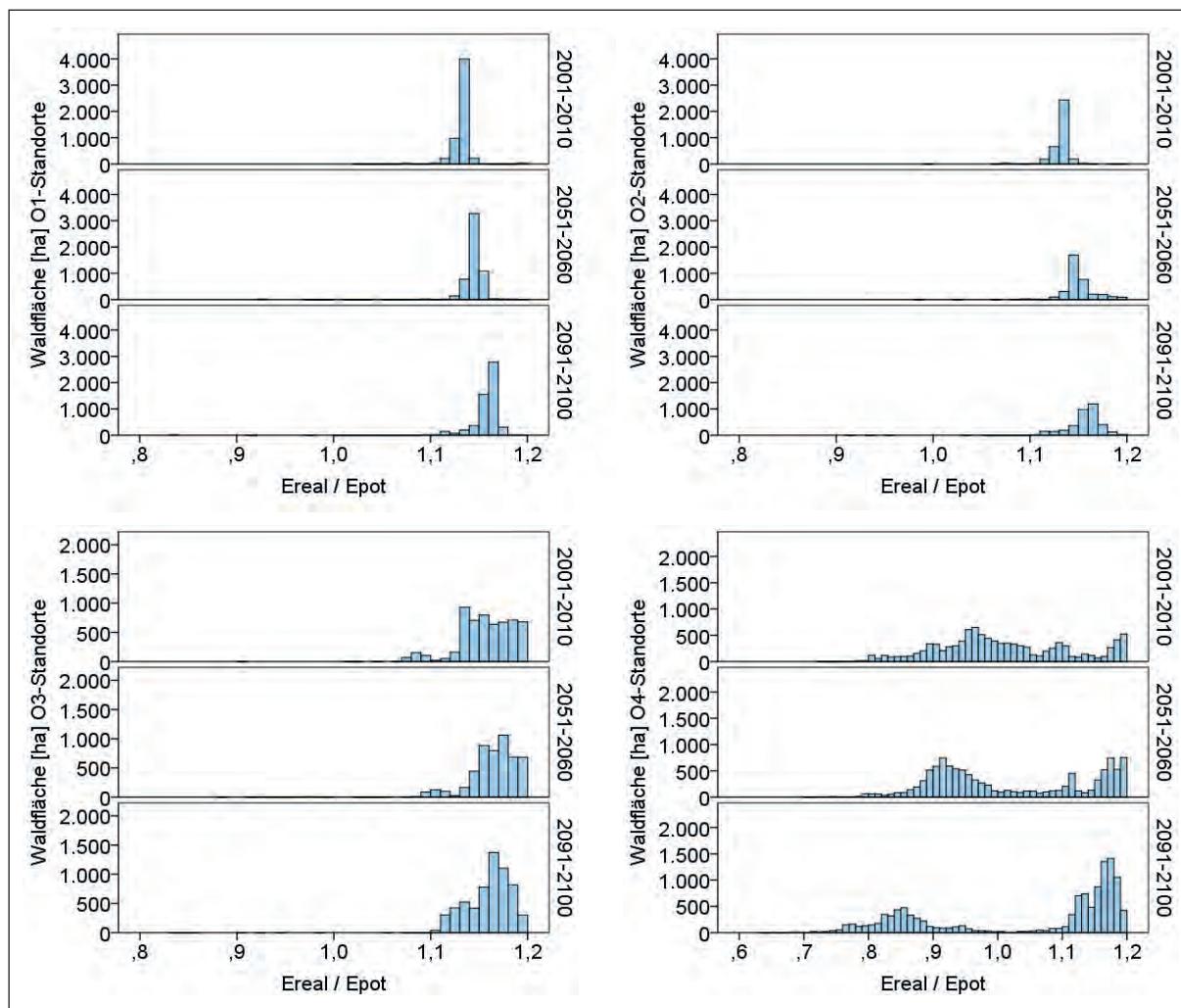


Abb. 8.3.1: Histogramme der szenaristischen  $E_{real}/E_{pot}$ -Quotienten im Vergleich der Dekaden 2001-2010, 2051-2060 und 2091-2100, differenziert für O1-, O2-, O3- und O4-Standorte für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs

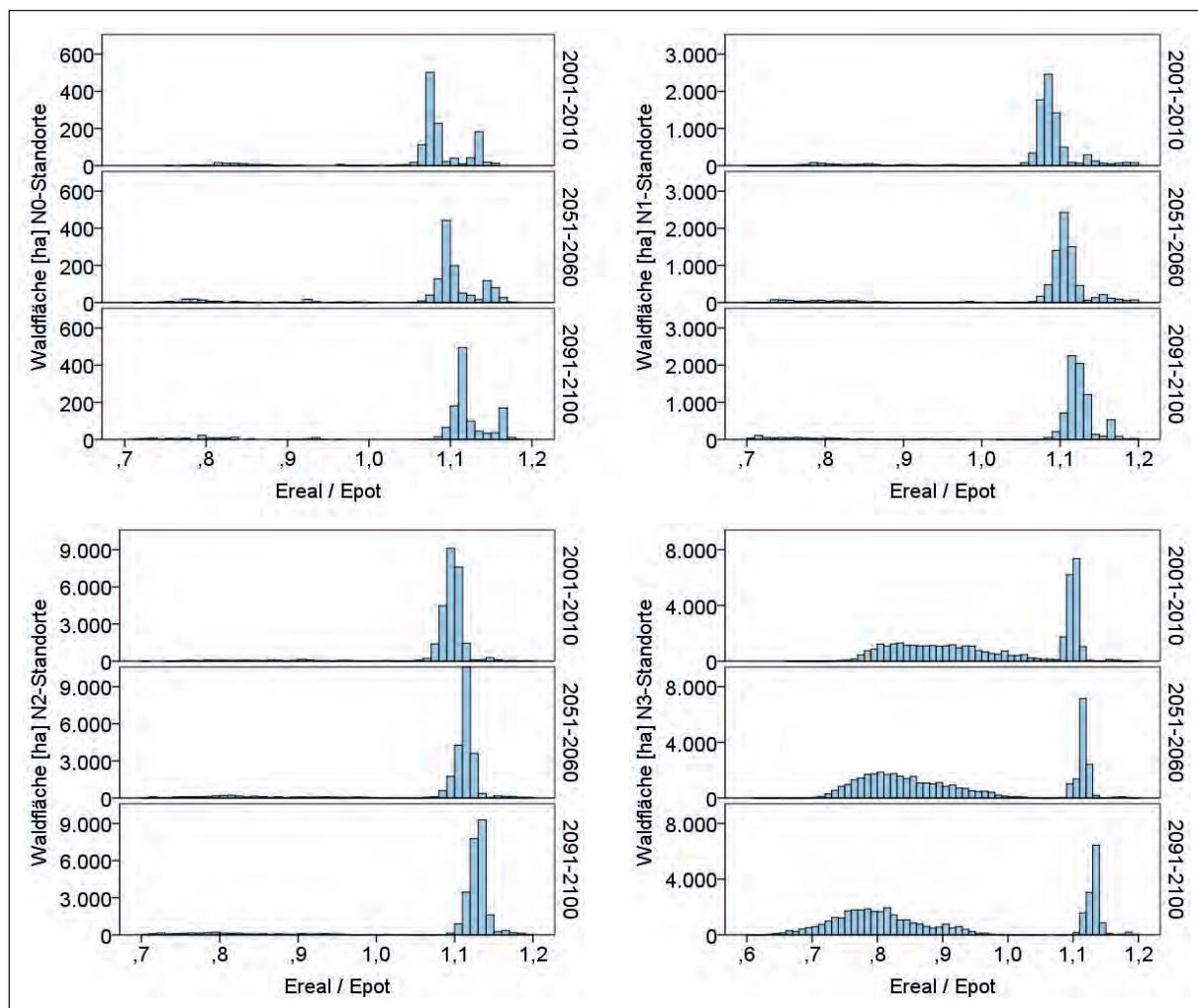


Abb. 8.3.2: Histogramme der szenarischen  $E_{\text{real}}/E_{\text{pot}}$ -Quotienten im Vergleich der Dekaden 2001-2010, 2051-2060 und 2091-2100, differenziert für N0-, N1-, N2- und N3-Standorte für die Gesamtwaldfäche Brandenburgs

die aktuellen Bestandesdaten (Alter, Bestockung) aus Vergleichbarkeitsgründen über die Zeit konstant gehalten. Das Wasserdefizit wird nach diesen Berechnungen bis zum Jahr 2100 regional in unterschiedlichem Ausmaß zunehmen und zu erhöhtem Trockenstress in der Vegetationszeit führen. Anhand der Histogramme des Wassermangelindizes  $E_{\text{real}}/E_{\text{pot}}$  werden in den Abb. 8.3.1 – Abb. 8.3.3 Standorte mit unterschiedlicher Stammfeuchtestufe hinsichtlich der Veränderungen zwischen den Dekaden 2001-2010, 2051-2060 und 2091-2100 verglichen.

Bei den organischen Nassstandorten der Feuchtestufen O1, O2 und O3, die sich durch Grundwasserstände bis maximal 50 cm Tiefe auszeichnen, liegen die Quotienten in allen Dekaden deutlich  $>1$ . Die tatsächliche Verdunstung ( $E_{\text{real}}$ ) der Waldbestände ist hier aufgrund der praktisch unlimitierten Wassernachlieferung aus dem Boden größer als die hier verwendete Grasreferenzverdunstung ( $E_{\text{pot}}$ ). Über die Dekaden nimmt der dargestellte Quotient  $E_{\text{real}}/E_{\text{pot}}$  bei den O1- und O2-Standorten zu, was auf den ansteigenden Transpirationsanspruch der Atmosphäre zurückzuführen ist. Voraussetzung hierfür ist die unterstellte Modellannahme, dass das Grundwasser in Zukunft

nicht unter die minimalen Grundwasserstände des Zeitraums 1960-2010 fällt (vgl. Riek & Russ 2014). Bei den O3-Standorten ist die Streuung der Quotienten insgesamt breiter und über die Zeit ist kaum eine Veränderung festzustellen. Hier wird der Effekt der steigenden potenziellen Verdunstung durch die bereits geringfügig eingeschränkte Verfügbarkeit des Bodenwassers kompensiert. Deutlich limitierender zeigt sich der Bodenwasserhaushalt bei den O4-Standorten mit Grundwasserständen von 0,5 m bis 1,0 m Tiefe. Hier spaltet sich das Kollektiv in Standorte mit Quotienten  $>1$ , bei denen die Wassernachlieferung auch in der Dekade 2091-2100 noch gewährleistet ist, und Standorte mit zunehmender Wasserlimitierung, bei welchen sich die Quotienten dann überwiegend im Bereich von 0,8-0,9 befinden werden. Nach dem in Kap. 8.1.3 dargelegten Zusammenhang zwischen mittlerem jährlichem Quotienten  $E_{\text{real}}/E_{\text{pot}}$  und der Anzahl an Tagen mit Quotienten  $E_{\text{real}}/E_{\text{pot}} < 0,7$  ist bei diesen Standorten an ca. 20 bis 90 Tagen im Jahr von trockenstressbedingten und zuwachslimitierenden Anpassungsreaktionen der Waldbäume auszugehen.

Bei den mineralischen Grundwasserstandorten (N-Standorte) ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei den

organischen Standorten (Abb. 8.3.2). Die Quotienten  $E_{real}/E_{pot}$  sind bei den N0- und N1-Standorten, die sich wie die O1-, O2- und O3-Standorte durch Grundwasserflurabstände <0,5 m auszeichnen, insgesamt etwas niedriger ausgeprägt als bei letzteren. Ein Anstieg der Quotienten über die Zeit ist sowohl bei den N0- und N1-Standorten als auch bei den N2-Standorten, deren Grundwasserflurabstände sich zwischen 0,5 m bis 1,0 m befinden, zu verzeichnen. Sehr deutlich ist die Spaltung innerhalb der N3-Standorte (Grundwasserflurabstand 1,0 m bis 1,8 m) in Standorte mit ausreichender Wassernachlieferung und dementsprechenden Quotienten >1 sowie Standorte mit limitierter Wasserversorgung zu erkennen. Über die Zeit nimmt diese Differenzierung deutlich zu, wobei in der Dekade 2091-2100 minimale  $E_{real}/E_{pot}$ -Werte von <0,7 erreicht werden. An diesen Extremstandorten wäre an mehr als 150 Tagen im Jahr von Zuwachs einschränkungen der Bäume infolge von Anpassungsreaktionen an den Wassermangel (Stomataschluss) auszugehen.

Aus Abb. 8.3.3 gehen die Histogramme der Quotienten  $E_{real}/E_{pot}$  von terrestrischen Standorten und deren Veränderung zwischen den Dekaden 2001-2010, 2051-2060 und 2091-2100 hervor. Prinzipiell sind die His-

togramme der T1-Standorte nahezu deckungsgleich zu denen der N3-Standorte, was aufgrund der identischen Grundwasserflurabstände von 1,0 m bis 1,8 m naheliegend und plausibel ist. Bei den Standorten der Stammfeuchtestufe T2g (Grundwasser in 1,8 bis 3,0 m Tiefe) finden sich kaum noch Ausprägungen des Quotienten  $E_{real}/E_{pot} > 1$ . Zwischen den betrachteten Dekaden reduziert sich der mittlere Quotient hier von 0,84 (2001-2010) auf 0,75 (2091-2100). Damit verdoppelt sich die Anzahl der durchschnittlichen Trockenstress Tage nahezu von 64 auf 123 Tage pro Jahr. Ähnlich liegen die Mittelwerte von  $E_{real}/E_{pot}$  bei den grundwasserfernen T2- bzw. T3-Standorten. Unterschiede der Häufigkeitsverteilungen sind hier lediglich in der aktuellen Dekade 2001-2010 zu erkennen, in der die T2g-Standorte eine stärker rechtsschiefe Verteilung bis hin zu Werten von  $E_{real}/E_{pot} = 1$  aufweisen, während die T2- und T3-Standorte normalverteilt sind. Dieser Unterschied löst sich bei den Werten der szenarischen Dekade 2091-2100 auf. Hier sind die  $E_{real}/E_{pot}$ -Werte beider Feuchtestufen normalverteilt, wobei der Mittelwert bei den T2- bzw. T3-Standorten minimal geringer ist als bei den T2g-Standorten. Bei ersteren muss in einem klimatischen Durchschnittsjahr der Dekade 2091-2100 an 141 Tagen mit Stressreaktionen zur

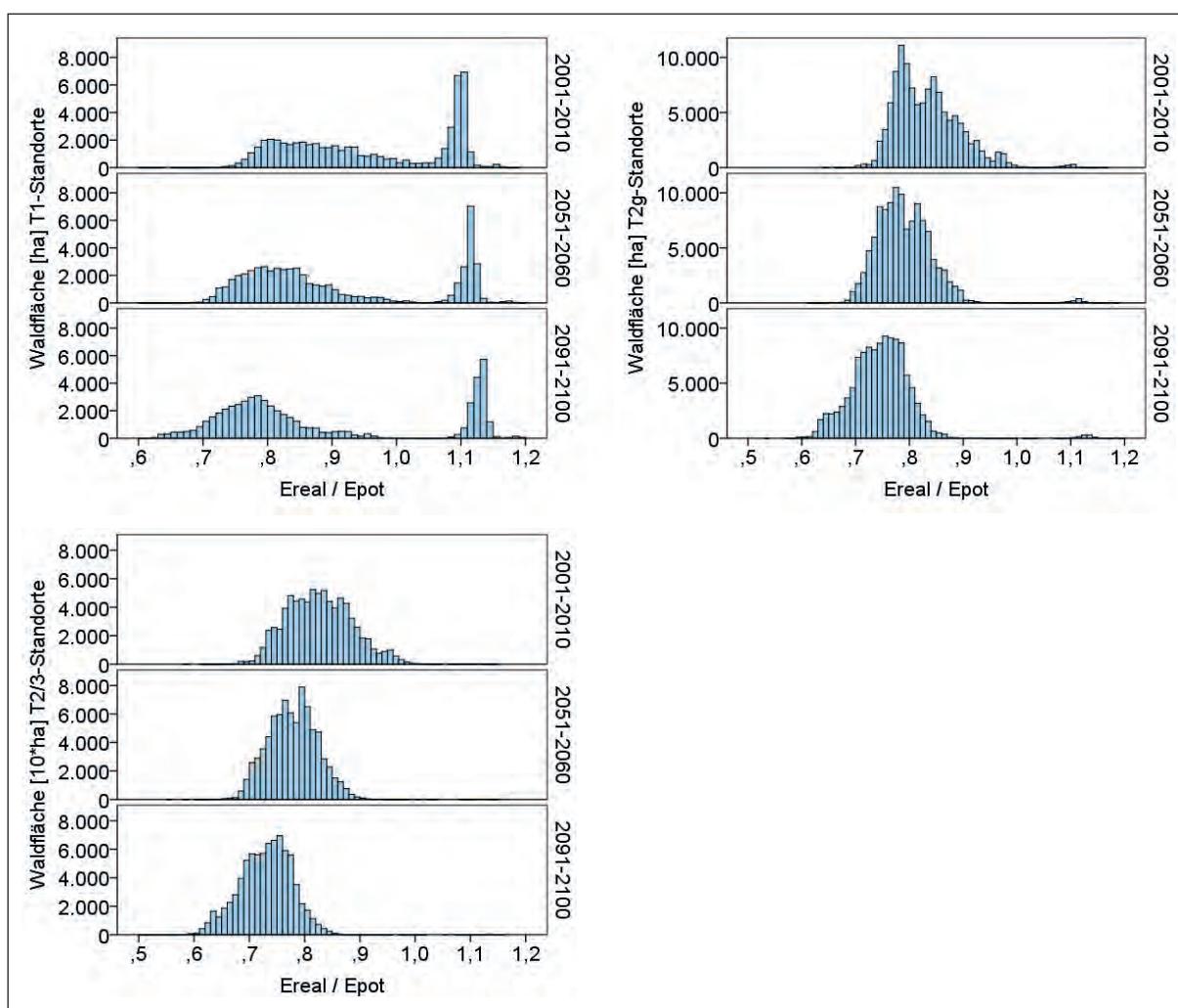


Abb. 8.3.3: Histogramme der szenarischen  $E_{real}/E_{pot}$ -Quotienten im Vergleich der Dekaden 2001-2010, 2051-2060 und 2091-2100, differenziert für T1-, T2g- und T2/3-Standorte für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs

Anpassung an den Wassermangel ausgegangen werden.

### 8.3.2 Anpassung von Bestandeszieltypen an den Klimawandel

Die aus der Wasserhaushaltsmodellierung mit szenarischen Klimadaten resultierenden Modellergebnisse sind für die Kennzeichnung von Risikopotenzialen und die Ableitung möglicher Maßnahmen der Klimaanpassung für die Forstwirtschaft von praktischer Bedeutung. Im Forschungsschwerpunkt „Dynamische Regionalisierung“ war es daher das Ziel, die raum-zeitlichen Muster des aktuellen und des zu erwartenden Wasserdefizits abzuleiten und darauf aufbauend mögliche Konsequenzen für die Baumartenwahl räumlich differenziert für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs zu quantifizieren. Im Fokus stand die Entwicklung eines Planungswerkzeugs der Klimaanpassung für die waldbauliche Praxis.

Bei dem realisierten statistischen Ansatz war es zunächst notwendig, die aktuell praktizierte Baumartenwahl als Funktion von standörtlichen Steuergrößen darzustellen. Darauf aufbauend wurden nach Einsatz von szenarischen Klimadaten bei der Wasserhaushaltsmodellierung entsprechend modifizierte Standortskenngroßen verwendet, um standortspezifische Empfehlungen für eine an den Klimawandel angepasste Baumartenwahl herzuleiten.

**Grundlage für die Kennzeichnung der Baumartenempfehlungen bilden die Angaben zum Bestandeszieltyp, die dem Datenspeicher Wald zu entnehmen sind.** Die Herleitung der standörtlich geeigneten Bestandeszieltypen erfolgt aktuell anhand von qualitativen Angaben der Forstlichen Standortskarte zu Nährkraft, Feuchte und Klima unter Verwendung des Bestandeszieltypenerlasses des Landes Brandenburg (MLUV 2006). Die Zuordnung zwischen Standort und Bestandeszieltyp basiert dabei auf den Prämissen der Standortsgerechtigkeit, Naturnähe sowie einer Wirtschaftszielorientierung, die sich an der Wert- und Volumen-Leistungserwartung der Bestände bemisst. Im Bestandeszieltypenerlass finden sich für jede Kombination aus Nährkraft-, Feuchte- und Klimastufe meist zwischen 5 bis 15 (von insgesamt 46) definierten Bestandeszieltypen, die jeweils für prinzipiell möglich erachtet werden. Die konkrete bestandeweise Planung des Bestandeszieltyps erfolgt im Zuge der Forsteinrichtung. Hierbei stellt der Forsteinrichter zunächst seine Empfehlung aus dem Pool möglicher Bestandeszieltypen vor. Der Revierleiter hat dann in einem nächsten Schritt die Möglichkeit auf diese Empfehlung Einfluss zu nehmen und Einwände geltend zu machen. Insbesondere bei diesem Schritt fließen Erfahrungen des ortskundigen Revierleiters in den Entscheidungsprozess ein, die unter anderem auch durch standörtliche lokale Gegebenheiten empirisch begründet sind. Der auf diese Weise abgeleitete Bestandeszieltyp wird im Datenspeicher Wald abschließend dokumentiert und in der Regel alle 10 Jahre überprüft und ggf. neu festgelegt.

Im konkreten für die Einzelfläche ausgewiesenen Bestandeszieltyp manifestiert sich somit ganz wesentlich das empirische Wissen der Forsteinrichter und Revierleiter. Mit Hilfe von Diskriminanzmodellen lässt sich dieses Wissen numerisch fassen und vereinheitlichen, sodass die lokalspezifischen Standortsbedingungen anschließend im Entscheidungsprozess der Baumartenwahl flächendeckend und in standardisierter Form berücksichtigt werden können. Entsprechende Modelle zur Schätzung der derzeit im Datenspeicher Wald (Stichjahr: 2008) dokumentierten Bestandeszieltypen wurden von Riek & Russ (2014) anhand von regionalisierten Standortseigenschaften für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs entwickelt. Dabei konnten Angaben zum Bestandeszieltyp für 268.796 Punkte des brandenburgweiten 100x100 m-Rasters (Kap. 8.2) verwendet werden. Um maximale Stichprobenumfänge innerhalb der zu schätzenden Gruppen zu gewährleisten, wurden die Bestandeszieltypen nach den **Hauptbaumarten Buche, Eiche, Kiefer und Sonstige Baumarten** zusammengefasst. Ausschlaggebend für die Gruppierung der Bestandeszieltypen war die dominierende Baumart, die nach der Betriebsregelungsanweisung zur Forsteinrichtung im Landeswald (BRA-Brandenburg; LFE 2000) mit mehr als 50 % am Bestandeszieltyp beteiligt ist. Des Weiteren wurden die Bestandeszieltypen danach gruppiert ob die Baumart **Buche** als **Haupt- oder Mischbaumart** kommt oder nicht.

Gemäß des prinzipiellen Ansatzes der forstlichen Standortskennzeichnung wurden in den Diskriminanzanalysen Kennwerte des Wasser-, Wärme- und Nährstoffhaushaltes als potenzielle Trenngrößen zwischen den Baumarten berücksichtigt. Unter Verwendung der Klimadaten der Dekade 2001-2010 erfolgte die Durchführung von vier Diskriminanzanalysen für die Hauptbaumarten sowie einer Diskriminanzanalyse für die Buche als Mischbaumart auf der Grundlage der 268.796 Rasterpunkte umfassenden Stichprobe. Die Baumarten Buche, Eiche, Kiefer und sonstigen Baumarten gingen jeweils als dichotomisierte Zielvariablen in die Analysen ein. Für ihre Gruppenzuordnung wurden in Abhängigkeit von den Standortseigenschaften Zuordnungswahrscheinlichkeiten geschätzt. Nach Ermittlung der Diskriminanzmodelle wurden diese in einem zweiten Auswertungsschritt angewandt, um für die Waldfläche ohne Angaben zum Bestandeszieltyp (807.426 Rasterpunkte) Wahrscheinlichkeiten für die Hauptbaumarten bzw. das Vorkommen der Buche als Haupt- oder Mischbaumart des Bestandeszieltyps anhand der diskriminierenden Standortsparameter zu schätzen.

In den Diskriminanzanalysen erfolgte die Berücksichtigung des **Wärmeaushalts** anhand von 11 Hauptkomponenten, die statistisch mittels Hauptkomponentenanalyse aus insgesamt 67 Wärmeaushalteskennwerten abgeleitet wurden. Im Einzelnen handelt es sich um etablierte ökologisch begründete Indikatoren, welche beispielsweise auf Grundlage von Durchschnittswerten, Temperaturschwellenwerten und

Wärmesummen berechnet werden konnten (vgl. Riek et al. 2013). Der **Wasserhaushalt** wurde ausschließlich durch das modellierte Wasserdefizit als Differenz von tatsächlicher und potenzieller Evapotranspiration berücksichtigt. Bei der Modellierung wurde ein einheitliches Bestandesalter von 100 Jahren angenommen. Zur Kennzeichnung des **Nährstoffhaushaltes** wurden die Nährkraftstufen nach SEA95 (Schulze 1996) herangezogen. Die standörtliche Nährkraft wurde hierbei anhand der Feinbodenformen in Form von insgesamt 25 rangskalierten Stufen von reich bis arm (R1, R2, ..., A4, A5) semiquantitativ parametrisiert.

Bei den durchgeführten Diskriminanzanalysen nehmen die folgenden Steuergrößen signifikant Einfluss auf die Baumartenwahl:

1. Wasserdefizit  $E_{\text{real}} - E_{\text{pot}}$
2. Temperatursumme bis zum Zeitpunkt 15.04., ermittelt durch Addition der gewichteten Tagesmitteltemperaturen  $>0^{\circ}\text{C}$  ab Jahresbeginn (Gewichtung im Januar mit Faktor 0,5; im Februar mit Faktor 0,75; ab März mit Faktor 1)
3. Minimale Tagesmitteltemperatur
4. „Spätfrostsumme“ (=Summe der Tagesminimumtemperaturen aller Tage mit Tagesminimumtemperatur  $<0^{\circ}\text{C}$  in den Monaten April und Mai)
5. Fünftelnährkraftstufe (A5, A4, ..., R2, R1)

Die genannten fünf Trenngrößen wurden – in den Fällen 1. bis 4. als langjährige Mittelwerte – einheitlich in allen baumartenspezifischen Diskriminanzmodellen eingesetzt. Durch sie werden zwischen 62 % und 85 % der Gruppenzugehörigkeiten korrekt klassifiziert (Riek & Russ 2014). Da der Standort bei der Findung des Bestandeszieltyps vor Ort nur eines von mehreren Entscheidungskriterien darstellt und beispielsweise in Abwägung mit wirtschaftlichen Zielen in manchen Fällen nachgeordnet wird, erscheint diese Trefferquote absolut befriedigend. Im Ergebnis liegen für alle Punkte des brandenburgweiten 100x100 m-Rasters Wahrscheinlichkeiten für die Anbauempfehlung der Baumarten Kiefer, Eiche, Buche und die Gruppe der sonstigen Baumarten als Hauptbaumart sowie Buche als Haupt- oder Mischbaumart des Bestandeszieltyps vor. Umso geringer die Empfehlungswahrscheinlichkeit, desto höher ist das Risiko bei der Entscheidung für einen entsprechenden Bestandeszieltyp. Der Klimawandel ist hierbei noch nicht berücksichtigt.

Unter dem Begriff „**Dynamische Bestandeszieltypen**“ wurden in einem weiteren Schritt **klimawandelangepasste Baumartenempfehlungen** auf standörtlicher Grundlage abgeleitet. Hierzu flossen die Kennwerte des Wasser- und Wärmehaushalts, die mit Hilfe des WettReg-Szenarios A1B für die Dekaden 2051-2060 und 2091-2100 berechnet wurden (Kap. 8.3.1), in die generierten Entscheidungsmodelle ein um er-

neut prozentuale Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die Baumarten zu ermitteln. In den linearen Diskriminanzmodellen führte die Verwendung der szenariischen Klimadaten allerdings zum Teil zu ausreißenden Diskriminanzwerten, welche die Gruppenzuordnung dann fraglich erscheinen ließen. Daher wurde für die Schätzung der Bestandeszieltypen für die Dekaden 2051-2060 und 2091-2100 das Klassifikationsbaumverfahren der CHAID-Analyse (Kass 1980) verwendet. Bei der Entwicklung des Klassifikationsbaums gingen die Gruppenzugehörigkeiten aller Punkte der Dekade 2001-2010 und dieselben Prädiktoren wie bei der vorangegangenen Diskriminanzanalyse ein. Die Modellbewertung erfolgte durch Kreuzvalidierung.

Es ist zu beachten, dass das genetische und physiologische Anpassungspotenzial der Baumarten bei diesem Ansatz möglicherweise nicht hinreichend berücksichtigt ist, da das statistische Entscheidungsmodell auf dem bislang vorliegenden Wissen zu den Standorts-Leistungsbezügen der Baumarten, wie sie aktuell bei der Baumartenwahl zugrunde gelegt werden, basiert. Gleichwohl stellen die Ergebnisse einen ersten Ansatz dar, das aktuelle Wissen zum regionalen Klimawandel mit dem auf Versuchen und Praxiserfahrung beruhenden empirischen Wissen zur standörtlichen Baumartenwahl zu verknüpfen. Das methodische Vorgehen ist insofern als charakteristischer transdisziplinärer Prozess zu sehen (Riek & Russ 2014).

**Die ermittelten Empfehlungswahrscheinlichkeiten können für unterschiedliche Aggregierungsebenen abgerufen werden und geben dem Praktiker eine erste Hilfestellung für die Baumartenwahl im Klimawandel. So lassen sich bislang angestrebte Bestandeszieltypen bzw. Zielbaumarten hinsichtlich ihrer Passfähigkeit mit den zu erwartenden lokalen Klimabedingungen auf wissenschaftlich fundierter Grundlage überprüfen. Für die Nutzbarkeit durch Forstpraktiker müssten die aktuell nur als SPSS-Rasterdaten vorliegenden Befunde in ein anwenderfreundliches Programmtool überführt werden. Dem generierten Output könnten Empfehlungswahrscheinlichkeiten der untersuchten Baumarten(gruppen), deren qualitative Bewertung, Angaben zur Variabilität innerhalb der Straten sowie zur Sicherheit der Schätzung entnommen werden. Es wird empfohlen, die Praxistauglichkeit des Ansatzes zunächst in einer geeigneten Testregion zu überprüfen. Hierbei sollte insbesondere untersucht werden, auf welchen Skalenebenen der originär für großflächige Aussagen auf Ebene der Wuchsbezirke entwickelte Ansatz zur Unterstützung der waldbaulichen Planung im Forstrevier eingesetzt werden kann.**

Die Befunde des dargestellten statistischen Ansatzes werden in den Kartogrammen in Abb. 8.3.4 – Abb. 8.3.7 veranschaulicht. Zu beachten ist hierbei, dass die farblich unterschiedlichen Bereiche keine ökologischen Standortsgrenzen sondern das ökonomisch-waldbaulich interessante Standortsspektrum zeigen. Die prozentualen Zuordnungswahrscheinlichkeiten sind im

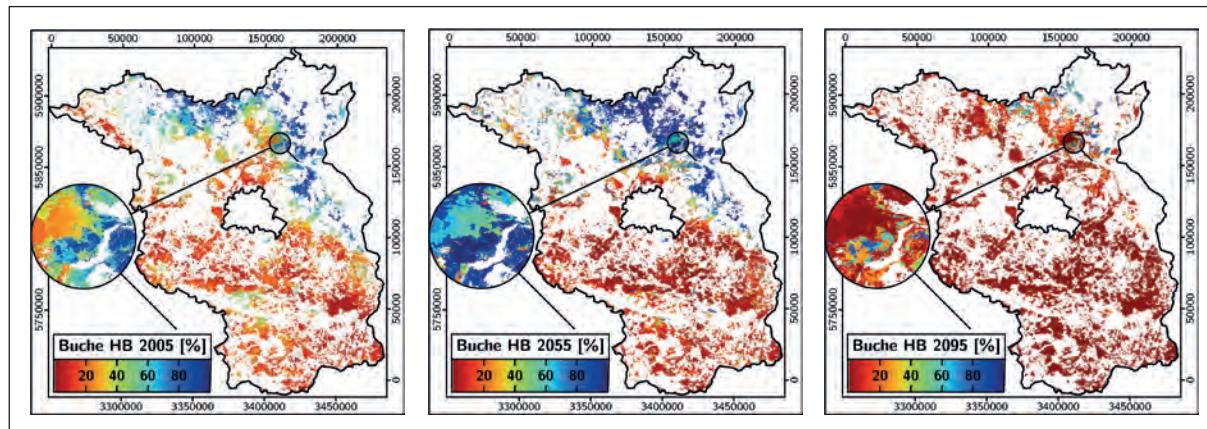


Abb. 8.3.4: Statistische Empfehlungswahrscheinlichkeit der Baumart Buche als Hauptbaumart des Bestandeszieltyps basierend auf Klimadaten der Dekade 2001-2010, 2051-2060 und 2091-2100

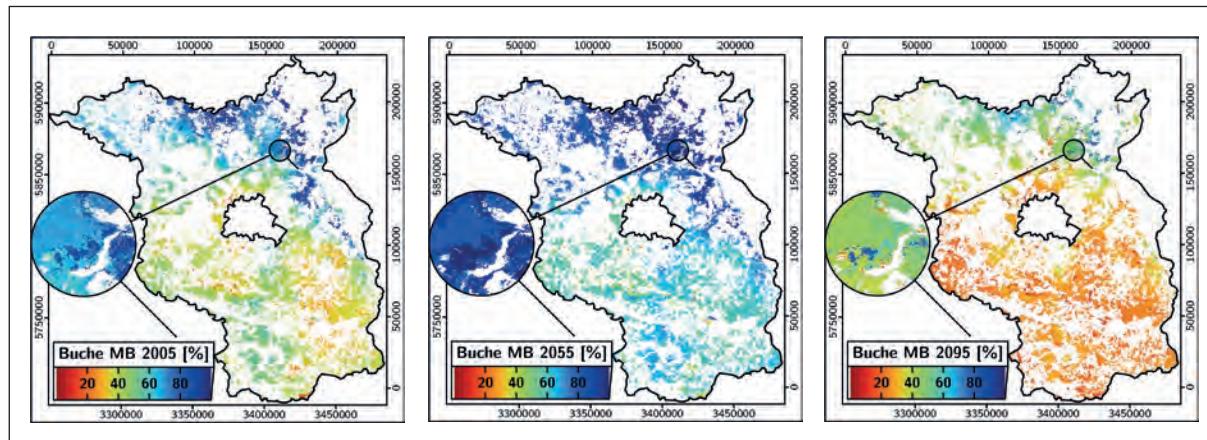


Abb. 8.3.5: Statistische Empfehlungswahrscheinlichkeit der Baumart Buche als Haupt- oder Mischbaumart des Bestandeszieltyps basierend auf Klimadaten der Dekade 2001-2010, 2051-2060 und 2091-2100

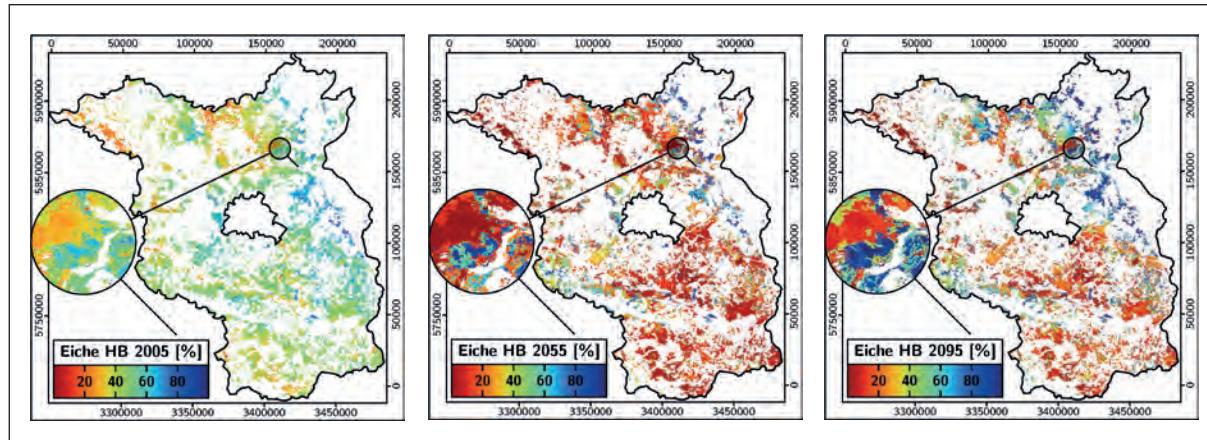


Abb. 8.3.6: Statistische Empfehlungswahrscheinlichkeit der Baumart Eiche als Hauptbaumart des Bestandeszieltyps basierend auf Klimadaten der Dekade 2001-2010, 2051-2060 und 2091-2100

statistischen Sinne als durchschnittliche Bestandeszieltypempfehlung aller in Brandenburg am Entscheidungsprozess beteiligten Akteure zu interpretieren und stehen für deren auf standörtlicher Grundlage objektiviertes und standardisiertes Erfahrungswissen. Die dargestellten Kartogramme lassen plausibel interpretierbare Tendenzen erkennen. Demnach nimmt die Empfehlungswahrscheinlichkeit für Buche zunächst zu (Dekade 2051-2060). Gründe hierfür sind die im

Modell zum Tragen kommenden milderer Winterhalbjahre, geringeren Spätfröste und die nur moderate Zunahme von Wassermangel. Gegen Ende des Jahrhunderts entfaltet hingegen Wassermangel seine limitierende Bedeutung und es kommt zu einer starken Reduktion der Empfehlungswahrscheinlichkeit für Buche. Darüber hinaus ist zu erkennen, dass es auch in der Dekade 2091-2100 größere Flächenanteile geben wird, die sich für Bestandeszieltypen mit Buchendomi-

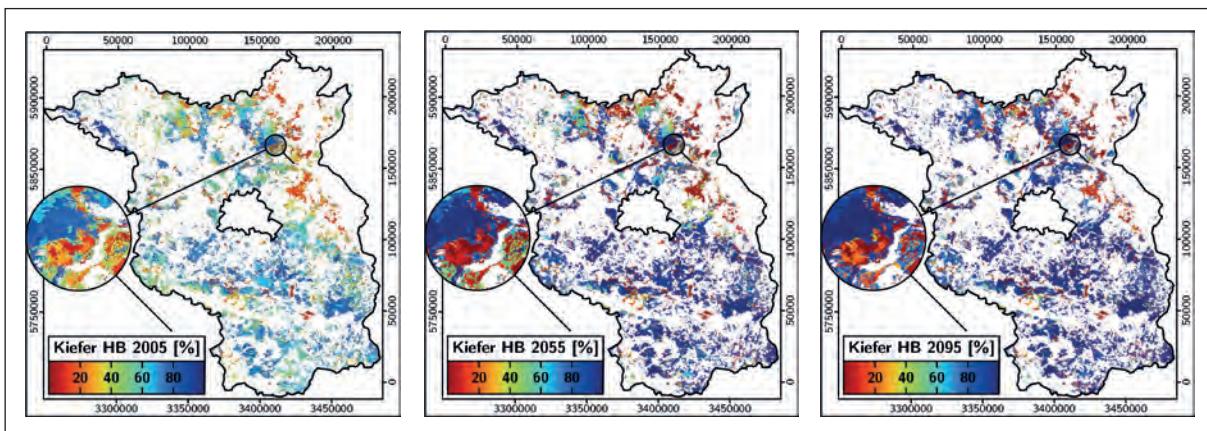


Abb. 8.3.7: Statistische Empfehlungswahrscheinlichkeit der Baumart Kiefer als Hauptbaumart des Bestandeszieltyps basierend auf Klimadaten der Dekade 2001-2010, 2051-2060 und 2091-2100

nanz eignen werden. Die Aufgabe der aktuellen Waldumbauplanung sollte es daher sein, diese Areale beim Waldumbau mit Buche priorität zu behandeln.

### 8.3.3 Standortsabhängiges Gesamtrisiko

Im Fokus des Forschungsschwerpunktes „Dynamische Regionalisierung“ stand unter anderem die Abgrenzung von Risikogebieten im Land Brandenburg. Hierzu sollten im Kontext des lokalen Klimawandels standörtliche Stressfaktoren zur territorialen Abgrenzung von Bereichen mit erhöhtem Störungspotenzial herangezogen werden. Entsprechende Analysen erfolgten bereits auf der Grundlage von regionalisierten Kennwerten des Wärmehaushalts und sind bei Riek et al. (2012, 2013) dokumentiert. Anhand der Veränderungen von Hauptkomponenten des Wärmehaushalts zwischen den Dekaden 2001-2010, 2051-2060 und 2091-2100 wurde ein Indikator des Störungspotenzials abgeleitet und für die Waldfläche Brandenburgs regionalisiert. Hinter dem hierbei realisierten Ansatz stand die grundsätzliche Idee, dass Veränderungen des Wärmehaushalts negative Auswirkungen auf die Stabilität der brandenburgischen Waldökosysteme haben können und das lokale Störungspotenzial umso größer ist, desto intensiver diese Veränderungen sein werden. In dem für die Risikobewertung abgeleiteten Algorithmus wurden die nach dem WettReg-Szenario A1B zu erwartenden zeitlichen Veränderungen bis zur Mitte bzw. bis zum Ende dieses Jahrhunderts in Relation zur aktuellen räumlichen Streubreite der Kenngrößen des Wärmehaushaltes gesetzt. Die Bewertung des aus den zeitlichen Veränderungen resultierenden Störungspotenzials erfolgte somit im Relativmaßstab zum regionalen Spektrum des Wärmehaushaltes. Da die räumliche Spanne der Standortseigenschaften insbesondere des Wärmehaushalts und das damit korrespondierende (natürliche) Baumartenspektrum innerhalb Brandenburgs eine dem Praktiker vertraute und anschauliche Größe darstellt, erlaubt der berechnete Indexwert, der sich auf eben diese Spanne bezieht, eine nachvollziehbare Einschätzung des mit den zu erwartenden Veränderungen einhergehenden Störungspotenzials. Die zwischen den Dekaden 2001-2010 und 2051-2060 zu erwartenden Veränderungen des

Wärmehaushalts machen nach diesen Auswertungen 85 % von dessen aktueller regionaler Variation aus. Bis zum Ende des Jahrhunderts (Dekade 2091-2100) sind mit 176 % der aktuellen regionalen Streubreite Bedingungen zu erwarten, die etwas in Brandenburg völlig Neues darstellen. Das Ausmaß des Störungspotenzials wurde in Form von Kartogrammen dargestellt. Alle Auswertungen finden sich im Detail bei Riek et al. (2013).

Eine Verknüpfung dieser Ergebnisse zum Wärmehaushalt mit räumlich hoch aufgelösten Risikoindikatoren zu potentiell Wassermangel und Trockenstress – ggf. unter Berücksichtigung des Nährstoffhaushaltes – sollte in Folgeauswertungen durchgeführt werden. Hierbei ergaben sich jedoch grundlegende Schwierigkeiten, da in einem integrierenden Ansatz die (baumartenspezifische) Gewichtung der für die drei Standortselemente Wärme-, Wasser- und Nährstoffhaushalt stehenden Kennwerte unbekannt ist. Daher wird im Folgenden ein grundsätzlich anderer Ansatz in Form eines indirekten Indikators des standörtlichen Risikos durch Klimawandel gewählt. Grundgedanke ist, dass dieses Risiko unmittelbar in dem in Kap. 8.3.2 dargestellten Wandel der Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die untersuchten Baumarten zum Ausdruck kommt. Es wurden somit für jede Baumart der Betrag der Differenz der Empfehlungswahrscheinlichkeiten in den Dekaden 2001-2010 und 2091-2100 und daraus gewichtete Mittelwerte berechnet. Die Gewichtung der Differenzen erfolgte baumartenspezifisch in der Reihenfolge ihrer Empfehlungswahrscheinlichkeit in der Dekade 2001-2010. Die Baumart mit der höchsten Empfehlungswahrscheinlichkeit wurde mit Faktor 4 gewichtet, die mit der geringsten mit Faktor 1. Die beiden Baumarten mit mittlerer Empfehlungswahrscheinlichkeit wurden mit Faktor 2 gewichtet.

Die Formel zur Berechnung des Indexwertes lautet demnach wie folgt:

BZT-Risiko-Index=

$$\begin{aligned} & [(IProb_{Bu_{2001-2010}} - Prob_{Bu_{2091-2100}}) * Gew_{Bu} \\ & + (IProb_{Ei_{2001-2010}} - Prob_{Ei_{2091-2100}}) * Gew_{Ei} \\ & + (IProb_{Ki_{2001-2010}} - Prob_{Ki_{2091-2100}}) * Gew_{Ki} \\ & + (IProb_{Sonstige_{2001-2010}} - Prob_{Sonstige_{2091-2100}}) * \\ & \quad Gew_{Sonstige}] \\ & / (Gew_{Bu} + Gew_{Ei} + Gew_{Ki} + Gew_{Sonstige}), \end{aligned}$$

wobei  $Prob_{Bu}$  (... $Prob_{Ei}$ ,  $Prob_{Ki}$ ,  $Prob_{Sonstige}$ ) = Empfehlungswahrscheinlichkeit Buche (...Eiche, Kiefer, Sonstige Baumarten);  $Gew_{Bu}$  (... $Gew_{Ei}$ ,  $Gew_{Ki}$ ,  $Gew_{Sonstige}$ ) = Gewichtungsfaktor für Buche (...Eiche, Kiefer Sonstige Baumarten)

Dieser Indexwert bringt in integrierender Form den forstlich relevanten Aspekt des durch den Klimawandel bedingten Standortswandels zum Ausdruck. Entsprechend seiner Herleitung stehen hohe Werte für ein erhöhtes Risiko, wenn die waldbauliche Planung mit den herkömmlich ausgewiesenen Bestandeszieltypen arbeitet und diese nicht an die klimawandelbedingten Standortsveränderungen anpasst. Bei niedrigen Werten wäre eine Bewirtschaftung ohne „Dynamisierung“ der konventionellen Bestandeszieltypen hingegen weniger risikoreich. Im Folgenden wird dementsprechend der Begriff „BZT-Risiko-Index“ verwendet. Aus dem Histogramm in Abb. 8.3.8 geht hervor, dass die Veränderung der prozentualen Empfehlungswahrscheinlichkeiten zwischen den Dekaden 2001-2010 und 2091-2100

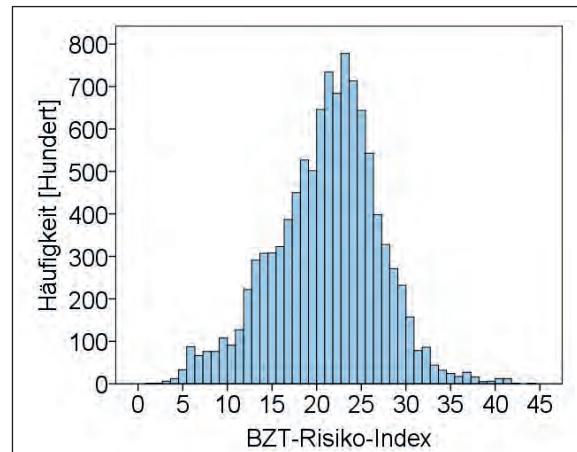


Abb. 8.3.8: Histogramm des „BZT-Risiko-Index“ (vgl. Text)

im Mittel bei 22 % liegt. Die Werte variieren überwiegend zwischen 13 % und 28 % (10- bzw. 90-Perzentil).

Das Kartogramm in Abb. 8.3.9 zeigt die regionale Verteilung des BZT-Risiko-Indexes. Im Gegensatz zu den allein aufgrund der Veränderungen des Wärmehaushalten von Riek et al. (2013) abgeleiteten Störungspotenzialen erweist sich der über alle Standortselemente integrierende Index als wesentlich kleinräumiger variierend. Großräumige Muster der Temperaturkenngrößen, wie sie Riek et al. (2013) beschreiben, werden hier durch die lokal und kleinräumig variierenden

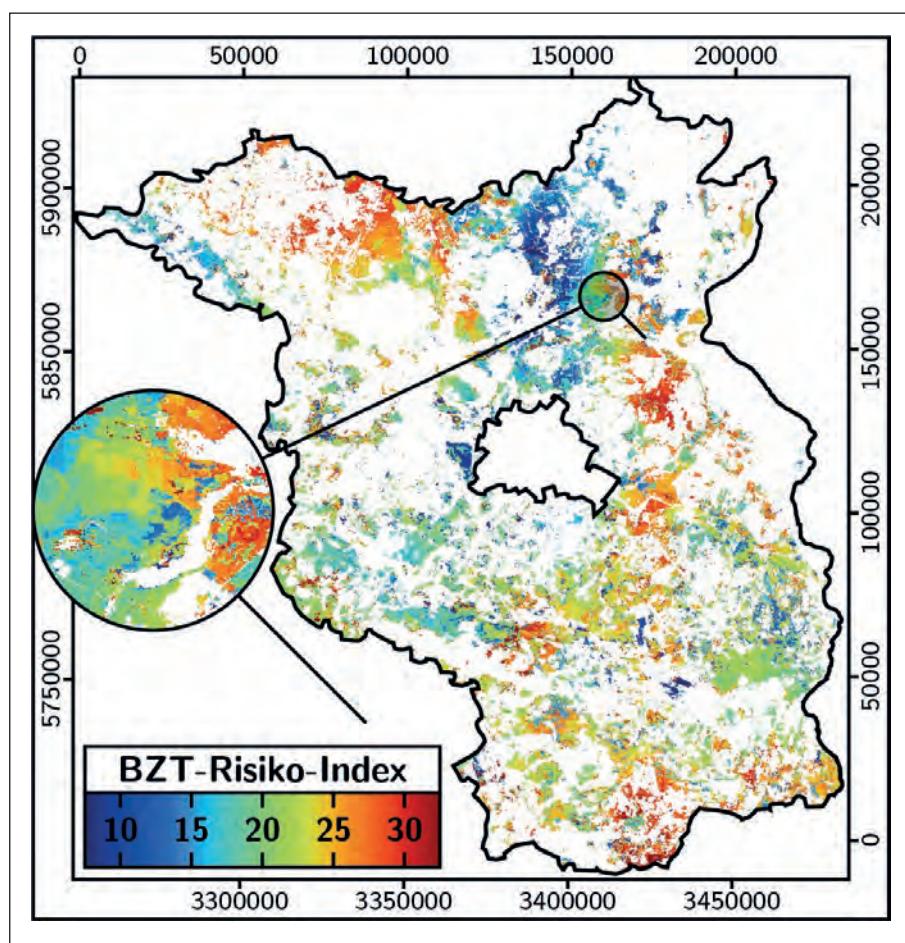


Abb. 8.3.9: Kartogramm des „BZT-Risiko-Index“ (vgl. Text)

standörtlichen Kenngrößen überlagert. Gleichwohl fallen einige größere blau gekennzeichnete Gebiete auf, in denen die Kiefer insbesondere aufgrund der standörtlich geringen Nährkraft aktuell schon die wahrscheinlichste Hauptbaumart ist und demgemäß von vergleichsweise geringen Veränderungen der Anbauempfehlungen durch Klimawandel auszugehen ist.

**Im Folgenden werden die dargelegten Befunde der Regionalisierung noch stärker in die Nomenklatur der Forstlichen Standortserkundung (SEA95) eingebunden, um deren unmittelbare Handhabung durch die Praxis als Hilfestellung bei der Baumartenwahl zu ermöglichen. Grundlage bilden die Stratifizierung von Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die unterschiedlichen Hauptbaumarten des Bestandeszieltyps und deren Änderung durch Klimawandel nach Stammnährkraft-, Wasserhaushalt- und Klimastufen. Letztlich sollen die wichtigsten Stammstandortsformengruppen hin-**

sichtlich relevanter Veränderungen bei den Baumartenempfehlungen zwischen den Dekaden 2001-2010 und 2091-2100 eingestuft werden. Vor diesem Hintergrund zeigen die Darstellungen in Abb. 8.3.10 zunächst für alle Klimastufen die Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die Hauptbaumarten der Bestandeszieltypen nach Standortsgruppen im Vergleich der Dekaden 2001-2010 und 2091-2100. Bei der Buche lässt sich erkennen, dass die Empfehlungswahrscheinlichkeit grundsätzlich mehr oder weniger abnimmt. Lediglich im Bereich der nährstoffreichen Standorte bleibt die Empfehlungswahrscheinlichkeit bei den mineralisch sehr frischen bis terrestrisch trockenen Standorten auf hohem Niveau erhalten. Die aktuell hohen Empfehlungswahrscheinlichkeiten auf terrestrischen K-Standorten nehmen um etwa die Hälfte ab. Auf den mineralisch nassen bis sehr frischen K-Standorten ist die Abnahme der Empfehlungswahrscheinlichkeit für Buche als Hauptbaumart sogar noch deutlicher ausgeprägt. Gegen null tendieren die Emp-

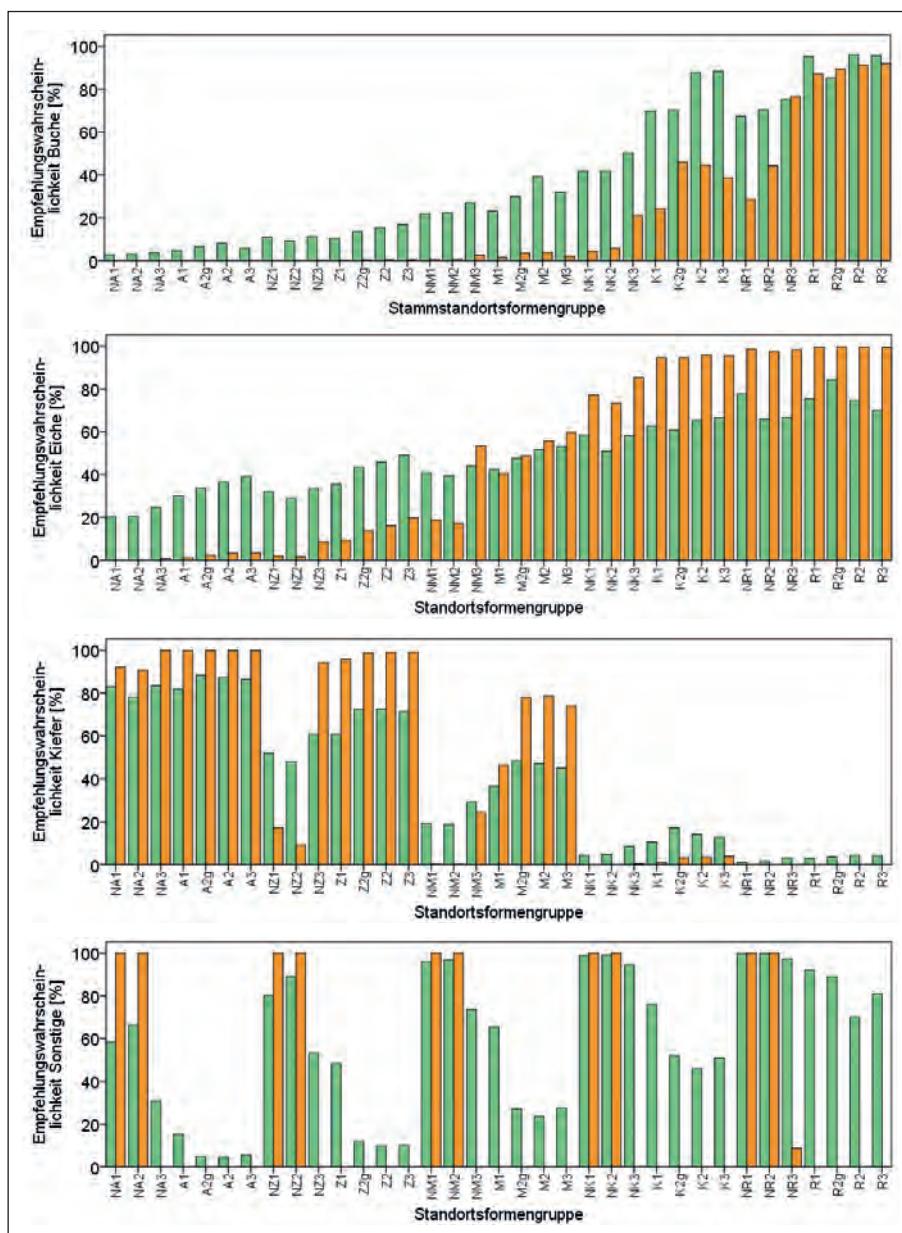


Abb. 8.3.10: Empfehlungswahrscheinlichkeiten für Buche, Eiche, Kiefer und sonstige Baumarten nach Standortsformengruppen im Vergleich der Dekaden 2001-2010 (hellgrün) und 2091-2100 (orange); alle Klimastufen

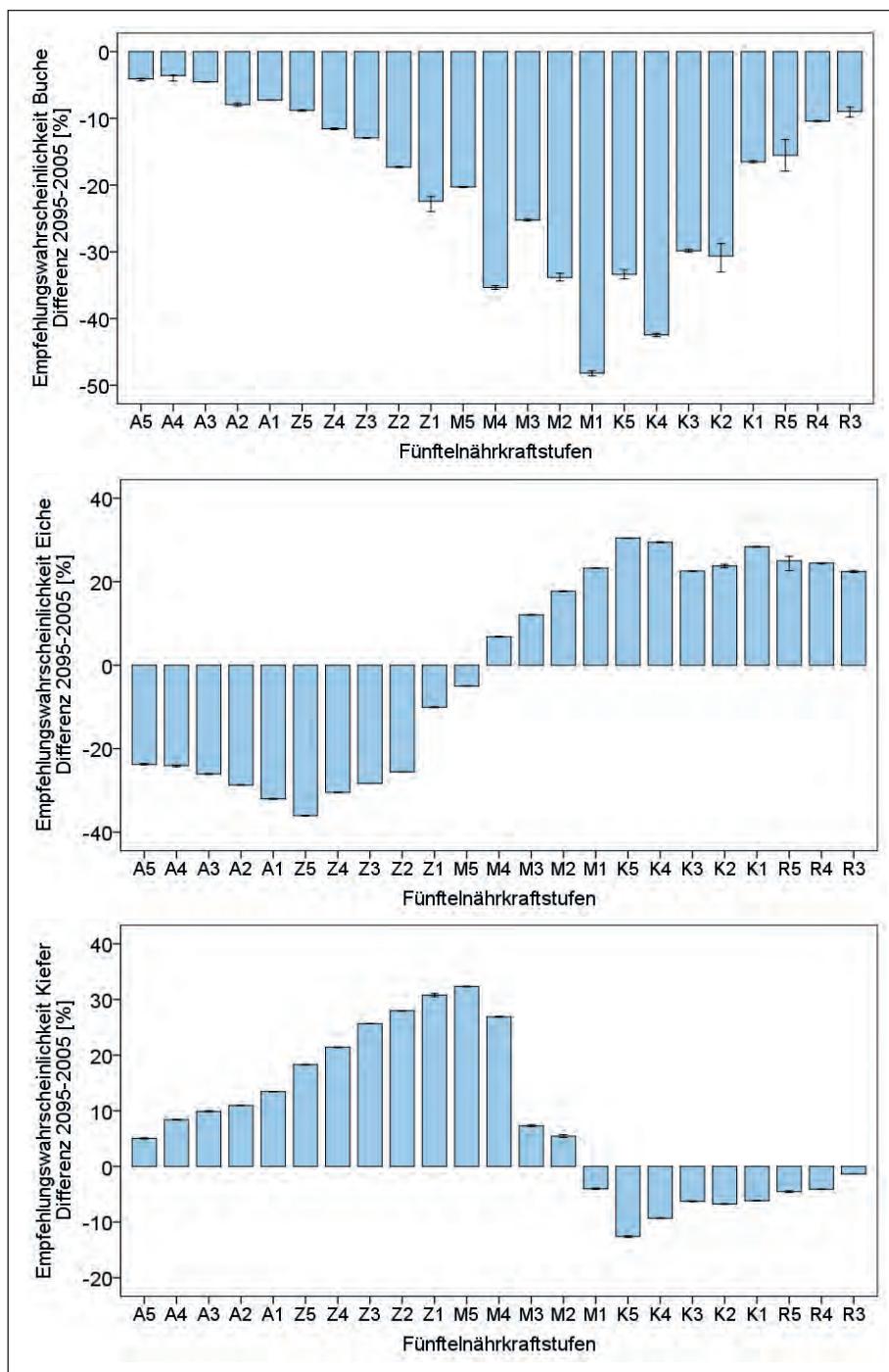


Abb. 8.3.11: Veränderung der prozentualen Empfehlungswahrscheinlichkeit für Buche, Eiche und Kiefer als Hauptbaumart des Bestandeszieltyps zwischen den Dekaden 2001-2010 und 2091-2100 in Abhängigkeit von der Fünftelnährkraftstufe (Mediane und 95 %-Konfidenzbereiche)

fehlungswahrscheinlichkeiten auf M- und Z-Standorten, bei denen Sie aktuell (Dekade 2001-2010) im Durchschnitt aller Rasterpunkte noch zwischen 10 % und 40 % liegen. Bei der Hauptbaumart Eiche nehmen die Empfehlungswahrscheinlichkeiten im M- bis R-Bereich teilweise deutlich zu, insbesondere in dem Standortspektrum, in dem sie auch aktuell schon relativ hoch liegen. Im nassen und feuchten M-Bereich sowie grundsätzlich auf Z- und A-Standorten reduziert sich die Empfehlungswahrscheinlichkeit für Eiche deutlich mit abnehmender Nährkraft. In diesem Nährkraftspektrum erhöht sich indes die Empfehlungswahrscheinlichkeit für die Hauptbaumart Kiefer, die bereits aktuell schon hoch liegt. Ausnahme bilden die nassen

und feuchten Standortsausprägungen der Z-Standorte, wo sich die aktuell mäßig hohen Empfehlungswahrscheinlichkeiten tendenziell stark reduzieren und dann im Übergang zu den K- und R-Standorten sowohl aktuell als auch unter Einbeziehung des Klimawandels bei Werten nahe 0 % liegen. Für die sonstigen Hauptbaumarten werden aktuell grundsätzlich hohe Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die nassen bis frischen Standorte sowie nährstoffkräftigen und reichen Standorte ermittelt. Unter Einbeziehung des Klimawandels betrifft dieses allerdings nur noch die nassen und feuchten Standorte, auf denen die Empfehlungswahrscheinlichkeiten im nährstoffarmen Fall sogar deutlich zunehmen. Es kann davon ausgegan-

gen werden, dass hinter den besonders hohen Empfehlungswahrscheinlichkeiten vor allem Erlenbestände stehen. Die Ergebnisse zu den sonstigen Baumarten sind dennoch kaum praxisrelevant interpretierbar, da sich unter dieser Kategorie auch andere Baumarten mit jeweils ganz unterschiedlichen Standortsansprüchen einordnen. Daher wird die Gruppe der Sonstigen Baumarten in den folgenden Auswertungen nicht mehr weiter berücksichtigt.

Eine genauere Differenzierung der zu erwartenden Veränderungen bei der Bestandeszieltypenplanung hinsichtlich der standörtlichen Nährkraft erlaubt die Stratifizierung der Empfehlungswahrscheinlichkeiten nach Fünftelnährkraftstufen. Die Stratifizierung der Unterschiede zwischen den Empfehlungswahrscheinlichkeiten in der Dekade 2001-2010 und 2091-2100 ist in Abb. 8.3.11 dargestellt. Negative Werte bedeuten, dass sich die Empfehlungswahrscheinlichkeit für die jeweilige Baumart und Fünftelnährkraftstufe durch Klimawandel reduziert; positive Werte stehen für eine Zunahme der entsprechenden Empfehlungswahrscheinlichkeit. Tendenziell nimmt demnach die Empfehlungswahrscheinlichkeit für Buche im Mittel über alle Klimastufen und Standortgruppen ab. Die Abnahme ist vor allem im besseren M-Bereich bis schlechteren K-Bereich (M2-K4) ausgeprägt, wo aktuell (Dekade 2001-2010) die höchsten Empfehlungswahrscheinlichkeiten vorliegen. Bei der Eiche ist im A- und Z-Bereich sowie bis zu den M5-Standorten von einer Abnahme der Empfehlungswahrscheinlichkeiten (zugunsten der Kiefer) auszugehen. Die Abnahme ist bei den A1- und Z5-Standorten maximal. Ab den M4-Standorten nehmen die Empfehlungswahrscheinlichkeiten für Eiche bei Berücksichtigung des Klimawandels zu, wobei die Zunahme im K4- bis K5-Bereich am stärksten ist. Bei der Kiefer nimmt die Empfehlungswahrscheinlichkeit bei Berücksichtigung des Klimawandels zunächst kontinuierlich von den A5- bis zu den M5-Standorten zu. Ab Fünftelnährkraftstufen von M3 und schlechter sinken die Differenzen der Empfehlungswahrscheinlichkeit zwischen den betrachteten Dekaden wieder und nehmen ab M1 negative Werte an. Das heißt, dass ab dieser Fünftelnährkraftstufe die aktuelle Empfehlungswahrscheinlichkeit höher ist als diejenige, welche sich bei Berücksichtigung des zu erwartenden Klimawandels errechnet.

Anhand der Darstellungen in Abb. 8.3.12 – Abb. 8.3.14 werden die aktuellen Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die Hauptbaumarten der Bestandeszieltypen (X-Achse) und deren tendenzielle Veränderungen bei Einbeziehung des Klimawandels (Y-Achse) nach Stammstandortsformengruppen und Klimastufen differenziert visualisiert. Die Lage der Kürzel für die Standortsgruppen im Achsenkreuz ergibt sich aus den jeweiligen Gruppenmedianen. Dabei sind die Straten aus Stammstandortsformengruppe und Klimastufe innerhalb von Brandenburg sehr unterschiedlich belegt. Insbesondere im Bereich der Klimastufe f finden sich vergleichsweise nur sehr wenige Rasterpunkte, sodass die Repräsentativität für diesen Klimabereich deutlich geringer ist als für die Regionen der Klimastufen m

und t. Die Stichprobenumfänge aller Straten sind Tab. 8.3.2 zu entnehmen. Unter Berücksichtigung der Stichprobenumfänge und berechneten Medianen von aktuellen Empfehlungswahrscheinlichkeiten (Stichzeitraum: Dekade 2001-2010) sowie deren Änderungen bei Berücksichtigung des Klimawandels (Stichzeitraum: Dekade 2091-2100) geben die Darstellungen eine Übersicht der standortsabhängig bei der waldbaulichen Planung zu berücksichtigenden Klimawandeleinflüsse. In den Darstellungen begrenzen die Koordinatenachsen vier Quadranten, die wie folgt definiert sind:

**Quadrant I:** Die Baumart ist hier (als Hauptbaumart des Bestandeszieltyps) bereits aktuell von größerer Bedeutung und wird im Zuge des Klimawandels noch weiter an Bedeutung zunehmen.

**Quadrant II:** Die Baumart ist aktuell (als Hauptbaumart des Bestandeszieltyps) von geringer Bedeutung, wird aber im Zuge des Klimawandels an Bedeutung gewinnen.

**Quadrant III:** Die Baumart ist aktuell (als Hauptbaumart des Bestandeszieltyps) von geringer Bedeutung und wird durch den Klimawandel noch weiter an Bedeutung verlieren.

**Tab. 8.3.2: Anzahl der Rasterpunkte nach Klimastufe und Stammstandortsformengruppe**

Standortsgruppe	Klimastufe		
	f	m	t
NA1/2	52	1.368	1.941
NA3	44	2.142	4.155
A1	23	2.166	5.807
A2g	17	6.947	15.091
A2/3	43	20.905	28.766
NZ1/2	105	5.484	3.649
NZ3	184	7.997	8.614
Z1	476	8.817	14.049
Z2g	1.098	19.118	37.704
Z2/3	8.566	145.053	183.222
NM1/2	91	4.047	5.216
NM3	213	4.700	6.151
M1	569	7.492	11.209
M2g	1.388	16.052	16.118
M2/3	13.665	169.420	154.287
NK1/2	65	3.166	5.973
NK3	111	2.488	3.630
K1	218	3.024	1.775
K2g	161	1.758	1.144
K2/3	4.514	39.549	19.373
NR1/2	43	1.151	2.971
NR3	3	532	246
R1	108	334	349
R2g	0	31	138
R2/3	255	3.415	1.091

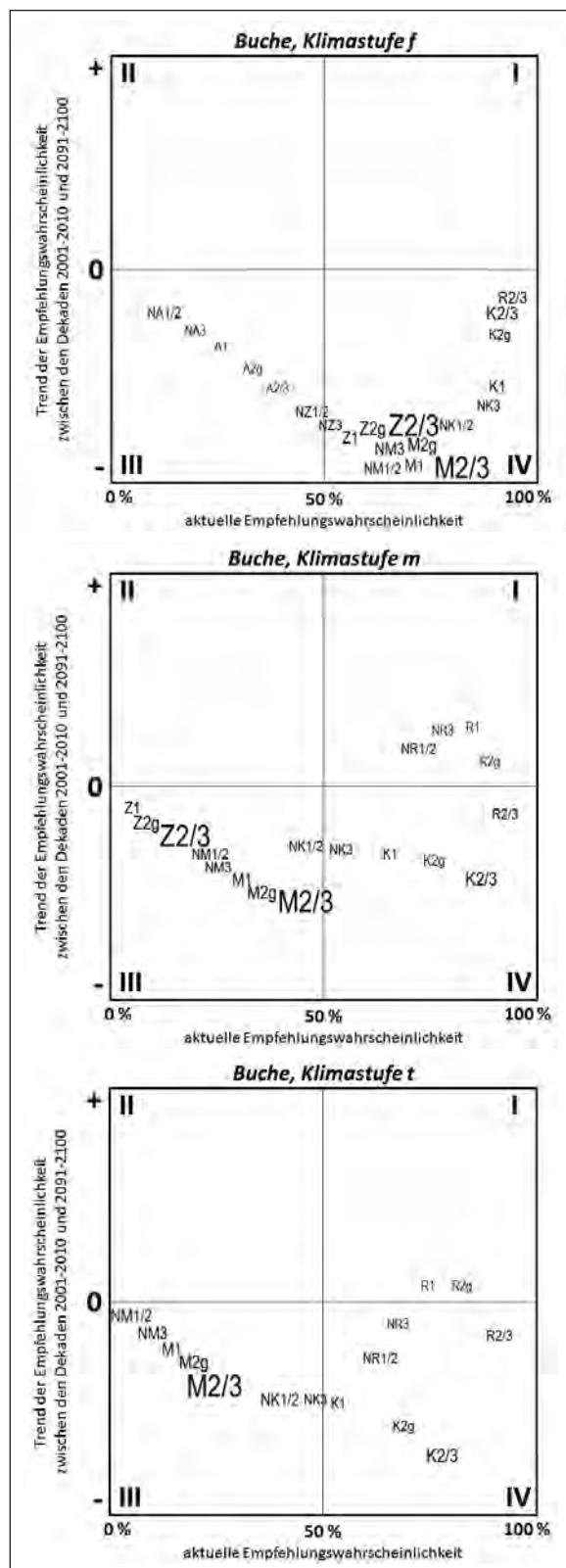


Abb. 8.3.12: Lage der Stammstandortsformengruppen hinsichtlich der aktuellen Empfehlungswahrscheinlichkeit der Hauptbaumart Buche und Trend der Veränderung bei Berücksichtigung des Klimawandels zwischen den Dekaden 2001-2010 und 2091-2100 für die Klimastufen f, m und t; Schriftgröße der Codes entspricht dem Flächenanteil der Standortsgruppe innerhalb der Klimastufe (vgl. Tab. 8.3.2)

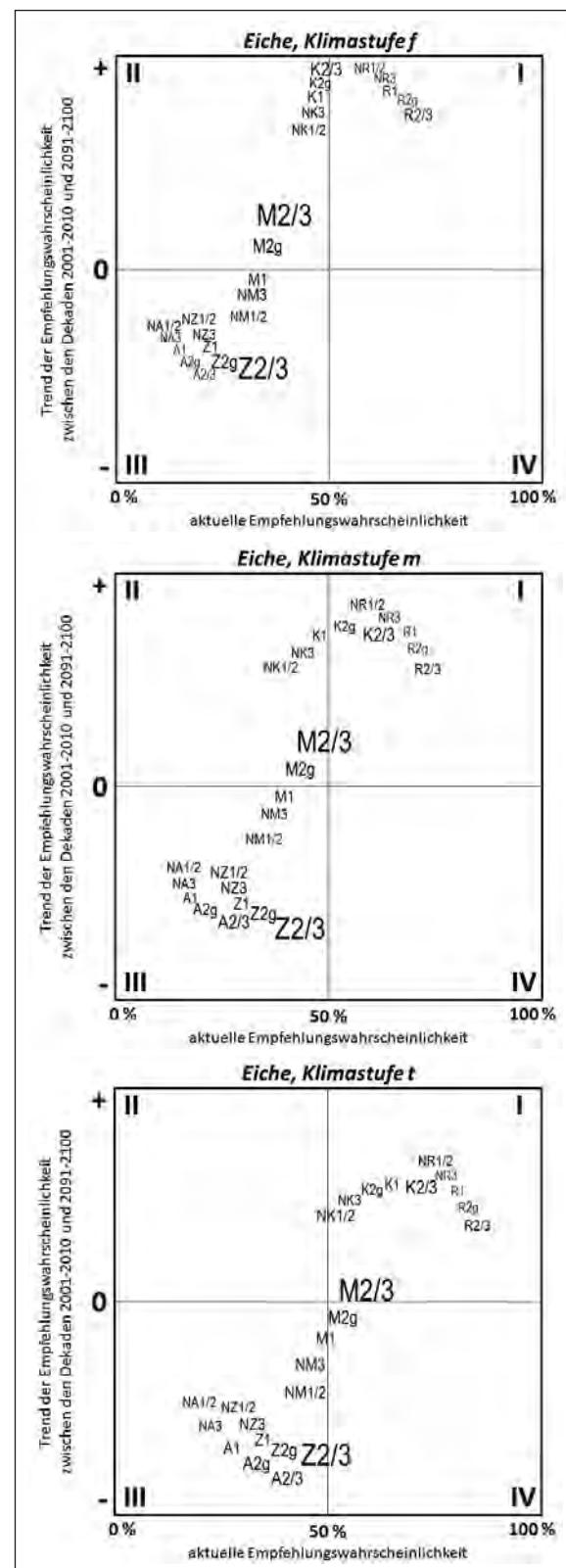
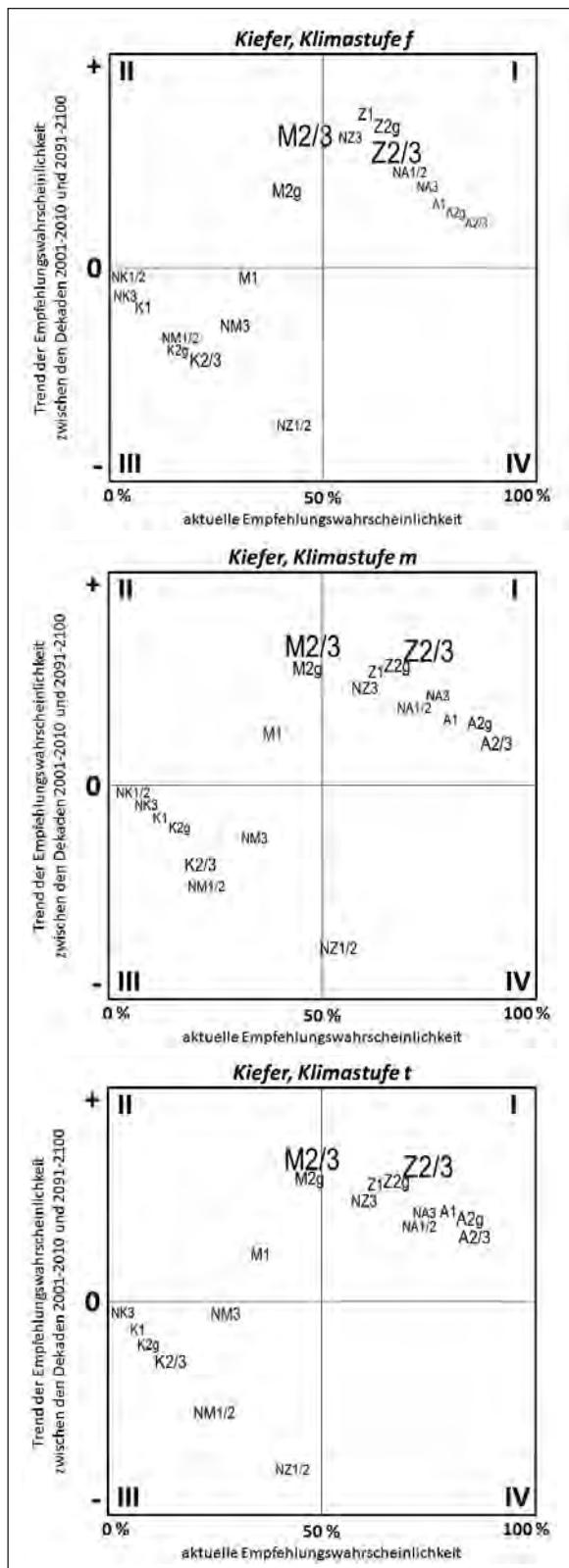


Abb. 8.3.13: Lage der Stammstandortsformengruppen hinsichtlich der aktuellen Empfehlungswahrscheinlichkeit der Hauptbaumart Eiche und Trend der Veränderung bei Berücksichtigung des Klimawandels zwischen den Dekaden 2001-2010 und 2091-2100 für die Klimastufen f, m und t; Schriftgröße der Codes entspricht dem Flächenanteil der Standortsgruppe innerhalb der Klimastufe (vgl. Tab. 8.3.2)



Quadrant IV: Die Baumart ist aktuell (als Hauptbaumart des Bestandeszieltyps) von größerer Bedeutung, wird aber im Zuge des Klimawandels an Bedeutung verlieren.

Die in Abb. 8.3.12 – Abb. 8.3.14 für die Standortsgruppen gewählte Schriftgröße entspricht deren Flächenanteil im jeweiligen Klimabereich (Tab. 8.3.2). Damit sind die jeweils besonders relevanten Standortsbereiche unmittelbar zu erkennen.

Abb. 8.3.14: Lage der Stammstandortsformengruppen hinsichtlich der aktuellen Empfehlungswahrscheinlichkeit der Hauptbaumart Kiefer und Trend der Veränderung bei Berücksichtigung des Klimawandels zwischen den Dekaden 2001-2010 und 2091-2100 für die Klimastufen f, m und t; Schriftgröße der Codes entspricht dem Flächenanteil der Standortsgruppe innerhalb der Klimastufe (vgl. Tab. 8.3.2)

# 9 Baumvitalität und Bodenzustand

Die folgenden Auswertungen zielen darauf ab, plausibel interpretierbare Zusammenhänge zwischen den Kennwerten der Baumvitalität und den Bodeneigenschaften zu identifizieren. Für die Einschätzung der Baumvitalität an den BZE-Punkten wurden die im Rahmen der regulären Waldzustandserhebung (WZE) nach bundesweit standardisiertem Vorgehen (ICP 2006) erhobenen Kennwerte herangezogen<sup>3</sup>. Im Einzelnen standen punktbezogene Mittelwerte der prozentualen Kronenverlichtung, des Anteils deutlicher Schäden, der Vergilbungsstufe von Nadeln und Blättern sowie der Intensität von Fruktifikation und biotischen Schäden durch Insekten und Pilze zur Verfügung. Aus Repräsentativitätsgründen reduzieren sich die Darstellungen auf die Baumart Kiefer. Die verwendeten Kennwerte beziehen sich auf die Zeiträume der BZE-1 und BZE-2(a) und umfassen 3-jährige Mittelwerte der Erhebungsjahre 1991-1993 bzw. 2006-2008. Es wurden alle BZE-Punkte einbezogen an denen für den jeweiligen Zeitraum mindestens 15 Ansprachen, d. h. mindestens 5 Erhebungsbäume, existieren. BZE-Punkte, an denen die Erhebungsbäume sehr große Spannen des Baumalters umfassen, wurden aus der Stichprobe entfernt. Dieses betrifft für den Inventurzeitraum 2006-2008 drei und für den Zeitraum 1991-1993 zwei Punkte. An diesen Punkten treten Altersunterschiede der Kiefer von 40-70 Jahren auf. **Insgesamt liegen somit für die Erhebungsperiode der BZE-1 an 126 Inventurpunkten Kronenzustandsdaten als dreijährige Mittelwerte vor und für die BZE-2 an 128 Punkten.**

Ferner wurden die WZE-Ergebnisse des Jahres 2018 herangezogen, um mögliche Standortseinflüsse auf den Kronenzustand speziell in diesem **extremen Trockenjahr** zu identifizieren. Entsprechende Auswertungen zeigten jedoch keine signifikanten Resultate und werden daher nicht weiter ausgeführt. Dieser Befund ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Kiefer zum Zeitpunkt der Kronenansprache im Juli 2018 die Trockenstresssituation, wie sie am Ende der Vegetationszeit herrschte, noch nicht ausreichend abbildete (MLUL 2018). Zudem ist zu beachten, dass der Stichprobenumfang der WZE 2018 deutlich geringer ist als in den Perioden 1991-1993 und 2006-2008, was die Absicherung von möglichen Zusammenhängen erschwert. Da seit 2009 nur die Inventurpunkte des 16x16 km-Inventurnetzes erfasst werden, finden sich in dieser Stichprobe lediglich 33 BZE-Punkte mit jeweils mindestens fünf Kiefern unter den Erhebungsbäumen.

<sup>3</sup> Unser Dank gilt den Kollegen Dr. Reinhard Kallweit und Dr. Rainer Hentschel für die Zusammenstellung der benötigten Daten aus der Waldzustandserhebung

## 9.1 Beschreibung der WZE-Daten

Die Histogramme der prozentualen Nadelverluste im Zeitraum von BZE-1 und BZE-2(a) gehen aus Abb. 9.1.1 hervor. Der Median der Nadelverluste befindet sich in der ersten Periode bei 20,9 % und in der zweiten bei 17,7 %. Auffällig ist, dass im Zeitraum der BZE-2(a) besonders hohe Nadelverluste (>35 %) kaum noch zu verzeichnen sind und auch die Streuung der punktbezogenen Mittelwerte insgesamt abgenommen hat. So verringerten sich die Variationskoeffizienten von 50 % zur Zeit der BZE-1 auf 31 % zur Zeit der BZE-2(a).

Ergänzend zeigt Abb. 9.1.2 das Histogramm der Anteile an Bäumen mit deutlichen Schäden. Dieses sind definitionsgemäß Bäume der Schadstufen 2 bis 4. Wie aus dem Streudiagramm in Abb. 9.1.3 hervorgeht nimmt ab etwa 10 % Nadelverlust auch der Anteil in den Schadstufen 2 bis 4 stark zu. Im Bereich geringer Kronenverlichtung differenziert der prozentuale Nadelverlust jedoch stärker als der Anteil deutlicher Schäden. Der Fokus der folgenden Auswertungen wird daher auf den prozentualen Nadelverlust gelegt.

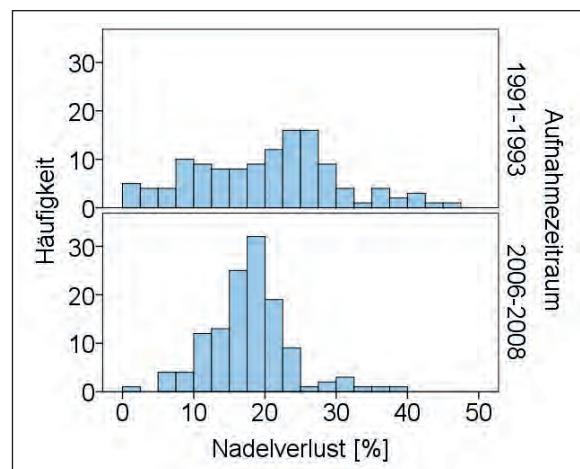


Abb. 9.1.1: Histogramme des prozentualen Nadelverlustes von Kiefern zur Zeit der BZE-1 (Aufnahmen 1991-1993) und BZE-2(a) (Aufnahmen 2006-2008)

In der Gegenüberstellung der prozentualen Nadelverluste beider Inventurzeiträume zeigt sich, dass die Kronenverlichtung der Bäume mit geringeren Nadelverlusten zugenommen und die der Bäume mit stärkeren Nadelverlusten abgenommen hat. Dieses kommt einer zunehmenden Nivellierung des Kronenzustandes auf mittlerem Niveau gleich (Abb. 9.1.4). Der zu beobachtende Anstieg des Nadelverlustes muss im Zusammenhang mit dem Bestandesalter gesehen werden. Im Altersbereich bis ca. 40 Jahre besteht ein

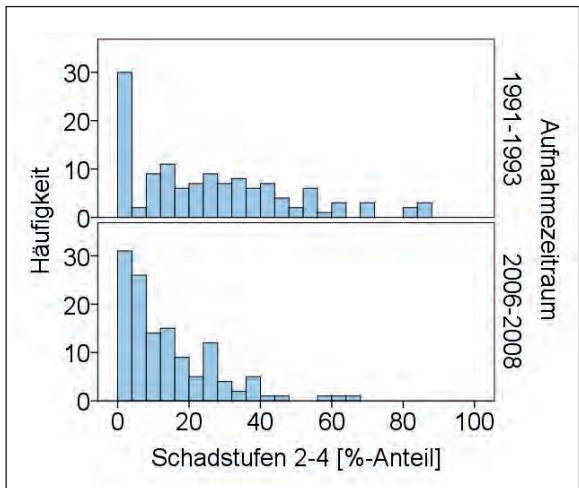


Abb. 9.1.2: Histogramme des Anteils der Bäume in Schadstufe 2-4 („deutlich geschädigte“ Bäume) zur Zeit der BZE-1 (Aufnahmen 1991-1993) und BZE-2(a) (Aufnahmen 2006-2008)

der Nadelverluste bei den Beständen mit geringer Kronenverlichtung zur Zeit der BZE-1, die überwiegend mit den jüngeren Beständen der Stichprobe korrespondieren.

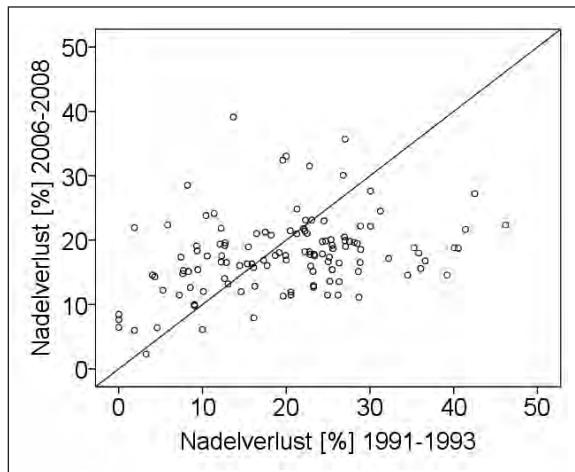


Abb. 9.1.4: Streudiagramm der prozentualen Nadelverluste von Kiefern in den Perioden 1991-1993 und 2006-2008

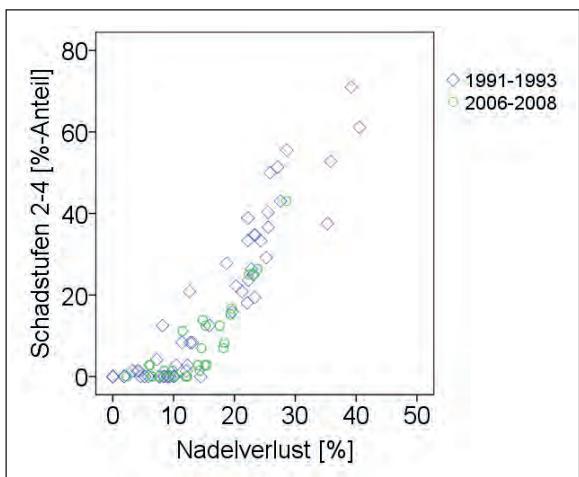


Abb. 9.1.3: Streudiagramm des prozentualen Nadelverlustes von Kiefern (3-jährige Mittelwerte aller Bäume am BZE-Punkt) und des Anteils der Bäume in Schadstufe 2-4 stratifiziert nach Erhebungszeitraum

lockerer Zusammenhang zwischen Bestandesalter und Kronenverlichtung (Abb. 9.1.5). Bei älteren Beständen besteht kein solcher Zusammenhang. Über lineare Regressionsgleichungen lässt sich zeigen, dass der prozentuale Nadelverlust im Alter zwischen 10 und 40 Jahren pro Lebensjahr um 0,62 (1991-1993) bzw. 0,44 (2006-2008) Nadelverlustprozente zunimmt:

$$\text{Nadelverlust (1991-1993)} = 0,62 * \text{Alter} + 1,78 \quad (R^2=0,46)$$

$$\text{Nadelverlust (2006-2008)} = 0,44 * \text{Alter} + 1,98 \quad (R^2=0,19).$$

Unter Verwendung beider Datensätze ergibt sich eine Erhöhung um 0,55 Nadelverlustprozente pro Lebensjahr. Für den Zeitraum zwischen BZE-1 und BZE-2(a) folgt hieraus rechnerisch eine altersbedingte Zunahme der prozentualen Nadelverluste von jüngeren Beständen um ca. 8 Nadelverlustprozent. Dieser Alterseffekt erklärt somit die in Abb. 9.1.4 erkennbare Zunahme

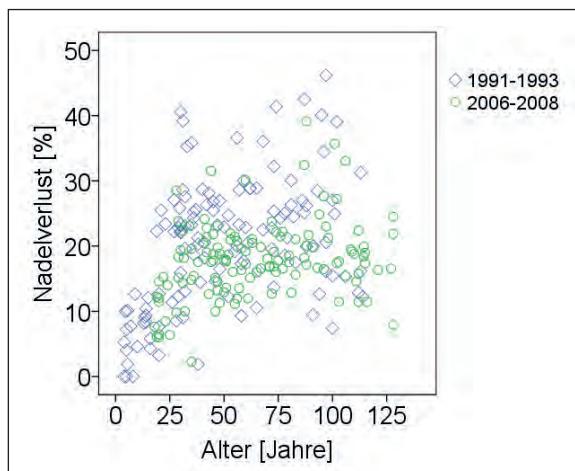


Abb. 9.1.5: Streudiagramm von prozentuellem Nadelverlust und mittlerem Bestandesalter stratifiziert nach Erhebungszeitraum (Bezugsjahr für das Alter ist jeweils das erste Jahr des jeweiligen Inventurzeitraums)

Die Häufigkeitsverteilungen der mittleren **Intensitätsstufen des Insektenbefalls und der biotischen Schäden** (Mittelwert der Intensitätsstufen von Insekten- und Pilzbefall) weisen deutlich schiefe Verteilungen und häufige Extremwerte und „Ausreißer“ auf (Abb. 9.1.6). Zwischen den beiden Inventurzeiträumen bestehen klare Unterschiede: Die deutlich höheren Werte des 75-Perzentils im Zeitraum 1991-1993 verweisen auf ein stärkeres Insektenbefallsausmaß zur Zeit der BZE-1. Beim Pilzbefall ist indes kein Unterschied erkennbar. Eine Altersabhängigkeit der biotischen Schäden ist nicht zu erkennen und auch hinsichtlich des Zusammenhangs zwischen Kronenverlichtung und biotischen Schäden kann lediglich gezeigt werden, dass die besonders hohen Nadelverluste im Zeitraum der BZE-1 (Nadelverlust >35 %) häufig auch mit einem erhöhten Schädlingsbefall korrespondieren.

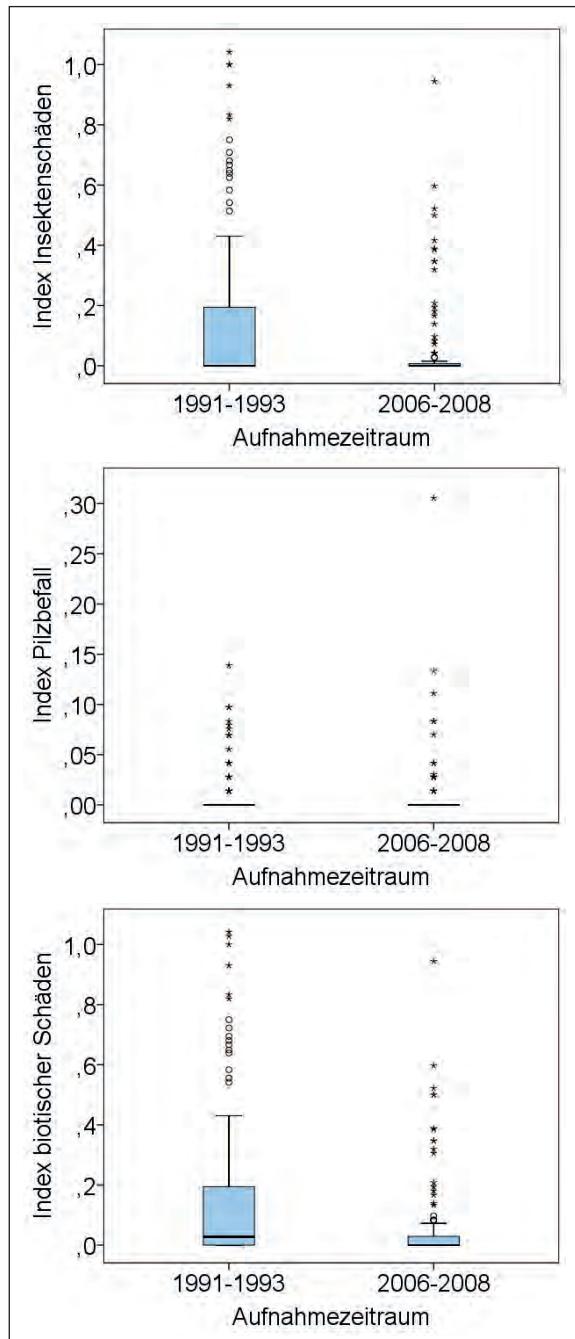


Abb. 9.1.6: Boxplots der Insekten- und Pilzschäden (berechnet als Mittelwert der Intensitätsstufen des Befalls; 0=ohne, 1=gering, 2=mittel, 3=stark) sowie der Summe biotischer Schäden (mittlere Intensitätsstufen von Insekten- und Pilzbefall) differenziert nach Inventurzeitraum

## 9.2 Beziehungen zwischen BZE- und WZE-Daten

Die bei der terrestrischen Waldzustandserhebung angesprochene Kronenverlichtung gilt als unspezifischer Indikator für die Baumvitalität, der die individuellen Umweltbedingungen widerspiegelt und kurzfristig auf deren Veränderungen zu reagieren vermag. Um mögliche grundsätzliche Abhängigkeiten vom Standort zu erkennen, wurden die prozentualen Nadelverluste der

Kiefer zunächst nach standörtlichen Straten (Waldbockenbericht Band 1, Kap. 2.5.2) differenziert ausgewertet. Die Darstellungen in Abb. 9.2.1 berücksichtigen nur Bestände im Alter >30 Jahre, um Alterseffekte bei der Stratifizierung weitestgehend auszuschließen. Die entsprechenden Teilstichproben umfassen 93 Inventurpunkte der Periode 1991-1993 bzw. 111 Punkte der Periode 2006-2008. Aus den Darstellungen lassen sich keinerlei plausible Unterschiede des Kronenzustands in Abhängigkeit vom Standort ableiten. Ein schwächer (nicht signifikanter) Zusammenhang deutet sich allenfalls im Inventurzeitraum 2006-2008 zwischen prozentuellem Nadelverlust und der Nährkraftstufe an. Demnach scheinen die Kiefern auf besser versorgten Standorten geringere Nadelverluste aufzuweisen. Damit korrespondierend ist auch ein leichter Anstieg der Kronenverlichtung von der KMgCaP-Serie I zu Serie III zu erkennen.

Im Folgenden werden mit Hilfe der Korrelationsanalyse mögliche Einflüsse der Boden- und Standortseigenschaften auf den Kronenzustand untersucht. Hierbei stellt die adäquate Berücksichtigung der Altersabhängigkeit der Kronenverlichtung eine besondere Herausforderung dar. Nach zahlreichen Literaturquellen wird im Bestandesalter die mit Abstand wichtigste „Einflussgröße“ für die Kronenverlichtung gesehen (z. B. Eickenscheidt et al. 2016). Eickenscheidt et al. (2016) stellen anhand der bundesweiten WZE-Stichprobe für die Baumart Kiefer fest, dass die Kronenverlichtung bis zum Bestandesalter von ca. 40 Jahren hochsignifikant zunimmt, während für ältere Bestände keine Altersabhängigkeit nachweisbar ist. Dieser Befund korrespondiert auch mit der in Kap. 9.1 für die Kiefer in Brandenburg festgestellten Altersabhängigkeit des prozentualen Nadelverlustes.

Für den Altersbereich <40 Jahre erfolgte daher eine „**Altersbereinigung**“ mittels Regressionsanalyse. Hierzu wurden auf der Basis der in Kap. 9.1 dargelegten linearen Regressionsgleichungen die aus diesen Gleichungen resultierenden Residuen berechnet. Entsprechende Residuen wurden für den Altersbereich  $\geq 40$  Jahre anhand der Abweichungen des prozentualen Nadelverlustes vom mittleren prozentualen Nadelverlust dieses Altersbereichs kalkuliert. Die Darstellungen in Abb. 9.2.2 zeigen, dass über die gesamte Altersspanne augenscheinlich keine systematischen Verzerrungen der so abgeleiteten Residuen auftreten und auch deren Varianz weitestgehend altersunabhängig ist. Die Werte erscheinen daher für die Wiedergabe der altersbereinigten Kronenverlichtung gut geeignet.

Für die **Kennzeichnung des standörtlichen Wasserhaushaltes** wurden die folgenden Indikatorengrößen berücksichtigt (Kap. 8.1.3):

- Klimakennwerte als langjährige Mittelwerte
  - Niederschlag (Nd) im Gesamtjahr sowie Sommer- und Winterhalbjahr
  - Potentielle Verdunstung ( $E_{pot}$ ) im Gesamtjahr sowie Sommer- und Winterhalbjahr

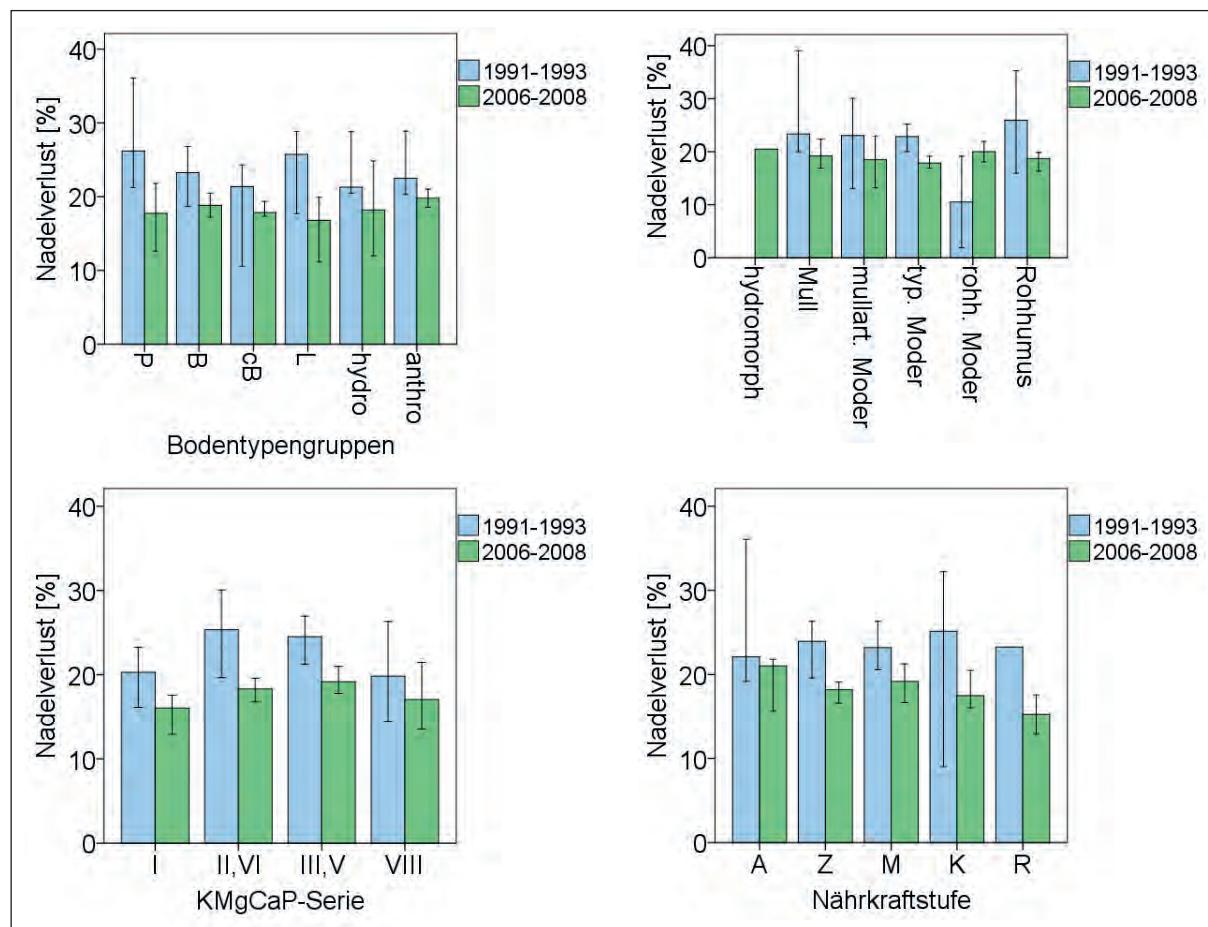


Abb. 9.2.1: Stratifizierung der prozentualen Nadelverluste von Kiefer in den Inventurzeiträumen 1991-1993 (blau) und 2006-2008 (grün) nach Bodentypengruppen, Humusform, KMgCaP-Serie und Stammnährkraftstufe (Erläuterung der Straten: vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 2.5.2, S. 31)

- Jahresmitteltemperatur
- Klimatische Wasserbilanz (KWB) im Gesamtjahr sowie Sommer- und Winterhalbjahr
- Bodenwasserspeicherfähigkeit und Wasserverfügbarkeit
  - pflanzenverfügbares Bodenwasser ( $W_{pfl}$ ) als Summe aus nutzbarer Feldkapazität und kapillarem Aufstieg aus dem Grundwasser

- Wasserverfügbarkeit (WV) in der Vegetationsperiode nach Wessolek et al. (2009)
- modellierte Wasserhaushaltsscenarien
  - reale Verdunstung ( $E_{real}$ )
  - Differenz aus realer und potentieller Verdunstung ( $E_{real} - E_{pot}$ )
  - Quotient aus realer und potentieller Verdunstung ( $E_{real} / E_{pot}$ )

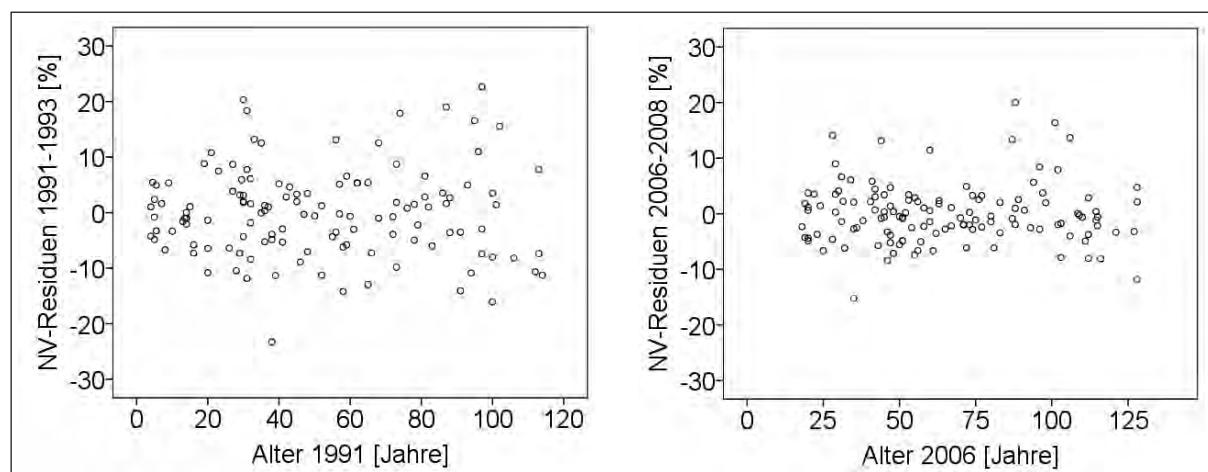


Abb.9.2.2: Streudiagramme der (altersbereinigten) Nadelverlustresiduen und Baumarter für die Erhebungsperioden 1991-1993 und 2006-2008

Tab. 9.2.1 zeigt die Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten der Beziehungen zwischen den genannten Wasserhaushaltsskenngrößen einerseits und dem prozentualen Nadelverlust der Kiefer in den Inventurzeiträumen 1991-1993 und 2006-2008, den entsprechenden altersbereinigten Nadelverlusten sowie dem Alter der jeweiligen WZE-Stichprobebäume andererseits. Wenngleich die Korrelationskoeffizienten stets sehr gering sind, treten doch einige signifikante Zusammenhänge auf, die durchweg plausibel interpretierbar erscheinen. **Allgemein lässt sich erkennen, dass die Kronenverlichtung der Kiefer auf Standorten mit ungünstiger Wasserversorgung – insbesondere mit zunehmend negativer Klimatischer Wasserbilanz – tendenziell stärker ausgeprägt ist. Dieses kommt auch bei den Zusammenhängen zu den modellierten Wasserman gelkenngroßen  $E_{real}$  -  $E_{pot}$  bzw.  $E_{real} / E_{pot}$  zum Ausdruck.** Die aktuellen Ergebnisse bestätigen somit frühere Auswertungen auf der Grundlage langjähriger Zeitreihen von 280 Kiefernstandorten in Brandenburg, die eine Erhöhung der Kronentransparenz mit abnehmenden Quotienten  $E_{real} / E_{pot}$  des aktuellen Jahres sowie des Vorjahres ergaben. Die Befunde decken sich auch mit bundesweiten Auswertungen von Seidling (2007), der für die Baumart Kiefer stärkere Kronenverlichtungen in Jahren mit geringen Niederschlägen konstatiert.

Die in Tab. 9.2.1 dargestellten Korrelationskoeffizienten zeigen zudem deutlich, dass die Klimababhängigkeit der Kronenverlichtung – gemessen anhand der Anzahl signifikanter Zusammenhänge – im Zeitraum der BZE-1 deutlich stärker ausgeprägt war, als zur Zeit der BZE-2(a). Dieses könnte mit einer möglicherweise allgemein stärkeren Belastung der Bäume durch anthropogene Umweltfaktoren insbesondere durch die Einwirkung atmogener Schad-

gase, Flugasche- und Säureeinträge zur Zeit der BZE-1 korrespondieren, durch welche sich der Einfluss der Witterung auf die Baumvitalität ggf. intensiviert haben könnte.

Folgende **bodenchemische Kennwerte** aus den Inventuren BZE-1 und BZE-2 wurden hinsichtlich signifikanter Zusammenhänge zum Kronenzustand der Kiefer untersucht:

- austauschbare Vorräte der Elemente Ca, Mg und K in 0-90 cm Tiefe [kmol<sub>c</sub>/ha, logarithmisch]
- Summe aus austauschbaren Ca-, Mg- und K-Vorräten in 0-90 cm Tiefe und königswasserextrahierbaren Mengen in der Humusauflage [kmol<sub>c</sub>/ha, logarithmisch]
- Basensättigung sowie prozentuale Anteile der Elemente Ca, Mg, K, Al, Mn, Fe und H an der effektiven Kationenaustauschkapazität [%] in den Tiefenstufen 0-30 cm, 0-60 cm und 0-90 cm
- C/N- und C/P-Verhältnisse in Humusauflage und in 0-10 cm Tiefe
- pH(KCl)-Werte in der Humusauflage und den Tiefenstufen 0-5 cm, 5-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm sowie 60-90 cm
- Nitrat im wässrigen 1:2-Bodenextrakt unterhalb des Wurzelraums [mg/l, logarithmisch]

Im Vorfeld der Korrelationsanalyse erfolgte die Überprüfung der Häufigkeitsverteilungen der einzelnen Kennwerte anhand von Histogrammen. Bei extrem schiefen Verteilungen oder im Falle des Vorkommens von Ausreißern wurden die Kennwerte logarithmiert.

**Tab. 9.2.1: Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizienten der Zusammenhänge zwischen Wasserhaushaltsskenngrößen und Kronenzustand bzw. Baumalter (Baumart Kiefer, Abkürzungen vgl. Fließtext)**

Kennwert	Nadelverlust (NV) [%]		NV (altersbereinigt) [%]		Baumalter
	1991-93	2006-08	1991-93	2006-08	
Nd (Jahr) [mm]	<b>-0,16**</b>	-0,01	<b>-0,20***</b>	0,00	-0,01
Nd (Sommer) [mm]	-0,11	-0,07	<b>-0,13*</b>	-0,06	-0,04
Nd (Winter) [mm]	<b>-0,15*</b>	0,04	<b>-0,14*</b>	0,06	-0,03
$E_{pot}$ (Jahr) [mm]	<b>0,15*</b>	0,07	<b>0,12*</b>	0,03	0,10
$E_{pot}$ (Sommer) [mm]	0,10	-0,01	0,09	-0,04	0,11
$E_{pot}$ (Winter) [mm]	<b>0,19**</b>	<b>0,14*</b>	<b>0,18**</b>	0,11	0,10
Temperatur (Jahr) [°C]	<b>0,20**</b>	0,01	<b>0,25***</b>	0,01	0,04
KWB (Sommer) [mm]	<b>-0,22***</b>	-0,03	<b>-0,25***</b>	0,00	-0,07
KWB (Winter) [mm]	<b>-0,18**</b>	-0,09	<b>-0,21***</b>	-0,06	-0,09
KWB (Jahr) [mm]	<b>-0,20**</b>	-0,03	<b>-0,19**</b>	0,00	-0,04
WV [mm]	-0,10	-0,04	<b>-0,13*</b>	-0,03	-0,02
$W_{ph}$ [mm]	-0,03	-0,13	-0,03	<b>-0,14*</b>	-0,05
$E_{real}$ (Jahr) [mm]	-0,07	-0,02	-0,08	-0,01	-0,01
$E_{real}$ - $E_{pot}$ [mm]	<b>-0,16**</b>	-0,06	<b>-0,17***</b>	-0,03	-0,06
$E_{real}$ / $E_{pot}$	<b>-0,14*</b>	-0,05	<b>-0,16**</b>	-0,03	-0,04

Signifikanzen: \* $\alpha < 0,1$ , \*\* $\alpha < 0,05$ , \*\*\* $\alpha < 0,01$

Bei Angabe des Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten ist dieses allerdings irrelevant.

Im Ergebnis der Korrelationsanalyse lassen sich lediglich auf sehr niedrigem Signifikanzniveau ( $\alpha < 0,1$ ) einige wenige Zusammenhänge erkennen. Weder von den austauschbaren Elementvorräten noch von deren Anteilen an der Kationenaustauschkapazität sind mögliche Abhängigkeiten des Nadelverlustes zu erkennen. Dieses trifft auch auf die C/N- und C/P-Verhältnisse zu. Lediglich zu den pH(KCl)-Werten im Oberboden und zu den im wässrigen 1:2-Extrakt gemessenen Nitratgehalten deuten sich schwach signifikante Beziehungen der Kronenzustandsdaten an. Exemplarisch zeigt die Korrelationsmatrix in Tab. 9.2.2 die Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman für die pH-Werte und Tab. 9.2.4 diejenigen für den Nitratgehalt. Ergänzend gibt Tab. 9.2.3 Hinweise auf mögliche Zusammenhänge zwischen den Elementgehalten in Kiefernadeln und der Kronenverlichtung.

Die in Tab. 9.2.2 als signifikant ausgewiesenen Korrelationskoeffizienten deuten einen negativen Zusammenhang zwischen den prozentualen Nadelverlusten und pH-Werten an, d. h. es sind stärkere Kronenverlichtungen bei niedrigeren pH-Werten zu verzeichnen. Die Interpretation, dass es sich hierbei um Vitalitäteinbußen infolge von „Säurestress“ im Wurzelraum handelt, ist aufgrund der geringen statistischen Sicherheit sowie der bekanntermaßen geringen Säureempfindlichkeit der Baumart Kiefer nicht haltbar. Mit Blick auf weitere Indikatorkenngrößen muss vielmehr eher davon ausgegangen werden, dass die standörtliche Ausstattung mit basischen Nährstoffkationen keinen Einfluss auf den Kronenzustand hat. Dies zeigt sich sowohl anhand der Boden- als auch anhand der Ernährungsdaten der Kiefer. Bei der Ernährung deuten sich sogar positive Zusammenhänge für die Elemente Calcium, Kalium und Schwefel zu den Nadelverlusten zur Zeit der BZE-1 an (Tab. 9.2.3). **Die Kronenverlichtung Anfang der 1990er Jahre war demnach umso stärker, desto höher die Ca-, K- und S-Ge-**

halte in den Kiefernadeln waren. Dieser Befund könnte als Hinweis auf mögliche direkte oder indirekte Effekte durch Schadgase und Stoffeinträge im weiteren Umfeld der Braunkohleindustrie interpretiert werden. In diesem Zusammenhang sei auf die Befunde des sächsischen Waldbodenberichtes hingewiesen, wonach die im Tiefland Nordwestsachsens Anfang der 1990er Jahre auftretenden erhöhten Kronenverlichtungen der Kiefer ebenfalls auf den möglichen Einfluss von basischen Flugascheinträgen zurückgeführt werden (Jacob et al. 2018).

Zu beachten ist, dass die genannten Elemente Calcium, Kalium und Schwefel auch mit dem Bestandesalter korrelieren (Tab. 9.2.3). Diese Korrelation weist auf eine höhere Filterleistung der Altbestände gegenüber den im Luftkörper mitgetragenen Stoffen und ggf. längere Akkumulationszeiten im Ökosystem hin. Unklar ist vor diesem Hintergrund, ob sich die Beziehung zum Kronenzustand lediglich indirekt als Folge des Zusammenhangs zum Baumalter ergibt oder, ob es sich um tatsächliche Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen Immissions- bzw. Depositionssituation einerseits und Baumvitalität andererseits handelt. Zumindest für das Element Kalium besteht auch eine signifikant positive Beziehung zu den altersbereinigten Nadelverlusten, was für die letztere Interpretationsvariante spricht. Kaum plausibel erklärbar ist indes die hoch signifikante Beziehung zwischen der Mg-Ernährung zur Zeit der BZE-1 und dem altersbereinigten Nadelverlust im Zeitraum der BZE-2(a). Hierin deutet sich an, dass mit zunehmendem Mg-Mangel auch die Kronenverlichtung zunimmt, was nicht unplausibel erscheint; allerdings ist die zeitliche Spanne zwischen Ursache und Wirkung wenig glaubhaft, zumal zwischen Kronenzustand und Mg-Ernährung zur Zeit der BZE-2 kein solcher Zusammenhang besteht. Analoges gilt für die Beziehungen zwischen S- bzw. Mg-Gehalten der BZE-1 und den altersbereinigten Nadelverlusten der BZE-2. **Die genannten Beispiele belegen, dass trotz der ausgewiesenen Signifikanzen Schlussfolgerungen hinsichtlich kausaler Zusammenhänge allgemein mit**

**Tab. 9.2.2: Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizienten der Zusammenhänge zwischen pH(KCl)-Wert und Kronenzustand bzw. Baumalter (Baumart Kiefer)**

Kennwert	Inventur	Nadelverlust (NV) [%]		NV (altersbereinigt) [%]		Baumalter
		1991-93	2006-08	1991-93	2006-08	
pH(KCl) Auflage	BZE-1	<b>-0,13*</b>	0,00	-0,09	0,00	-0,09
	BZE-2	<b>-0,23***</b>	-0,05	<b>-0,14***</b>	0,03	<b>-0,17**</b>
pH(KCl) 0-5 cm	BZE-1	<b>-0,18**</b>	0,04	-0,09	0,11	<b>-0,23***</b>
	BZE-2	0,07	0,02	0,10	0,05	-0,09
pH(KCl) 5-10 cm	BZE-1	<b>-0,15*</b>	0,08	-0,12	0,11	<b>-0,14*</b>
	BZE-2	0,15	0,19	0,09	0,13	0,05
pH(KCl) 10-30 cm	BZE-1	<b>-0,14*</b>	0,02	-0,11	0,04	<b>-0,13*</b>
	BZE-2	<b>-0,18**</b>	0,04	0,00	0,19	-0,20
pH(KCl) 30-60 cm	BZE-1	0,05	0,05	0,02	0,02	0,01
	BZE-2	-0,12	0,07	-0,04	0,15	-0,06
pH(KCl) 60-90 cm	BZE-1	-0,03	0,11	-0,01	0,09	0,00
	BZE-2	-0,07	0,00	-0,03	0,06	-0,06

Signifikanzen: \* $\alpha < 0,1$ , \*\* $\alpha < 0,05$ , \*\*\* $\alpha < 0,01$

**Tab. 9.2.3: Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizienten der Zusammenhänge zwischen Nährstoffversorgung (Elementgehalte in einjährigen Kiefernadeln) und Kronenzustand bzw. Baumalter**

Kennwert	Inventur	Nadelverlust (NV) [%]		NV (altersbereinigt) [%]		Baumalter
		1991-93	2006-08	1991-93	2006-08	
Ca	BZE-1	<b>0,34**</b>	-0,04	0,14	-0,23	<b>0,39**</b>
	BZE-2	0,04	-0,04	0,00	-0,07	0,06
Mg	BZE-1	0,06	<b>-0,42**</b>	0,06	<b>-0,41**</b>	-0,10
	BZE-2	0,00	-0,06	0,00	-0,07	-0,10
K	BZE-1	<b>0,48**</b>	0,04	<b>0,33**</b>	-0,15	<b>0,42**</b>
	BZE-2	-0,01	-0,09	0,01	-0,09	-0,04
N	BZE-1	-0,07	0,19	-0,25	0,03	0,25
	BZE-2	0,04	0,04	-0,01	0,00	0,12
P	BZE-1	-0,19	-0,07	-0,27	-0,09	0,05
	BZE-2	-0,03	-0,06	-0,03	-0,05	-0,06
S	BZE-1	<b>0,31**</b>	-0,08	0,14	<b>-0,30**</b>	0,23
	BZE-2	0,04	-0,04	-0,11	-0,12	<b>0,22**</b>

Signifikanzen: \* $\alpha < 0,1$ , \*\* $\alpha < 0,05$ , \*\*\* $\alpha < 0,01$

**sehr großer Vorsicht zu ziehen und aufgrund der Datenlage mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind.**

Der in Tab. 9.2.4 dargestellte sehr schwach signifikante Zusammenhang zwischen Nitrat im wässrigen 1:2-Bodenextrakt und dem altersbereinigten prozentualen Nadelverlust ist negativ und deutet damit an, dass die Kronenverlichtung mit steigender Nitratkonzentration im Sickerwasser abnimmt. Dieses Ergebnis wird bestätigt durch die in Tab. 9.2.5 dargestellten Zusammenhänge zwischen modelliertem Stickstoffeintrag und Kronenzustand. Umso höher die Deposition an Gesamtstickstoff und NO<sub>y</sub>-Verbindungen ist, desto geringer ist die Ausprägung der Kronenverlichtung. Exemplarisch sind diese Zusammenhänge anhand der Streudiagramme in Abb. 9.2.3 visualisiert. **Trotz der sichtlich großen Streuung wird deutlich, dass die Vitalität und dementsprechend mutmaßlich auch**

**die Produktivität durch die verbesserte N-Verfügbarkeit nicht beeinträchtigt, sondern tendenziell sogar gefördert werden. Wie sich auch bereits anhand der Auswertungen zur Stickstoffernährung in Kap. 6.3.7 zeigte, bestätigt sich hier ebenfalls, dass die Problematik der N-Überernährung in Brandenburg im Vergleich zu einigen anderen Bundesländern von geringerer Bedeutung ist.**

**Diese Einschätzung lässt sich mit Blick auf aktuelle Nährstoffimbalanzen und Vitalitätseinbußen der Kiefer herleiten; sie schließt jedoch keineswegs mögliche negative Auswirkungen einer anhaltenden „moderaten“ N-Eutrophierung auf die natürlicherweise überwiegend sauren und nährstoffarmen brandenburgischen Waldökosystemen aus. So muss bei andauernder Überschreitung der kritischen Belastungsgrenzen langfristig mit dem Auftreten von Nährstoffungleichgewichten**

**Tab. 9.2.4: Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizienten der Zusammenhänge zwischen Nitratgehalten im wässrigen 1:2-Bodenextrakt und Kronenzustand bzw. Baumalter (Baumart Kiefer)**

Kennwert	Nadelverlust (NV) [%]		NV (altersbereinigt) [%]		Baumalter
	1991-93	2006-08	1991-93	2006-08	
NO <sub>3</sub> [mg/l] (log) Untergrund BZE-2	-0,07	-0,06	<b>-0,18*</b>	<b>-0,14*</b>	0,13

Signifikanzen: \* $\alpha < 0,1$ , \*\* $\alpha < 0,05$ , \*\*\* $\alpha < 0,01$

**Tab. 9.2.5: Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizienten der Zusammenhänge zwischen modellierten Stickstoffeinträgen (Andreae et al. 2016) und Kronenzustand bzw. Baumalter (Baumart Kiefer)**

Kennwert	Zeitraum	Nadelverlust (NV) [%]		NV (altersbereinigt) [%]		Baumalter
		1991-93	2006-08	1991-93	2006-08	
NO <sub>x</sub> -Deposition [kg/ha/a]	1990 -2007	<b>-0,18**</b>	<b>-0,18**</b>	<b>-0,24***</b>	<b>-0,15*</b>	0,09
	2004 -2007	<b>-0,18**</b>	<b>-0,17**</b>	<b>-0,25***</b>	<b>-0,15*</b>	0,04
NH <sub>x</sub> -Deposition [kg/ha/a]	1990 -2007	-0,01	0,09	-0,07	0,02	0,15
	2004 -2007	-0,02	0,11	-0,07	0,06	0,12
N <sub>ges</sub> -Deposition [kg/ha/a]	1990 -2007	<b>-0,14*</b>	-0,07	<b>-0,20**</b>	-0,09	0,13
	2004 -2007	<b>-0,16**</b>	-0,03	<b>-0,22**</b>	-0,04	0,12

Signifikanzen: \* $\alpha < 0,1$ , \*\* $\alpha < 0,05$ , \*\*\* $\alpha < 0,01$

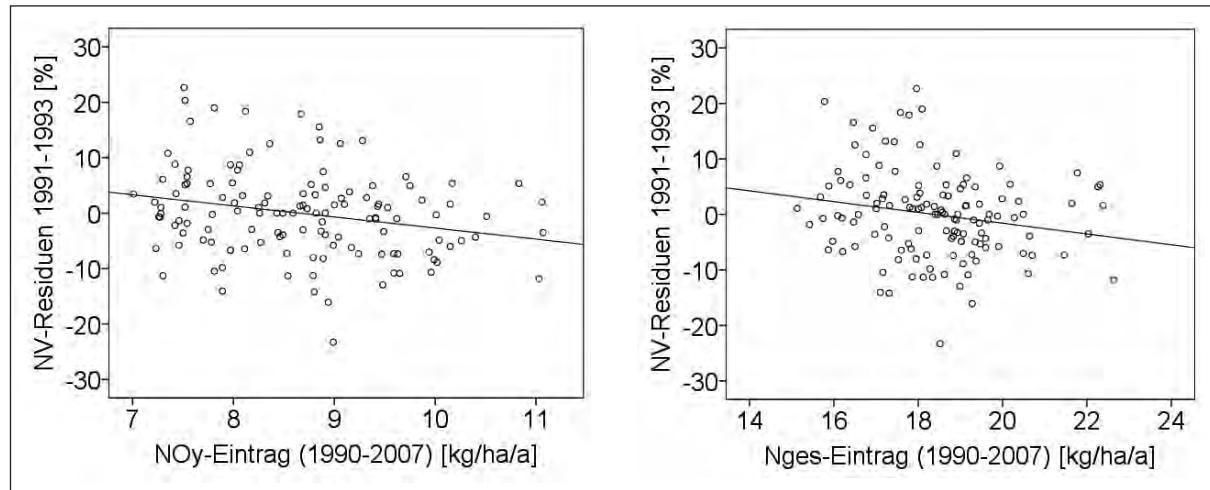


Abb. 9.2.3: Streudiagramme der (altersbereinigten) prozentualen Nadelverlustresiduen und der atmogenen  $\text{NO}_y$ - bzw.  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Einträge in den Jahren 1990 – 2007 jeweils mit linearer Ausgleichsfunktion

**und Florenwandel gerechnet werden. Bei zukünftig steigendem Wassermangel durch Klimawandel können zudem in Verbindung mit dem durch N-Einträge gesteigerten Wachstum Trockenstress und damit einhergehend biotische Schäden und Vitalitätsverluste an Bedeutung gewinnen.**

Die Interpretation des Zusammenhangs zwischen der Kronenverlichtung als Vitalitätsweiser und dem Baumalter muss nicht zwangsläufig kausal sein. Zwar ist davon auszugehen, dass sich ältere Bäume aufgrund ihrer Seneszenz gegenüber Störfaktoren vulnerabler verhalten als jüngere Bäume. Neben diesem physiologisch begründbaren Alterseinfluss können aber auch schädliche Umweltfaktoren bei Altbeständen deshalb wirksam werden, weil sie erst aufgrund der längeren Schadstoffexponiertheit mögliche Wirkungsschwellen überschreiten. Dieses trifft in besonderem Maße auf die atmogen eingetragenen Schadstoffe zu, die in Altbeständen infolge höherer Oberflächenrauhigkeit

und einem entsprechend größeren Auskämmeffekt verstärkt angereichert werden. Dementsprechend sind die Signifikanzen und Beträge der Korrelationskoeffizienten der Zusammenhänge zwischen Baumalter und den in Tab. 9.2.6 und Tab. 9.2.7 dargestellten Schwermetallen und organischen Schadstoffen besonders hoch. Einige dieser Elemente bzw. Stoffe haben Indikatoreigenschaften für die insbesondere durch Flugaschen aus der Braunkohleverbrennung geprägte Eintragssituation im Vorfeld der BZE-1 (vgl. Kap. 7.2). Die aus den Schwermetall- und Organikgehalten in der Humusaufklage in Kap. 7.4.2 abgeleiteten Hauptkomponenten der Schadstoffbelastung sind in Tab. 9.2.7 ebenfalls dargestellt. Die Stichprobe umfasst hier lediglich 40 Punkte, da sich die Analysen der organischen Schadstoffe auf die Punkte des 16x16 km-Rasters beschränken. In Tab. 9.2.7 steht die Hauptkomponente 1 für das Ausmaß der atmogenen Belastung durch Rauchgase und Flugaschen aus der Braunkohleverbrennung und dem damit verbundenen

Tab.9.2.6: Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizienten der Zusammenhänge zwischen Schwermetallgehalten in der Humusaufklage und Kronenzustand bzw. Baumalter (Baumart Kiefer)

Kennwert	Inventur	Nadelverlust (NV) [%]		NV (altersbereinigt) [%]		Baumalter
		1991-93	2006-08	1991-93	2006-08	
As [ppm]	BZE-1	-	-	-	-	-
	BZE-2	<b>0,18**</b>	0,18	-0,07	0,03	<b>0,52***</b>
Cd [ppm]	BZE-1	-	-	-	-	-
	BZE-2	0,09	<b>0,13*</b>	<b>-0,16*</b>	-0,03	<b>0,41***</b>
Cr [ppm]	BZE-1	<b>0,16*</b>	0,06	-0,04	-0,03	<b>0,33***</b>
	BZE-2	<b>0,26***</b>	<b>0,15**</b>	-0,07	-0,05	<b>0,49***</b>
Cu [ppm]	BZE-1	<b>0,17**</b>	0,01	-0,02	-0,07	<b>0,39***</b>
	BZE-2	<b>0,30***</b>	<b>0,17**</b>	-0,02	-0,06	<b>0,59***</b>
Ni [ppm]	BZE-1	0,13	0,04	-0,04	-0,04	<b>0,34***</b>
	BZE-2	0,26	0,12	-0,06	-0,09	<b>0,52***</b>
Pb [ppm]	BZE-1	<b>0,21**</b>	0,11	-0,01	0,00	<b>0,55***</b>
	BZE-2	0,22	0,14	-0,09	-0,06	<b>0,60***</b>
Zn [ppm]	BZE-1	0,06	-0,01	-0,08	-0,09	<b>0,32***</b>
	BZE-2	0,02	-0,03	-0,10	-0,08	<b>0,20**</b>

Signifikanzen: \* $\alpha < 0,1$ , \*\* $\alpha < 0,05$ , \*\*\* $\alpha < 0,01$

**Tab. 9.2.7: Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizienten der Zusammenhänge zwischen den HCB- und PAK-Gehalten in der Humusaufgabe sowie Hauptkomponenten der Schadstoffgehalte (vgl. Hauptkomponentenanalyse, Kap. 7.4.2) und Kronenzustand bzw. Baumalter (Baumart Kiefer)**

Kennwert	Nadelverlust (NV) [%]		NV (altersbereinigt) [%]		Baumalter
	1991-93	2006-08	1991-93	2006-08	
HCB [ng/g]	<b>0,29**</b>	0,10	0,08	0,03	<b>0,34**</b>
PAK (Summe) [ng/g]	<b>0,31**</b>	0,09	-0,06	-0,10	<b>0,62***</b>
Hauptkomponente 1	<b>0,45***</b>	<b>0,28**</b>	0,17	0,11	<b>0,49***</b>
Hauptkomponente 2	-0,08	-0,08	-0,26	-0,14	<b>0,47***</b>
Hauptkomponente 3	0,08	<b>-0,24*</b>	-0,20	<b>-0,40***</b>	0,24

Signifikanzen: \* $\alpha < 0,1$ , \*\* $\alpha < 0,05$ , \*\*\* $\alpha < 0,01$

Eintrag entsprechender Schadstoffe in die Waldböden. Die Hauptkomponente 2 repräsentiert die Deposition von Zink und Cadmium aus industriellen Quellen, Kfz-Verkehr und dem Düngemitteleinsatz in der Landwirtschaft und Hauptkomponente 3 bringt die aus dem Einsatz der Pflanzenschutzmittel DDT und Lindan Anfang der 1980er Jahre resultierenden Schadstoffe im Waldboden zum Ausdruck (vgl. Kap. 7.4.2).

**Die Zusammenhänge zu den prozentualen Nadelverlusten zur Zeit der BZE-Erstinventur sind bei den dargestellten Schadstoffen mitunter hochsignifikant und der Erklärungswert teilweise sogar höher als für die Kennwerte des Wasserhaushalts. Insbesondere zur Hauptkomponente 1 und den diese Hauptkomponente „ladenden“ Primärkennwerten, wie HCB, PAK, As und Cr im Humus**

**(Kap. 7.4.2) besteht ein vergleichsweise enger Zusammenhang.**

Die ebenfalls hochsignifikante Beziehung zwischen Hauptkomponenten 3 und der aktuellen altersbereinigten Kronenverlichtung lässt sich möglicherweise dadurch erklären, dass in den heutigen Regionen mit hohem Risiko gegenüber Insektenbefall und entsprechend erhöhten Nadelverlusten dieses auch in den 1980er Jahren bereits der Fall war und demzufolge die Pflanzenschutzmittel DDT und Lindan dort ausgebracht wurden. Eine Altersabhängigkeit besteht für Hauptkomponente 3 im Gegensatz zu allen anderen Kenngrößen nicht. Dieses ist durchaus plausibel, da die beschriebene Schadstoffexposition im höheren Alter hinsichtlich des Einsatzes der genannten Pflanzenschutzmittel nicht von Relevanz ist.

# 10 Gefährdungspotenziale und Maßnahmen

Die wichtigsten Befunde des Brandenburgischen Waldbodenberichtes (Band 1) wurden von Stähr (2016) unter waldbaulichen und waldbaustategischen Aspekten zusammengefasst und daraus die folgenden Empfehlungen abgeleitet:

- „1. Der Erhalt der standortsspezifischen bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften ist durch den Einsatz bodenschonender Holzernte- und Verjüngungsverfahren sicherzustellen.
2. Kleinständörtliche Aufwertungen der Trophie und/oder Standortsfeuchte gilt es, durch Anbau und Erziehung vglw. anspruchsvoller Baumarten waldbaulich zu nutzen.
3. Durch moderate Auflichtung werden die Mineralisationsbedingungen in der Humusaufklage verbessert und freigesetzte Nährelemente für die Nährstoffversorgung verfügbar.
4. Auf den umbaugeeigneten Waldstandorten (Stähr et al. 2006) ist der Waldumbau fortzusetzen. Neben der Baumartenanreicherung i. S. der Risikostreuung dient er aufgrund der bodenmeliorativen Vorteilswirkungen in besonderem Maße der Wiederherstellung oder dem Erhalt standorts- und waldbökosystemspezifischer Stoffkreisläufe. Das zeigt sich zunächst und vor allem an der qualitativen Aufwertung der Humusaufklage.
5. Kalkung zur Leistungs- und/oder Vitalitätsverbesserung ist im nordostdeutschen Tiefland derzeit nicht erforderlich.
6. Bei nährstoffreicherem Untergrund ist der Anbau von Laubbaumarten mit ausgeprägtem Basenpumpeffekt, besonders als Beimischung in Nadelholzforsten, ein wichtiger Beitrag zur langzeitlichen Stabilisierung von ökosystemaren Stoffkreisläufen. In die Waldentwicklung sind standortsgerechte Baumarten mit ausgeprägter Tiefendurchwurzelung einzubeziehen, um die Basenreserven der Bodensubstrate zu erschließen.
7. Die Sicherstellung der standortspezifischen Nährstoffnachhaltigkeit und der Erhalt bzw. die Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit sind zentrale Elemente der waldbaulichen Zielstellung. Neben den technischen und technologischen Erfordernissen spielt dabei der standortsspezifisch limitierte Nährstoffentzug eine entscheidende Rolle. Er wird im Regelfall nach Standortgüte und -zustand dif-

ferenziert und manifestiert sich waldbaulich durch a) den Verzicht auf Ganzbaumnutzung und b) den bodenzustandsorientierten Biomasseentzug. Auf degradierten Waldstandorten ist der Verbleib des Kronenmaterials im Waldökosystem nach der Holzernte selbstverständlich. Auf stark basenangereicherten Waldstandorten könnte der Entzug des Kronenmaterials sogar eine Annäherung an den Gleichgewichtszustand und die standortsspezifischen Stoffkreisläufe bewirken.“

Durch die vertiefenden Auswertungen im vorliegenden Band 2 des Waldbodenberichtes sollen vor allem die Punkte 7 (stoffliche Nachhaltigkeit) und 5 (Waldkalkung) spezifiziert und erweitert werden. Darüber hinaus wurden in Kap. 8.3.2 weitere waldbauliche Maßnahmeempfehlungen mit Blick auf die „Dynamisierung“ des Bestandeszieltyps dargelegt.

**Die sich aus den aktuellen BZE-Auswertungen abzeichnenden Gefährdungspotenziale konzentrieren sich im Wesentlichen auf zwei Bereiche:**

1. die durch Klimawandel bedingt zunehmenden Trockenstresssituationen bei nicht angepasster Baumartenwahl sowie
2. die sich abzeichnende Basenverarmung der Böden und das damit einhergehende Risiko der Übernutzung nährstoffarmer Standorte.

Zu **Punkt 1** wurden in Kap. 8.3 des vorliegenden Bandes standorts- und baumartenabhängige Risiken quantifiziert, die sich aus dem regionalen Klimawandel ergeben. Darauf aufbauend wurden Empfehlungen für die Bestandeszieltypenwahl abgeleitet.

Zu **Punkt 2** erfolgten im ersten Band des Waldbodenberichtes ausführliche Untersuchungen zur Kennzeichnung der Nährstoffnachhaltigkeit. Auf der Grundlage der BZE-Inventurpunkte wurde der rechnerische Zeitraum bis zum fiktiven Aufbrauch potenzieller Mangelnährstoffe für unterschiedliche Szenarien der Nutzungsintensität ermittelt (Kap. 4.2.3, Band 1). Der dabei verwendete Ansatz basiert auf den für alle BZE-Punkte geschätzten Input-Output-Bilanzen, wobei die Komponenten Deposition und Sickerung mit Hilfe von Level II-Daten abgeleitet wurden. Die Berechnung des entsprechenden Indexwertes erfolgte nach:

Index = pflanzenverfügbarer Bodenvorrat (Ca, Mg, K) /  $[(\text{Deposition}_{\text{Jahr}} + \text{Verwitterung}_{\text{Jahr}}) - (\text{Sickerung}_{\text{Jahr}} + \text{Ernteentzug}_{\text{Jahr}})]$ .

Die dargelegten Auswertungen zeigen, dass das Risiko der Übernutzung tendenziell mit abnehmender Nährkraft des Standorts wächst. Die Regionalisierung des Nachhaltigkeitsindexes geschah daher stark vereinfacht mittels eines univariaten Regressionsansatzes auf der Grundlage von Fünftelnährkraftstufen (SEA95) auf einem 100x100 m-Punkteraster. Mit der daraus resultierenden „Ampelkarte“ wurde eine erste regionale Übersicht der Nährstoffnachhaltigkeit in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität vorgestellt. Die Verwendung der Fünftelnährkraftstufe als hoch aggregiertem Kennwert der forstlichen Standortskarte hat forstpraktische Vorteile, weil die Nährkraftstufe aktuell bereits als wichtiger Bestandteil der waldbaulichen Planung fungiert. Allerdings wird die „semiquantitative“ Fünftelnährkraftstufe, welche sich im Wesentlichen aus pedogenen Merkmalen und Substrateigenschaften ableitet (Schulze 1996), der individuellen Bevorratung der Waldstandorte mit den einzelnen Hauptnährstoffen nur bedingt gerecht. So ist der Zusammenhang zwischen aktuell verfügbaren Nährelementvorräten und der Stammnährkraft nur schwach ausgeprägt, begründet nicht nur durch regional variiierende atmogene Stoffeinträge, sondern auch durch die Nutzung der Böden über Jahrhunderte, die insbesondere im breiten Spektrum der A- bis M-Standorte eine Überlagerung der natürlichen geo- und pedogenen Standortsausstattung bedingt.

**Im vorliegenden Kapitel wird daher ein Ansatz zur regionalen Abschätzung von standortsverträglichen Nutzungsintensitäten dargelegt, bei dem zunächst die Nährstoffvorräte mit Pedotransferfunktionen abgeleitet und regionalisiert werden und auf die Abschätzung der Nährstoffbilanz des Bodens verzichtet wird. Indes liegen diesem Ansatz die von Meiwes & Mindrup (2011) bzw. Stüber et al. (2008) empfohlenen operationalen Schwellenwerte eines Nährstoffentzugsindexes aus Bodenvorrat und Erntezug zugrunde. Im Ergebnis dienen Vulnerabilitätsstufen zur Bewertung einer möglichen Beeinträchtigung der Nährstoffnachhaltigkeit und als Grundlage für regionale Empfehlungen standortspflegerischer Erntemengen.**

## 10.1 Nährstoffnachhaltigkeit und standortsverträgliche Nutzungsintensität

Die forstliche Umweltkontrolle, bestehend aus BZE und Level II-Programm, liefert aktuell die umfassendste und am besten geeignete Datenbasis für die Beurteilung der Nährstoffnachhaltigkeit forstlicher Nutzungsszenarien in Brandenburg. Zentraler Bestandteil sind die laboranalytisch ermittelten bodenchemischen Kenngrößen, insbesondere die pflanzenverfügbareren Nährstoffvorräte an den 322 Inventurpunkten, die sich mit Hilfe von Regionalisierungsmodellen unter Verwendung von Informationen aus der forstlichen Standortskarte sowie zusätzlichen Geodaten und digitalen Höhenmodellen in die Fläche übertragen lassen.

### 10.1.1 Kriterien der Nährstoffnachhaltigkeit

Die stoffliche Nachhaltigkeit der forstlichen Nutzung lässt sich anhand unterschiedlicher Kriterien bemessen. Dieses sind insbesondere 1) die Nährstoffbilanz des Bodens, 2) die Produktivität der Bestände und 3) der Ernährungs- und Vitalitätszustand der Bäume.

#### 1) Nährstoffbilanz des Bodens

Die Leitfrage zur Kennzeichnung der stofflichen Nachhaltigkeit lautet: Wie hoch darf der Nährlementsexport mit der Holzernte sein, damit die Bilanz aus einerseits Stoffdeposition und Verwitterungsrate sowie andererseits Sickerwasseraustrag und Ernteexport nicht negativ wird?

Nach Stüber & Mindrup (2016) bedingt die nachhaltige Waldbewirtschaftung eine „ganzheitlich ressourcenbezogene Betrachtungsweise der Waldökosysteme“. Gemäß den Autoren gehört hierzu eine nachhaltige Bodenbewirtschaftung, bei der die langfristig konstante Erhaltung der dem Wald aus Mineralboden und Humus zur Verfügung stehenden Nährstoffvorräte gleichzusetzen ist mit der Nährstoffnachhaltigkeit. Die Nutzung von Biomasse kann dementsprechend dann als nachhaltig bezeichnet werden, „wenn die Elementbilanzen der genutzten Waldökosysteme im räumlichen und zeitlichen Mittel ausgeglichen und die Vorräte an verfügbaren Nährstoffen im Boden konstant sind.“ (Stüber & Mindrup 2016).

**Die Forderung nach Konstanz der Bodenvorräte ist in Brandenburg aktuell jedoch problematisch, insbesondere vor dem Hintergrund, dass einerseits anthropogene Stoffanreicherungen infolge von Staubeinträgen aus der Braunkohleverbrennung in den 1970er und 1980er Jahren sowie anhaltenden Stickstoffeinträgen als Zeichen hoher Fremdsteuering vorliegen, andererseits jedoch eine Annäherung an naturnähere Systeme gewünscht und demzufolge auf den betroffenen Standorten nährstoffärmeren Standortszustände anzustreben sind.**

Zur Abschätzung der Auswirkungen von Stoffentzügen und unterschiedlicher Depositionssituationen auf die bodenchemischen Verhältnisse (z. B. im Rahmen der Berechnung kritischer Belastungsgrenzen) wird häufig das **Konzept der Fließgleichgewichtsbedingungen** eingesetzt. Beim Vorliegen von Fließgleichgewichtsbedingungen sind alle Stoffflüsse konstant und die Einträge in das System müssen den Austrägen entsprechen. Gerade für langfristige szenaristische Betrachtungen stellt das Konzept der Fließgleichgewichtsbedingungen einen sehr praktikablen Ansatz dar. Geochemische Modellierungen mit unterstellten Fließgleichgewichtsbedingungen, beispielsweise mit dem Modell PROFILE (Sverdrup & Warfvinge 1993, Warfvinge & Sverdrup 1995), liefern direkte Abschätzungen zu den bei vorgegebenen Randbedingungen (Deposition, Nutzungsintensität, usw.) langfristig zu erwartenden bodenchemischen Verhältnissen und ggf. daraus resultierenden Auswirkungen auf die Produk-

tivität. Die in der Realität insbesondere für kürzere Betrachtungszeiträume i. d. R. stets zu beobachtenden Abweichungen von tatsächlichen Fließgleichgewichtsbedingungen (variierende Stoffflüsse, An- und Abreicherungsprozesse im System) lassen sich vereinfacht als Annäherungsphasen an die sich bei veränderten Randbedingungen stets neu einstellenden Fließgleichgewichtsbedingungen auffassen.

Üblicherweise wird im Rahmen der geochemischen Modellierung mit Fließgleichgewichtsmodellen für forstpraktische Fragestellungen von einem über die Zeit unveränderlichen Mineralbestand der Böden ausgegangen. Für sehr lange (geologische) Zeiträume ist in Folge der unterschiedlich intensiven Verwitterung einzelner Minerale jedoch für die meisten Standorte humider Klimate von einer Verarmung an leicht verwitterbaren Mineralen auszugehen. Daraus resultiert eine natürliche, sehr langsam ablaufende chemische Drift der Böden zu saureren Verhältnissen infolge der abnehmenden „nachsprechenden Kraft“ aus der Mineralverwitterung. In Abb. 10.1.1 wird diese langfristige Drift durch die Phasen A, B und C veranschaulicht, die sich durch unterschiedliche Verwitterungsraten, Sickerwasserausträge und austauschbare Elementvorräte im Boden unterscheiden. Innerhalb der für forstliche Maßnahmen und Zielsetzungen zur Luftreinhaltung praktikablen Betrachtungszeiträume (A, B, C) ist die Bilanz bei konstanten Randbedingungen jedoch quasi ausgeglichen.

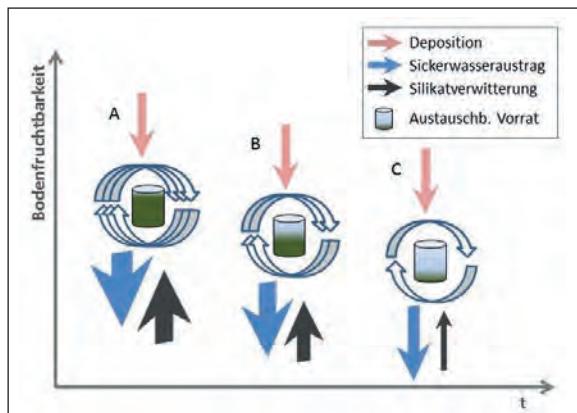


Abb. 10.1.1: Schema zur natürlichen Bodendegradation unter Fließgleichgewichtsbedingungen von Nährstoffeintrag und -austrag infolge der Verringerung der „nachsprechenden Kraft“ über die Zeit (Erläuterung vgl. Text)

Kurz- und mittelfristig treten infolge von An- und Abreicherungsprozessen negative Bilanzen auf, die jedoch keine Folgerungen hinsichtlich der stofflichen Nachhaltigkeit der aktuellen forstlichen Bewirtschaftung zulassen. Es ist vor diesem Hintergrund besonders zu beachten, dass der als „Stoffbilanz“ verwendete Nachhaltigkeitsindikator keine echte (dynamische) Ökosystembilanz darstellt, die szenarisch in die Zukunft gerechnet wird, sondern lediglich eine Extrapolation derzeit gegebener Standortsbedingungen und geschätzter Flüsse vom Charakter eines Indexwertes.

Die Nährstoffbilanz des Bodens erscheint besonders dann als Nachhaltigkeitsindikator wenig geeignet, wenn der bodenchemische Zustand aktuell oder in früheren Zeiten in erheblichem Maße durch anthropogene Fremdstoffeinträge überprägt wurde. Dieses wird anhand von Auswertungen zur Stoffbilanz auf brandenburgischen Level II-Flächen deutlich. Das Beispiel der in den 1980er Jahren stark durch Flugaschedeposition belasteten Level II-Fläche Neusorgefeld in Südbrandenburg zeigte zu Beginn der Messreihe in den 1990er Jahren sehr hohe Basenausträge, so dass sich selbst ohne Berücksichtigung von forstwirtschaftlichen Erntezügen stark negative Bilanzen für Calcium und Magnesium errechnen (Hannemann et al. 2016). Die Interpretation im Sinne einer nicht nachhaltigen Nutzung wäre hier unsinnig. Für eine adäquate Bewertung der Stoffbilanz müssten daher verlässliche Informationen zum bodenchemischen **Referenzzustand** vorliegen. Da der Stoffhaushalt auch aktuell noch auf großen Flächenanteilen natürlicherweise nährstoffärmerer Standorte von ehemaligen Flugascheeinträgen überprägt ist (vgl. Waldbodenbericht Band 1, Kap. 4.1.6), lässt sich allein aus der Nährstoffbilanz des Bodens ohne Kenntnis von Referenzzuständen keine flächenrepräsentative Aussage zur Nährstoffnachhaltigkeit im Land Brandenburg treffen. Umgekehrt nehmen die Basenausträge mit dem Sickerwasser auf anthropogen versauerten Standorten stark ab, wenn das System insgesamt an den betreffenden Nährstoffkationen verarmt ist. Infolge der dann reduzierten Sickerwasserausträge können sich sogar häufiger positive Bilanzen einstellen, als auf Flächen, die von Basenüberfrachtung durch ehemalige Staubeinträge geprägt sind. Auch hier wäre aber die Schlussfolgerung, dass die sich vorübergehend errechnenden positiven Nährstoffbilanzen höhere Nutzungspotenziale erlauben, falsch und hätte fatale Folgen für die Bewertung der stofflichen Nachhaltigkeit auf den betroffenen Flächen. In Brandenburg sind somit die Elementvorräte im Boden für die Interpretation der Bilanzen von ganz besonderer Wichtigkeit.

Unter Beachtung dieser Prämissen, wurden im Band 1 des Waldbodenberichtes Brandenburg für alle BZE-Punkte „Input-Output-Bilanzen“ für drei verschiedene Nutzungsszenarien geschätzt und diese durch Einbeziehung der aktuell verfügbaren Nährstoffvorräte im Boden zu einem 3-stufigen Nachhaltigkeitsindex kombiniert. Die Berücksichtigung der standörtlichen Nährstoffausstattung stellt bei diesem Ansatz eine wichtige Komponente dar. Grundlage des Nährstoffindexes ist die rechnerische Zeit bis zum fiktiven Aufbrauch eines potenziellen Mangelnährstoffs. Der Indexwert vermittelt einen Eindruck, bei welchen Elementen und auf welchen, durch bestimmte pflanzenverfügbare Elementmengen gekennzeichneten Standortstypen, unter den gegenwärtigen, durch das BZE-Kollektiv wiedergegebenen Bestockungsverhältnissen mit An- bzw. Abreicherungen von Nährstoffen im Boden und ggf. mit Nährstoffmangel zu rechnen ist. So konnten verschiedene Nutzungsintensitäten in Abhängigkeit von den auftretenden Standorts-

verhältnissen vergleichend hinsichtlich des Risikos einer fortschreitenden Nährstoffverarmung der Böden beschrieben werden. Durch die Möglichkeit, den Nährstoffentzug für unterschiedliche Bewirtschaftungsvarianten szenarisch abzubilden, spiegeln die Werte insbesondere auch den Einfluss der Nutzungsintensität auf den Stoffhaushalt wider und eignen sich für praxisbezogene Empfehlungen im Sinne des Vorsorgeprinzips.

## 2) Baumwachstum / Standortsproduktivität

Die Leitfrage zur Bewertung der stofflichen Nachhaltigkeit lautet: Wieviel Biomasse kann dem Wald entnommen werden, ohne dass die Produktivität der jeweiligen Standorte darunter leidet?

Nach einer Literaturoauswertung von Meiws & Mindrup (2011) kann im Allgemeinen davon ausgegangen werden, dass bei länger anhaltender Vollbaumnutzung negative Auswirkungen auf den Boden und dessen Produktivität zu erwarten sind. Die zu beobachtenden Ertragseinbußen nach Vollbaumnutzung können im Grundsatz mit verringerten Nährstoffvorräten im Boden, bedingt durch Nährstoffentzug mit der Ernte, in Verbindung gebracht werden. Im Einzelfall kann das Reaktionsvermögen der Bestände in Bezug auf das Wachstum jedoch sehr variabel sein. Unsicher ist nach den Autoren zudem, insbesondere bei hoher atmogener Stickstoffdeposition und damit auszuschließendem Stickstoffmangel, welche die wachstumsbegrenzenden Nährstoffe sind.

In Brandenburg sind gegenwärtig generell hohe Zuwachsleistungen zu verzeichnen (Noack 2011, 2012; Müller 2015, Schröder 2015). Der Indikator Wachstum erscheint unter den speziellen Standortsgegebenheiten jedoch nicht eindeutig im Sinne der stofflichen Nachhaltigkeit interpretierbar. Es ist davon auszugehen, dass das derzeitige Zuwachsniveau unter anderem aufgrund von anthropogenen Nährstoffeinträgen aus der Luft erhöht ist. Von Bedeutung sind in diesem Zusammenhang die ehemaligen und aktuellen Stickstoffeinträge sowie Basen aus Flugaschen der Braunkohleverbrennung. Die aus den Staubeinträgen resultierende brandenburgweite Calciumdeposition im Zeitraum 1945 bis 1990 beläuft sich nach überschlägigen Kalkulationen auf ca. 2,2 t/ha, was einer flächigen Kalkungsmenge von etwa 6 t/ha und damit zwei konventionellen Säurekompensationskalkungen entspricht (Riek et al. 2015). **Ein Absinken des hohen Zuwachsniveaus der vergangenen Jahre ist – insbesondere auf natürlicherweise ärmeren Standorten, die während der 1970er und 1980er Jahre aufgebaut wurden und/oder von Stickstoffeinträgen betroffen waren – bei aktuell und zukünftig geringerer atmogener Belastung durchaus zu erwarten und kann dann nicht im Sinne einer nicht nachhaltigen Nutzung interpretiert werden.** Somit erscheint für Brandenburg der Erhalt der aktuellen standörtlichen Ertragskraft für die Bewertung der Nährstoffnachhaltigkeit wenig geeignet.

## 3) Waldernährung / Vitalität

Die Leitfrage zur Nährstoffnachhaltigkeit lautet: Welche Nährstoffentnahme ist möglich, ohne dass die damit einhergehende Verarmung des Standortes zu Elementmangel und einer ggf. erhöhten Disposition gegenüber biotischen Schadfaktoren führt?

Während die pflanzenverfügbaren Elementvorräte im Boden lediglich Hinweise auf potenzielle Nährstoffengpässe und damit einhergehende Belastungen geben, lässt sich anhand der Nadel-/Blattanalyse die tatsächliche Ernährungssituation der Bäume zum Zeitpunkt der Probenahme beurteilen. Meiws & Mindrup (2011) weisen darauf hin, dass es für die Einschätzung der stofflichen Nachhaltigkeit anhand von Ernährungsdaten vor allem wichtig ist, den Verlauf der Reaktion der Bäume über einen langen Zeitraum zu beobachten. Lassen sich aus den Zeitreihen Trends ableiten, so können daraus ggf. Risiken möglicher Nährstoffengpässe für die Zukunft prognostiziert werden.

Der Vergleich der Bodenzustandsinventuren BZE-1 und BZE-2(a) zeigt, dass die mittleren Gehalte potenzieller Mangellemente im Allgemeinen bei der BZE-2(a) höher liegen als bei der BZE-1. Die Ernährungssituation hat sich somit in der flächenrepräsentativen BZE-Stichprobe generell etwas verbessert. Lediglich bei dem Element Magnesium ist insbesondere im zweiten Nadeljahrgang eine signifikante Abnahme der Gehalte zu verzeichnen. Dieser Befund korrespondiert mit der im Waldbodenbericht Brandenburg konstatierten Verschlechterung der Magnesiumverfügbarkeit zwischen den Inventuren. Die Auswertung der Zeitreihen von Level II-Flächen bestätigt dieses indes nicht. Demnach sind insgesamt kaum Trends abzusichern und für das Element Magnesium werden auf drei Flächen sogar schwach signifikant ansteigende Magnesiumgehalte in den Nadeln von Kiefern festgestellt (Riek et al. 2016).

**Für Brandenburg lassen die aktuell ausgewerteten Ernährungsdaten überwiegend auf eine ausgewogene Versorgungssituation der Hauptbaumarten schließen.** Unter Verwendung des Bewertungsrahmens von Göttlein (2015) sind in der BZE-2(a)-Stichprobe latente Mangelsituation bei 2 % der untersuchten Kiefernbestände für Calcium bzw. bei jeweils 14 % für Kalium und Magnesium zu verzeichnen. Die Ernährungsdaten von Buchen- und Eichenbeständen weisen auf eine ausgewogene Versorgung mit Calcium, Magnesium und Kalium (Waldbodenbericht Band 1, Kap. 4.1.7). Für das Element Phosphor konnte bei Kiefer an 4 %, bei Buche an 15 % und bei Eiche an 6 % der jeweiligen BZE-Bestände (latenter) Mangel konstatiert werden (Kap. 6.4.3).

**Eine Prognose hinsichtlich des Risikos für zukünftige Nährelementmängel ist mit Hilfe der aktuellen Daten und retrospektiver Zeitreihenauswertungen jedoch nicht möglich, da abrupt einsetzende Veränderungen der Nährstoffverfügbarkeit insbe-**

sondere in Kombination mit spezifischen Wittringssituationen (Trockenheit) auf Standorten mit geringen Nährstoffvorräten jeder Zeit und unvorhersehbar zu Engpässen bei der Nährstoffversorgung und damit möglicherweise einhergehender Schaddisposition führen können. Dies veranschaulichen aktuelle Nadelanalysen von der Kalkungsversuchsfläche Heegermühle (Abb. 10.1.2). Dieser Kalkungsversuch wurde bereits im Jahr 1954 auf einem schwachen M-Standort (Finowtaler Sandbraunerde) angelegt und aktuell erneut boden- und ernährungskundlich untersucht, um Aussagen zur langfristigen Kalkungswirkung treffen zu können (Riek et al. 2018). Untersucht wurden im Dezember 2017 und 2018 die Nadelinhaltstoffe von jeweils 15 Kiefern auf der Null- und Kalkungsvariante. In dem feuchten Jahr 2017 befinden sich die Calciumgehalte der Nullvariante im unteren Normalbereich, die der Kalkungsvariante im oberen. Nach der extremen Sommertrockenheit des Jahres 2018 sinken die Werte der Nullvariante in den latenten Mangelbereich ab und befinden sich selbst auf der gekalkten Fläche unterhalb des Medians der Nullvariante des Jahres 2017.

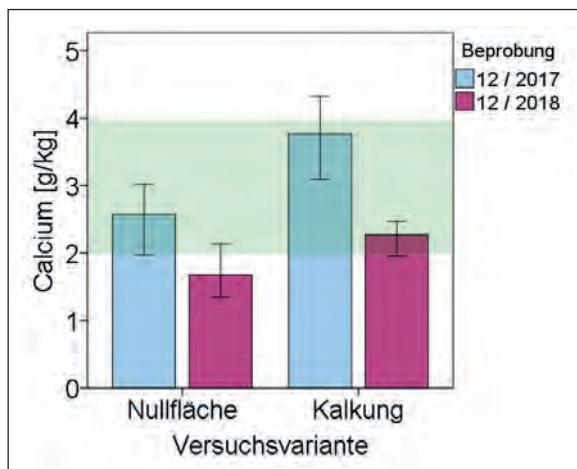


Abb. 10.1.2: Fallstudie Heegermühler Kalkungsversuch: Vergleich der Calciumgehalte in Kiefernneedeln der Null- und Kalkungsvariante in den Jahren 2017 und 2018 (Median, 95 %-Konfidenzbereich); Normalbereich nach Göttlein (2015) grün markiert

### 10.1.2 Nährstoffentzugsindex als operationaler Indikator der stofflichen Nachhaltigkeit

Aufgrund der generellen Schwierigkeiten bei der Abschätzung der Bilanzgrößen von Stoffhaushaltsmodellen und deren flächenhafter Übertragung wurde erstmals von Stüber et al. (2008) ein starker operational ausgerichteter Nachhaltigkeitsindikator beschrieben. Grundlage des gegenüber der Stoffbilanzierung vereinfachten Ansatzes von Stüber et al. (2008) ist das Verhältnis des Vorrats der verfügbaren Nährstoffe im Boden zum Nährstoffentzug durch Biomassenutzung während einer normierten Umtriebszeit. Bei diesem Ansatz bleiben die atmogenen Stoffeinträge, der Stoffeintrag aus der Mineralverwitterung sowie der Verlust von Nährstoffen durch Sickerwasseraustrag unbe-

rücksichtigt. Gleichwohl gibt die Relation von Bodennährstoffvorrat zu Nährstoffentzug durch Holznutzung nach Stüber et al. (2008) grundsätzliche Hinweise auf die Elastizität des Bodens mit Blick auf sein Nährstoffpotenzial. Ein Standort mit geringem Bodenvorrat ist demnach gegenüber einer unausgeglichenen Nährstoffbilanz weniger gut gepuffert und weniger elastisch als ein Standort mit großem Bodenvorrat. Der Quotient aus Nährstoffvorrat im Boden und Nährstoffentzug wird von den Autoren als „Nährstoffentzugsindex“ bezeichnet. Ein niedriger Wert dieses Indexes bedeutet eine geringe Elastizität und kann zur Beschreibung der Nachhaltigkeit der bodenbürtigen Nährstoffversorgung verwendet werden (Stüber et al. 2008). Für den Nährstoffentzugsindex werden anhand von empirischen Analysen elementbezogene Schwellenwerte angegeben (z. B. Meiwas et al. 2008).

Der Nährstoffentzugsindex wurde von Meiwas & Mindrup (2011) anhand von Stoffbilanzierungen auf Flächen des forstlichen Umweltmonitorings auf seine Eignung überprüft. Demnach ist dieser Index ein für die forstliche Praxis als Entscheidungshilfe geeigneter Indikator, mit dem sich die Risiken von holzernebedingten Nährstoffentzügen zur Sicherung einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung bewerten lassen. Das von den Autoren verwandte Bewertungssystem basiert auf kritischen Grenzen der Nutzungsintensität. Diese Grenzen differenzieren zwischen einer akzeptablen und einer unakzeptablen Nutzungsintensität für einen bestimmten Standort. Die Nutzungsintensitätsstufe wird elementspezifisch berechnet, wobei die jeweils niedrigste Stufe bei den unterschiedlichen Elementen berücksichtigt wird. Dieser Ansatz folgt der Hypothese der Nährstofflimitierung durch das jeweilige Mangellement (Kaspari et al. 2008, Vitousek & Howarth 1991).

Auf der Grundlage der von Ahrends et al. (2011) und Meiwas & Mindrup (2011) angegebenen Schwellenwerte (Tab. 10.1.1) können die in einer Umtriebszeit nutzbaren Nährstoffmengen bei bekanntem Bodenvorrat pflanzenverfügbarer Elemente nach

### Nutzbare Elementmenge = Bodenvorrat / Nährstoffentzugsindex

berechnet werden. Zur Abschätzung des Risikos von Übernutzung lassen sich die in einer Umtriebszeit nutzbaren Ca-, Mg- und K-Mengen den berechneten Ernteeinzügen szenarischer Nutzungsvarianten und Baumarten gegenüberstellen.

**Tab.10.1.1: Schwellenwerte der elementbezogenen Nährstoffentzugsindices**

Element	hohes Risiko der Übernutzung	geringes Risiko der Übernutzung
Calcium	< 0,5	> 1
Magnesium	< 0,5	> 1
Kalium	< 0,4	> 0,7

## 10.2 Anwendung des Nährstoffentzugsindexes auf die Gesamtwaldfläche

Im folgenden Abschnitt steht zunächst die Regionalisierung der pflanzenverfügbaren Nährstoffvorräte im Vordergrund. Für die Stützstellen des brandenburgweiten 100x100 m-Rasters werden die S-Werte der Böden sowie die verfügbaren Calcium-, Magnesium- und Kaliummengen geschätzt und dann anhand des von Meiweis & Mindrup (2011) empfohlenen Nährstoffentzugsindexes (Kap. 10.1.2) hinsichtlich des Übernutzungsrisikos für verschiedene Baumarten und Erntintensitäten bewertet.

### 10.2.1 Regionalisierung der Nährstoffvorräte

**Die Regionalisierung der Nährelementvorräte stellt beim vorliegenden Ansatz die zentrale konzeptuelle Komponente dar. Hierbei wurden zunächst zwei verschiedene Algorithmen getestet, deren jeweilige Ergebnisse als Kartogramme in Abb. 10.2.2 und Abb. 10.2.3 dargestellt sind und die sich wie folgt beschreiben lassen:**

Beim **ersten Algorithmus**, der auch im Band 1 des Waldbodenberichts Brandenburg beschrieben ist, wurde der S-Wert des Oberbodens bis 30 cm Tiefe als Funktion von C-Gehalt, Summe aus Schluff- und Tongehalt sowie Grobsandgehalt regressionsanalytisch geschätzt (Riek et al. 2015, S. 91f). Die genannten Eingangsgrößen liegen für das 100x100 m-Punkteraster aus dem Regionalisierungsvorhaben am LFE (z. B. Riek & Russ 2016) und der Arbeit von Russ (2015) an der HNEE vor. Für den humusfreien Unterboden und Untergrund (30-90 cm bzw. 30-140 cm Tiefe) konnten die S-Werte anhand der Fünftelnährkraftstufen nach SEA95 geschätzt werden, wobei sich zeigte, dass zwischen den Stufen A<sup>5</sup> und Z<sup>3</sup> keinerlei Unterschiede der S-Werte bestehen. Die Ableitung der Ca-, Mg- und K-Vorräte erfolgte anhand deren Abhängigkeit von der Höhe des S-Wertes, wobei 8 Klassen unterschieden wurden (Riek et al. 2015, S. 94).

Die Entwicklung des **zweiten Algorithmus** erfolgte im Rahmen des Waldklimafonds-Vorhabens „DSS Risk-Man“, Teilprojekt 1: „Regionalisierung von Bodenkennwerten, Wasserhaushalt und Trockenstress“ (Russ & Riek 2018). In dem am LFE bearbeiteten Teilprojekt wurden Modelle zur Schätzung von pH-Wert und Basensättigung auf der Grundlage von aus forstlichen Standortskarten vorliegenden Substrateigenschaften (Textur, Grobboden-, Carbonatgehalt) sowie weiteren an bodenbildenden Faktoren orientierten Einflussgrößen entwickelt. Dafür wurden vorrangig statistische Verfahren wie Regressions- und Clusteranalyse sowie Klassifikationsbäume (CART) eingesetzt. Als weitere potenzielle Prädiktoren wurden beispielsweise aus digitalen Geländemodellen abgeleitete Reliefkennwerte oder regionalisierte Klimakennwerte verwendet. Für die Schätzung der Kationenaustauschkapazität (KAK) wurde eine modifizierte Variante der Pedotransferfunktion von Renger (1965) anhand brandenburgischer BZE-Daten rekaliert. Diese ermöglicht die Vorher-

sage der KAK aus dem pH-Wert sowie den Kohlenstoff-, Ton- und Schluffgehalten. Die S-Werte konnten anschließend als Produkt aus Feinbodenvorrat, Kationenaustauschkapazität und Basensättigung berechnet werden. Methodische Details zu diesem gegenüber dem ersten, stärker deterministisch ausgerichteten Modellansatz sind im Abschlussbericht des Forschungsvorhabens „DSS RiskMan“ zu finden. Abb. 10.2.1 zeigt dazu beispielhaft die mit den entwickelten Regionalisierungsmodellen erreichten Modellgüten. Insgesamt zeigen sich bei logarithmischer Betrachtung kaum Ausreißer in den Daten. Mit Bestimmtheitsmaßen im Bereich von 0,4 bis 0,6 werden in den einzelnen Tiefenstufen noch akzeptable Werte erreicht.

Die Standardabweichung der Residuen für die S-Werte im Mineralboden erscheint mit 194 kmol/ha zunächst ziemlich hoch. Für die Mehrzahl forstökologischer Fragestellungen ist jedoch davon auszugehen, dass im hohen Wertebereich auch höhere absolute Abweichungen relativ unproblematisch sind. Eine Orientierung bieten hier die Bewertungsstufen des AK Standortskartierung (2016) für kurz- bis mittelfristig verfügbare Vorräte im effektiven Wurzelraum. Während im unteren Wertebereich („gering“) die Klassenbreite noch bei 19 - 38 kmol/ha liegt, beträgt sie in der Stufe „mittel“ bereits 72 - 161 kmol/ha und in der Stufe „hoch“ 313 - 605 kmol/ha. Auf Grundlage der regionalisierten Daten sind demnach in der Regel Klassifizierungen im Bereich von +/- einer Stufe möglich.

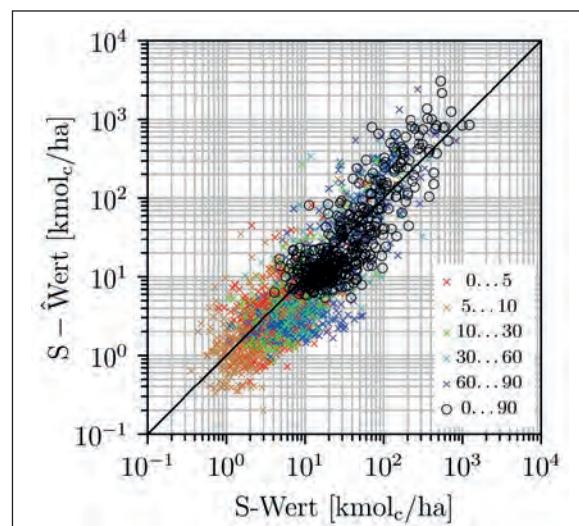


Abb. 10.2.1: Regionalisierung des S-Wertes in den Tiefenstufen des Mineralbodens und Bodenblock bis 90 cm Tiefe; Logarithmische Gegenüberstellung von Vorhersage- und Messwerten (0-5 cm:  $R^2=0,61$ ; 5-10 cm:  $R^2=0,56$ ; 10-30 cm:  $R^2=0,57$ ; 30-60 cm:  $R^2=0,48$ ; 60-90 cm:  $R^2=0,38$ ; Solum:  $R^2=0,52$ ); aus: Russ & Riek (2018)

Im Ergebnis der beiden Regionalisierungsalgorithmen wurden die in Abb. 10.2.2 und Abb. 10.2.3 dargestellten Karten der exemplarisch bis 90 cm Tiefe berechneten S-Werte generiert. Insgesamt besteht eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den beiden unterschiedlichen Modellansätzen. **Der stärker auf der forstlichen Standortskarte basierende erste Ansatz zeichnet**

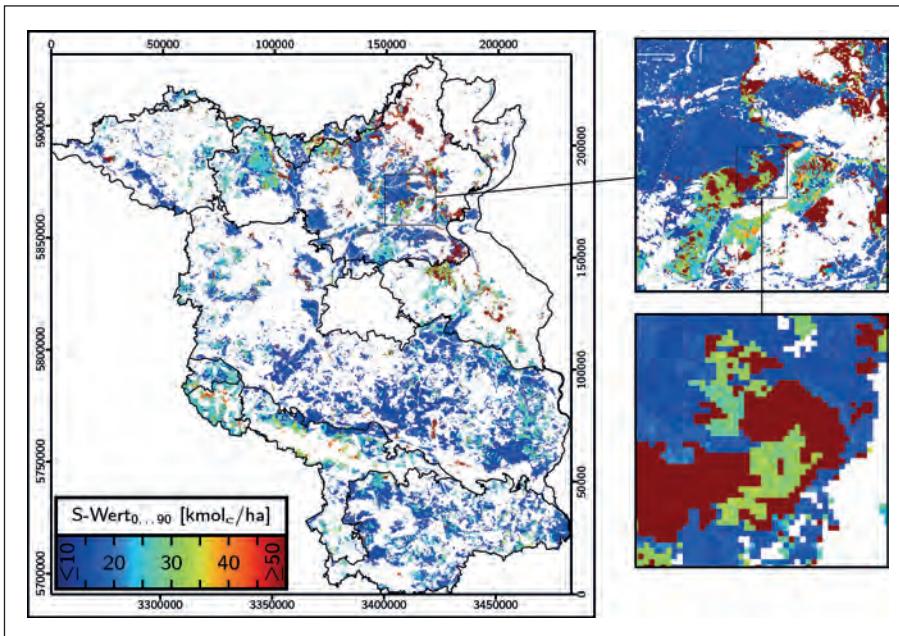


Abb. 10.2.2: S-Wert in 0-90 cm Tiefe (berechnet nach dem v. a. SEA95-basierten Modellansatz 1; vgl. Text)

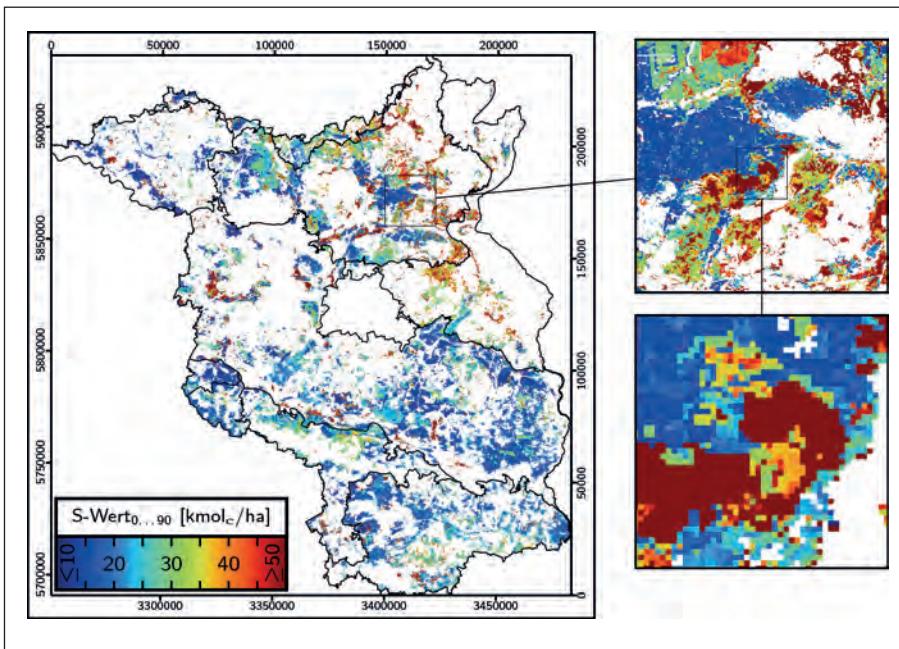


Abb. 10.2.3: S-Wert in 0-90 cm Tiefe (berechnet nach dem stärker deterministisch ausgerichteten Modellansatz 2; vgl. Text)

sich durch eine etwas geringere Detailschärfe aus als der zweite Ansatz. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass die Stammnährkraftstufe als erklärende Variable räumlich weniger variiert als die aus Geländemodellen abgeleiteten Reliefkennwerte. Beim zweiten Modellansatz werden kleinräumige Unterschiede zudem durch eine größere Anzahl an Einflussgrößen, welche für die in der Region wirksamen pedogenen Faktoren stehen, besser berücksichtigt. Aus diesen Gründen wurde für das weitere Vorgehen, die nach dem zweiten, stärker deterministisch ausgerichteten Algorithmus generierte Datenbasis verwendet.

Aus den tiefenstufenweisen S-Werten wurden nach den im Band 1 des Waldbodenberichts funktional dargestellten Elementanteilen am Austauscher in Abhän-

gigkeit von der Basensättigung Calcium-, Magnesium- und Kaliumvorräte für den Tiefenbereich 0-140 cm berechnet. Die zugrundeliegenden Zusammenhänge werden durch Abb. 10.2.4 veranschaulicht.

Die regionale Verteilung der daraus resultierenden für den Tiefenbereich 0-140 cm berechneten Ca-, Mg- und K-Vorräte ist den Kartogrammen in Abb. 10.2.5 – Abb. 10.2.7 zu entnehmen. Die vorliegenden Untersuchungen beschränken sich auf diese drei Hauptnährstoffe, da bei Stickstoff aktuell noch eintragsbedingt von einer überwiegend ausreichenden Versorgung auszugehen ist und sich die Menge des pflanzenverfügbaren Phosphors nicht ausreichend genau quantifizieren lässt. Letzteres könnte für die Gesamtbewertung der stofflichen Nachhaltigkeit problematisch sein, da unter den gegebenen Substrat- und Bodeneigen-

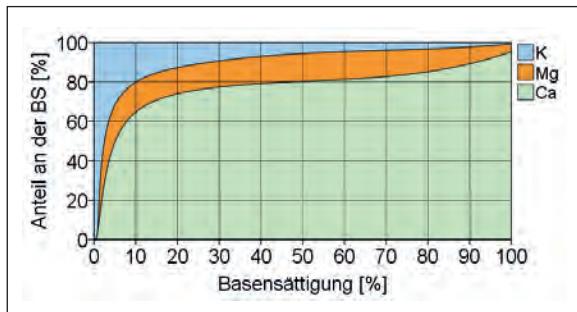


Abb. 10.2.4: Empirischer Zusammenhang zwischen Basensättigung und Ca-, Mg- bzw. K-Anteil an der Basensättigung für das BZE-Kollektiv Brandenburg (vgl. Riek et al. 2015)

schaften eine Zunahme von Phosphormangel bei fort schreitender Bodenversauerung durchaus möglich ist. Aktuell befinden sich die P-Ernährungsdaten in der flächenrepräsentativen BZE-Stichprobe jedoch fast aus-

schließlich im Normalbereich. Lediglich auf A-Standorten ist mit 15 % der Kiefernbestände ein leicht erhöhter Anteil im latenten Mangel zu verzeichnen.

Aus den ermittelten Nährelementvorräten im Boden lässt sich die Häufigkeitsverteilung von besonders übernutzungsgefährdeten Waldstandorten ableiten. Hierzu wurden unter Berücksichtigung der elementspezifischen Nährstoffentzugsindizes nach Meiwas & Mindrup (2011) die für eine Umlandszeit verfügbaren Elementmengen berechnet. Die entsprechenden Werte für Calcium, Magnesium und Kalium sind in Abb. 10.2.8 und Abb. 10.2.9 in Form von prozentualen kumulativen Häufigkeitsverteilungen bezogen auf die Gesamtwaldfläche Brandenburgs dargestellt. Die Kurven veranschaulichen die für eine Umlandszeit verfügbaren Nährstoffmengen bei geringem (blau) und hohem (orange) Risiko der Übernutzung.

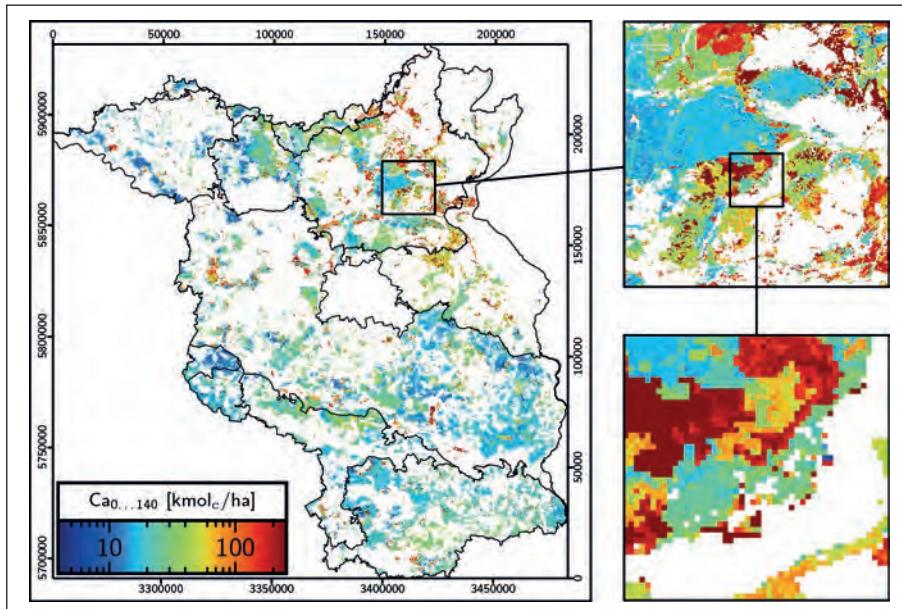


Abb. 10.2.5: Austauschbarer Calciumvorrat im Mineralboden in 0-140 cm Tiefe

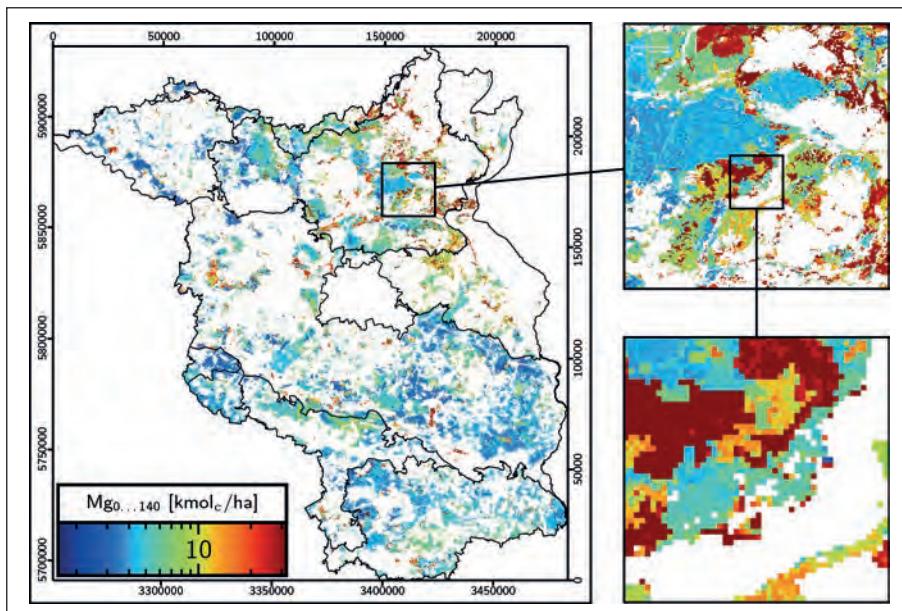


Abb. 10.2.6: Austauschbarer Magnesiumvorrat im Mineralboden in 0-140 cm Tiefe

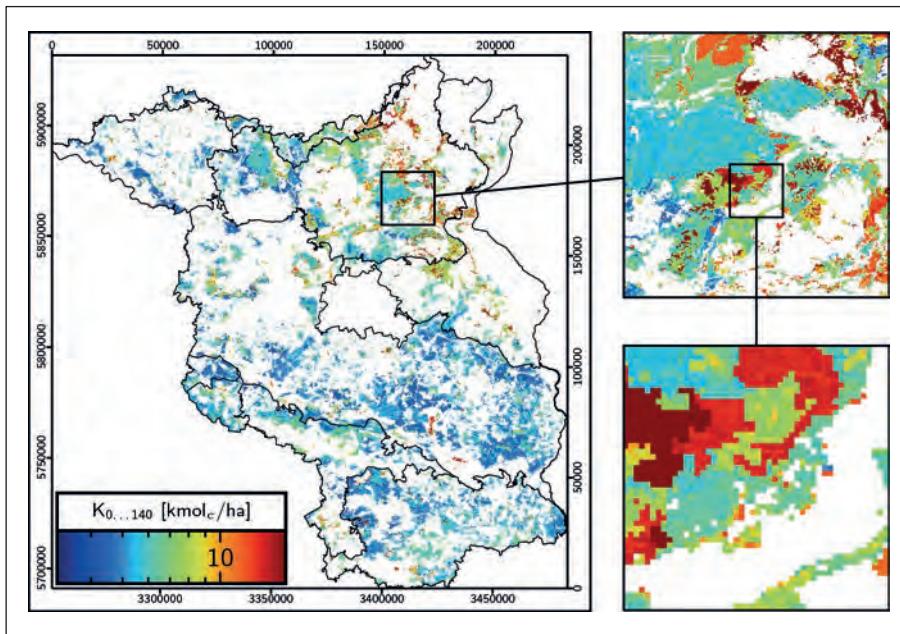


Abb. 10.2.7: Austauschbarer Kaliumvorrat im Mineralboden in 0-140 cm Tiefe

Die tatsächlichen Nährstoffentzüge unterscheiden sich je nach Baumart und genutzten Baumkompartimenten (Derbholz, Rinde, Äste, Feinreisig, Nadeln). Diesbezüglich wurden im Band 1 des Waldbodenberichtes verschiedene Szenarien für die jeweils an den BZE-Punkten real vorkommenden Baumarten berechnet, von denen zwei hier ebenfalls aufgegriffen werden. Die Ableitung von durchschnittlichen jährlichen Stoffentzügen erfolgte hierbei anhand der aktuellen Bonität der Bestände mittels einschlägiger Ertragstabellen für 5-jährige Durchforstungsintervalle sowie Regressionsgleichungen für die Berechnung der Elementgehalte der einzelnen Baumkompartimente aus Höhe und Durchmesser (Details vgl. Riek et al. 2015). In den Abb. 10.2.8 und Abb. 10.2.9 entsprechen die senkrechten Linien A und B der mittleren Entnahme in 100 Jahren nach Szenario 2 (mittlere Nutzungsintensität: Nutzung des Schaftholzes mit Rinde, Holznutzung ab 12 m Bestandeshöhe.) bzw. Szenario 3 (starke Nutzungsintensität: Nutzung des gesamten Ast- und Schaftholzes einschließlich der Zweige mit Rinde; Export aller nach Ertragstafel vorgesehenen Nutzungen). Es handelt sich hierbei um die jeweiligen Mediane der für die flächenrepräsentative BZE-Stichprobe kalku-

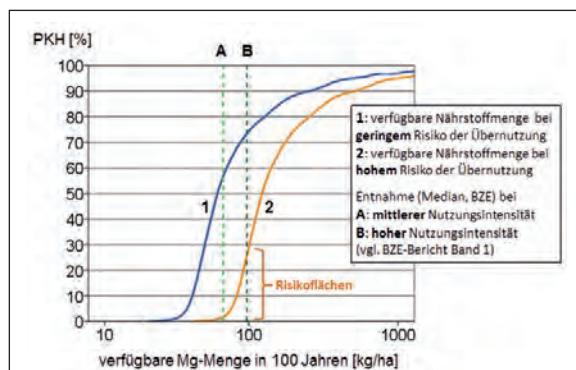


Abb. 10.2.8: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilungen (PKH) der bei einer Umlaufzeit von 100 Jahren verfügbaren Magnesiummenge für geringes (1) und hohes (2) Risiko der Übernutzung sowie durchschnittliche Magnesiumentnahme durch die Holzernte bei mittlerer (A) und hoher (B) Nutzungsintensität

lierten Entnahmen unter Berücksichtigung der realen aktuellen Bestockung. Die Entnahmemenge der Referenzperiode von 100 Jahren ergibt sich rechnerisch aus der durchschnittlichen jährlichen Entnahmemenge

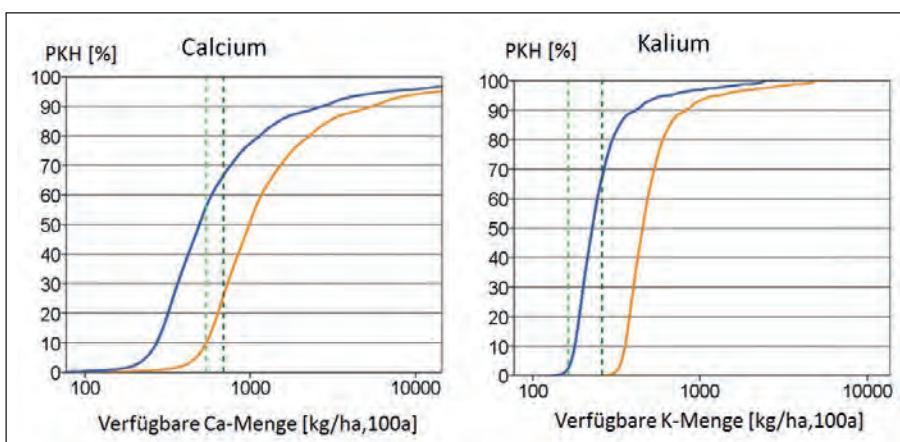


Abb. 10.2.9: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilungen (PKH) der bei einer Umlaufzeit von 100 Jahren verfügbaren Calcium- und Kaliummengen (Legende analog zu Abb. 10.2.8)

eines unendlichen Nutzungszeitraums mit dem jeweiligen Szenario der Nutzungsintensität (vgl. Band 1 des Waldbodenberichtes).

Für eine erste brandenburgweite Einschätzung der ermittelten verfügbaren Nährstoffmengen eignet sich die Verschneidung von Kurve 2 mit der Geraden A. Bei dem in Abb. 10.2.8 als Risikoflächen gekennzeichneten Anteil wäre bei intensiver, über das konventionelle Maß hinausgehender Nutzung (z. B. Nutzung von Energieholz, Vollbaumnutzung) besonders auf die Gewährleistung der Nachhaltigkeit zu achten und ggf. wären Kompensationsmaßnahmen zu ergreifen. Dieses kann entweder dadurch geschehen, dass die Entnahme reduziert wird, was einer Linksverschiebung der senkrechten Linien in Abb. 10.2.8 gleichkommt, oder in Form von Ausgleichsdüngungen, wodurch sich die in der Abbildung dargestellte Häufigkeitskurve verfügbarer Nährstoffe entsprechend nach rechts verschieben würde. **Die regionale Ausprägung des standorts-, baumarten- und nutzungsintensitätsabhängigen Risikos lässt sich anhand der hier verwendeten, aus der BZE-Stichprobe abgeleiteten, mittleren Nährstoffentzügen nicht erkennen. Hierzu ist der Ernteexport in Abhängigkeit von der standörtlichen Bonität der verschiedenen Baumarten szenarisch zu untersuchen und räumlich abzubilden, was im folgenden Kapitel erfolgt.**

### 10.2.2 Nährstoffexport in Abhängigkeit von Baumart und Nutzungsintensität

Um szenarisch für verschiedene Baumarten und Nutzungsintensitäten Nährstoffexporte zu regionalisieren, ist es zunächst notwendig die **Standortsleistungsbezüge** der zu berücksichtigenden Baumarten abzuschätzen, da die Wuchsleistung eine erhebliche Rolle für die in den Baumkompartimenten akkumulierten Nährstoffmengen spielt. Hierzu wurden lineare Regressionsanalysen auf der Grundlage von Standorteigenschaften auf dem 100x100 m-Stichprobenraster durchgeführt. Als Zielgröße diente die absolute Höhenbonität ( $HG_{100}$ ), die dem Datenspeicher Wald (DSW 2, Stand 2015) entnommen wurde.<sup>4</sup> Das durchschnittliche Bestandesalter geht als Kovariate in die Untersuchung ein. Da die Zielgröße definitionsgemäß altersunabhängig ist, fungiert das Bestandesalter im Regressionsmodell als Proxy-Variable. Sie soll den allgemeinen Einfluss einer potenziellen Standortsverbesserung durch Stickstoff- und Baseneinträge sowie die Erhöhung des  $CO_2$ -Gehalts der Atmosphäre auf das Baumwachstum zum Ausdruck bringen, von der die jüngeren Bestände gegenüber älteren Beständen stärker profitieren konnten (Wallor et al. 2016). Die Berechnung der Bonitäten anhand der ermittelten Regressionsgleichungen erfolgte dann anhand des Medians des Bestandesalters der jeweiligen Baumart.

Durch Datenselektion wurden die Stichproben zunächst homogenisiert. Hierzu erfolgte eine Reduktion der Datensätze jeder Baumart auf ein- bis zweischichtige Rein- und Mischbestände. Das Alter wurde bei Kiefer und Douglasie auf 30-140-jährige Bestände und bei Buche und Eiche auf 30-180-jährige Bestände begrenzt. Hinsichtlich der Schichtart wurden bei Kiefer, Eiche und Douglasie nur Bestände berücksichtigt, in denen die jeweilige Baumart im Oberstand vorkommt. Bei der Baumart Buche wurde deren Vorkommen auch in zwei- und mehrschichtigen Beständen berücksichtigt.

Als Einflussgrößen wurden zum einen stetige bzw. numerische ökologische Kenngrößen, wie nutzbare Feldkapazität und S-Wert verwendet; zusätzlich wurden aber auch kategoriale und diskrete Merkmale nach SEA95 verwendet. So wurde die standörtliche Nährkraft sowohl über den S-Wert als auch über die Fünftelnährkraftstufe gekennzeichnet. Nominal skalierte Merkmale, wie die Zugehörigkeit zu bestimmten Makroklimaformen oder geologischen Serien wurden als Dummy-Variablen dichotomisiert. Im Einzelnen handelt es sich um folgende Eingangskenngrößen eines multiplen Regressionsmodells mit signifikantem Einfluss auf die jeweilige Bonität der betrachteten Baumarten.

$$ET_{Jahr} = \text{jährliche potenzielle Verdunstung [mm]}$$

$$\text{Kalk\_Tief} = \text{Entkalkungstiefe [cm]}$$

$$\text{Klima\_y} = \text{Großklimabereich y (SEA95)}$$

$$\text{NK\_Stufe} = \text{Fünftelnährkraftstufe (SEA95) [-]}$$

$$Nd_{VZ} = \text{Niederschlag in der Vegetationszeit [mm]}$$

$$nFK_{WE} = \text{nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum [mm]}$$

$$S\text{-Wert}_{140} = \text{Summe basischer Kationen in 0-bis 140 cm Bodentiefe [kmol}_c/\text{ha]}$$

$$\text{Serie\_III/VIII} = \text{Geologische Serie III oder VIII (SEA95) [-]}$$

$$\text{Serie\_I/VII} = \text{Geologische Serie I oder VII (SEA95) [-]}$$

$$\text{Temp\_dif} = \text{Jahresschwankung der monatl. Mitteltemperatur [K]}$$

$$v_{kap} = \text{kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser [mm/a]}$$

Es konnten folgende Schätzmodelle mittels schrittweiser Regressionsanalyse abgeleitet werden:

$$\begin{aligned} HG_{100} (\text{Kiefer}) = \\ 84.054 + 0.016 * nFK_{WE} + 0.004 * v_{kap} + 0.240 * \log(S\text{-Wert}_{140}) - 19.876 * \log(\text{Alter}) - 1.473 * \text{Serie\_III/VIII} - 0.623 * \text{Klima\_y} + 0.373 * \text{Temp\_Dif} + 0.194 * \text{NK\_Stufe} - 0.045 * ET_{Jahr} (R=0,75) \end{aligned}$$

<sup>4</sup> Unser Dank gilt Herrn Thomas Kindermann für die Aufbereitung der benötigten Bonitätsdaten an den Stützstellen des 100x100m-Rasters

$$\begin{aligned} \text{HG}_{100} (\text{Rotbuche}) = & \\ & 111.369 - 0.001 * v_{\text{kap}} - 0.001 * \text{Kalk\_Tief} + 0.029 * \\ & nFK_{\text{WE}} + 0.305 * \log(S\text{-Wert}_{140}) - 26.023 * \log(\text{Alter}) + 0.614 * \text{Serie\_I/VII} + 0.014 * Nd_{VZ} - 2.064 \\ & * \text{Temp\_dif} - 1.903 * \text{Klima\_y} - 2.900 * \text{Serie\_VIII} \\ & (R=0,51) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{HG}_{100} (\text{Stieleiche}) = & \\ & 27.215 + 0.015 * nFK_{\text{WE}} + 0.001 * v_{\text{kap}} + 0.185 * \log \\ & (S\text{-Wert}_{140}) - 11.798 * \log(\text{Alter}) - 0.306 * \text{Serie\_III/VIII} + 2.222 * \text{Temp\_dif} + 0.067 * \text{NK\_Stufe} - 0.039 \\ & * ET_{\text{Jahr}} - 0.002 * \text{Kalk\_Tief} (R=0,57) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{HG}_{100} (\text{Traubeneiche}) = & \\ & 32.36 + 0.033 * nFK_{\text{WE}} + 0.318 * \log(S\text{-Wert}_{140}) - 8.234 * \log(\text{Alter}) - 0.681 * \text{Serie\_III/VIII} - 0.526 * \\ & \text{Klima\_y} + 0.844 * \text{Temp\_dif} + 0.131 * \text{NK\_Stufe} - 0.019 * ET_{\text{Jahr}} (R=0,49) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{HG}_{100} (\text{Douglasie}) = & \\ & 60.368 + 0.003 * nFK_{\text{WE}} - 14.434 * \log(\text{Alter}) - 1.053 * \text{Serie\_III/VIII} - 0.93 * \text{Klima\_y} + 0.718 * \text{Temp\_dif} + 0.112 * \text{NK\_Stufe} - 0.039 * ET_{\text{Jahr}} (R=0,65) \end{aligned}$$

Durch die Modelle werden die extremen Ausprägungen der Schätzgröße nur eingeschränkt abgebildet, da sie insbesondere bei geringem Erklärungswert zur Glättung der Daten neigen. Die geschätzten HG<sub>100</sub>-Werte streuen daher meist in deutlich engeren Spannen als die Originalwerte. So variieren die geschätzten ab-

soluten und relativen Bonitäten – gemessen anhand der 1- bzw. 99-Perzentile – zwischen HG<sub>100</sub> = 24,5 m – 32,7 m (bzw. Ertragsklasse = -0,2 – 1,9) bei Kiefer, 25,5 m – 31,6 m (bzw. Ertragsklasse 1,1 – 2,6) bei Buche, 24,8 m – 29,2 m (bzw. Ertragsklasse 0,5 – 1,7) bei Stieleiche, 23,8 m – 29,9 m (bzw. Ertragsklasse 0,4 – 1,9) bei Traubeneiche und 33,6 m – 40,3 m (bzw. Ertragsklasse 1,8 – 3,1) bei Douglasie. Abb. 10.2.10 zeigt die modellierten HG<sub>100</sub>-Werte der Baumart Kiefer als Kartogramm.

Die Wuchsgänge der einzelnen Baumarten wurden mit Hilfe der in Brandenburg etablierten und auch im Datenspeicher Wald eingesetzten Ertragstafeln von Lembcke et al. (2000) für Kiefer, Ertelt (1962) für Stiel- und Traubeneiche, Dittmar et al. (1986) für Buche sowie Bergel (1985) für Douglasie abgebildet. Die Berechnung der Trockenmassen und Elementgehalte erfolgte für alle Baumarten entsprechend der Modelle nach Pretzsch et al. (2013) für kalkfreien Sandstein. Um den in Brandenburg typischen sandigen Substraten gerecht zu werden, wurden für die Stieleiche ebenfalls die Parameter der Traubeneiche aus Pretzsch et al. (2013) übernommen. Die regionalisierten Entzüge unterscheiden sich für die beiden Eichenarten somit nur aufgrund der entwickelten Modelle zur Schätzung der Wuchsleistung.

**Die verwendeten Szenarien der Nutzungsintensität gehen aus Tab. 10.1.2 hervor. Die durchschnittli-**

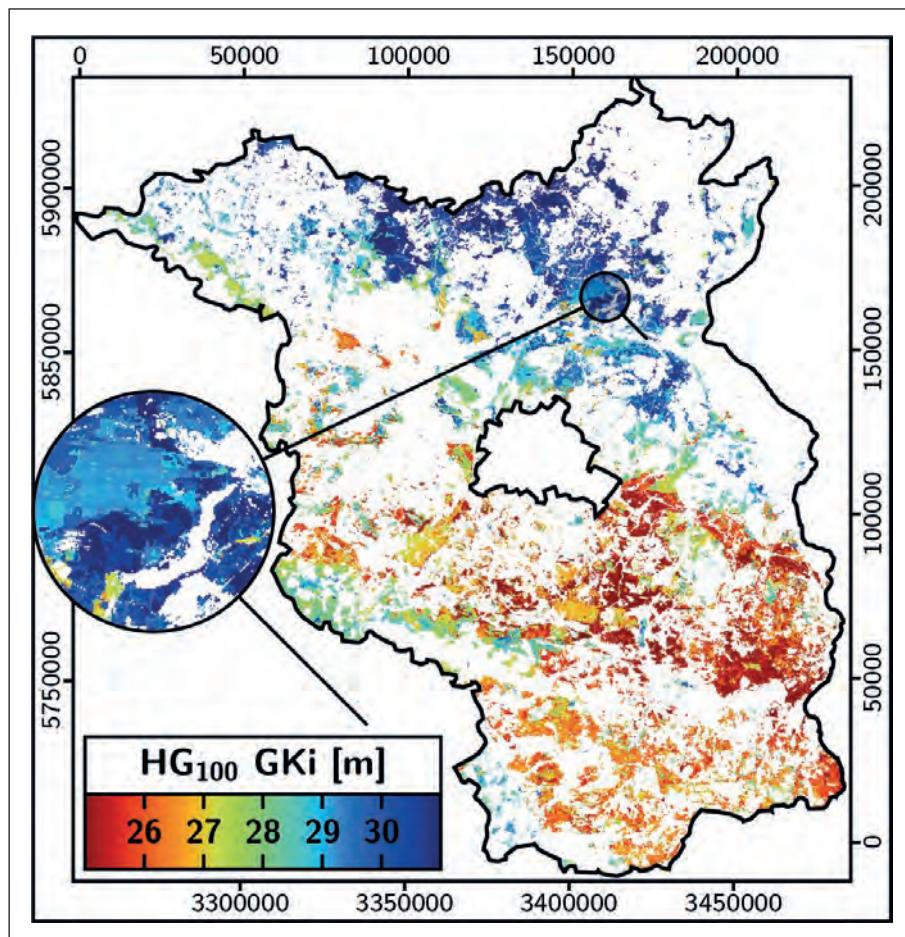


Abb. 10.2.10: Kartogramm der geschätzten absoluten Höhenbonität (HG<sub>100</sub>) der Baumart Kiefer

**Tab.10.1.2: Vergleich der baumartenspezifischen Szenarien zur Ermittlung der jährlichen Elemententzüge**

Baumart	Sze-nario	Beginn der Holzernte	Umrreibs-zeit	Nutzung des Endbestandes	genutzte Teile
Buche	S1	ab 15 m Bestandeshöhe	160a	Verzicht auf 5 Altbäume	Stammholz mit Rinde bis zum Kronenansatz
Buche	S2	ab 12 m Bestandeshöhe	160a	vollständig	Derbholt mit Rinde
Buche	S3	ab 5 cm Mitteldurchmesser des ausscheidenden Bestandes (ca. alle tabellierten Nutzungen)	160a	vollständig	Derb- und Reisigholz mit Rinde (Winter-Vollbaum)
Eiche	S1	ab 15 m Bestandeshöhe	200a	Verzicht auf 5 Altbäume	Stammholz mit Rinde bis zum Kronenansatz
Eiche	S2	ab 12 m Bestandeshöhe	200a	vollständig	Derbholt mit Rinde
Eiche	S3	ab 5 cm Mitteldurchmesser des ausscheidenden Bestandes (ca. alle tabellierten Nutzungen)	200a	vollständig	Derb- und Reisigholz mit Rinde (Winter-Vollbaum)
Kiefer	S1	ab 15 m Bestandeshöhe	140a	Verzicht auf 5 Altbäume	entrindetes Stammholz mit Kronenabschnitt (Derbholt der Hauptachse ohne Rinde)
Kiefer	S2	ab 12 m Bestandeshöhe	140a	vollständig	Stammholz mit Kronenabschnitt (Derbholt der Hauptachse mit Rinde)
Kiefer	S3	ab 5 cm Mitteldurchmesser des ausscheidenden Bestandes (ca. alle tabellierten Nutzungen)	140a	vollständig	Derb- und Reisigholz mit Rinde und Nadeln (Vollbaum)
Douglasie	S1	ab 15 m Bestandeshöhe	100a	Verzicht auf 5 Altbäume	entrindetes Stammholz mit Kronenabschnitt (Derbholt der Hauptachse ohne Rinde)
Douglasie	S2	ab 12 m Bestandeshöhe	100a	vollständig	Stammholz mit Kronenabschnitt (Derbholt der Hauptachse mit Rinde)
Douglasie	S3	ab 5 cm Mitteldurchmesser des ausscheidenden Bestandes (ca. alle tabellierten Nutzungen)	100a	vollständig	Derb- und Reisigholz mit Rinde und Nadeln (Vollbaum)

chen jährlichen Entnahmemengen der Elemente Ca, Mg und K errechnen sich für eine unendliche Zeitreihe der Nutzung auf der Grundlage der in Tab. 10.1.2 angegebenen Umrreibszeiten und genutzten Kompartimente. In den Kartogrammen der Abb. 10.2.11 – Abb. 10.2.15 sind die sich daraus er-

gebenden Entnahmemengen in kg/ha/a dargestellt. Die Skalierung der jeweiligen Elementmengen erfolgte entsprechend des 10- bis 90-Perzentilbereiches aller Baumarten, sodass die berücksichtigten Baumarten anhand der Farbskalen elementspezifisch verglichen werden können.

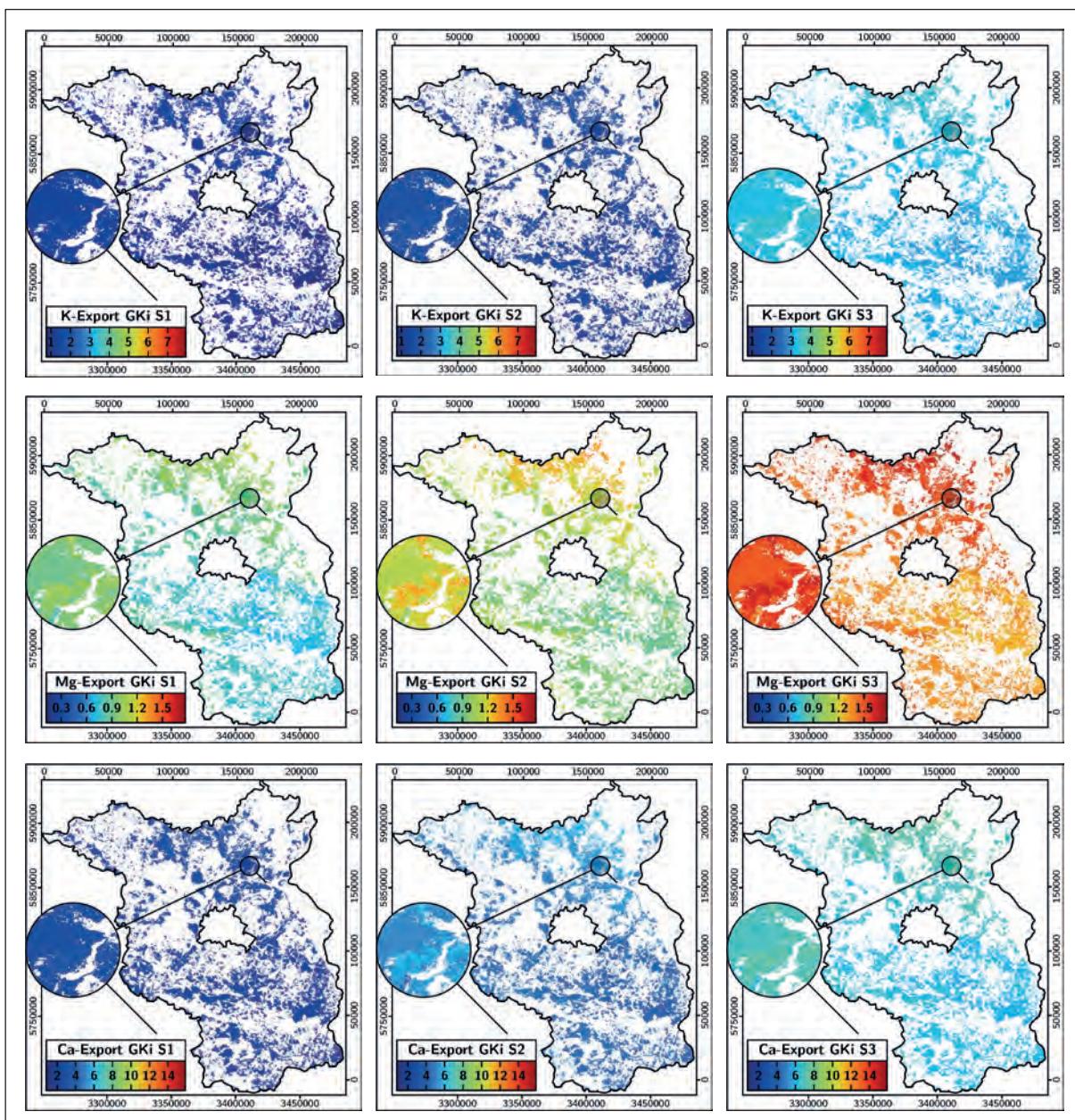


Abb. 10.2.11: Kartogramme des K-, Mg- und Ca-Exports [kg/ha/a] für Baumart Kiefer in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität (Nutzungsszenarien S1, S2 und S3; vgl. Tab. 10.1.2)

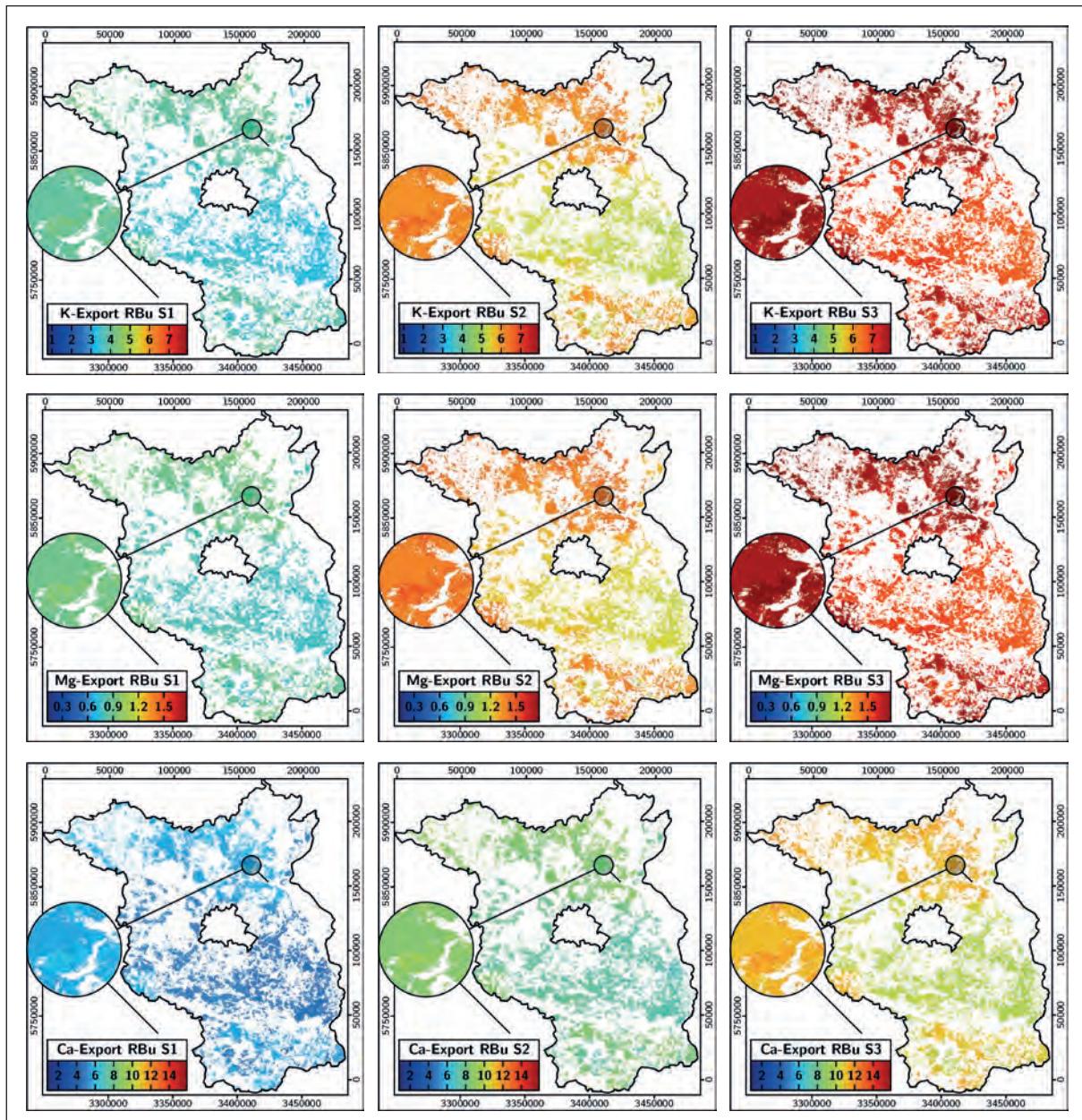


Abb. 10.2.12: Kartogramme des K-, Mg- und Ca-Exports [kg/ha/a] für Baumart Rotbuche in Abhängigkeit von der Nutzungintensität (Nutzungsszenarien S1, S2 und S3; vgl. Tab. 10.1.2)

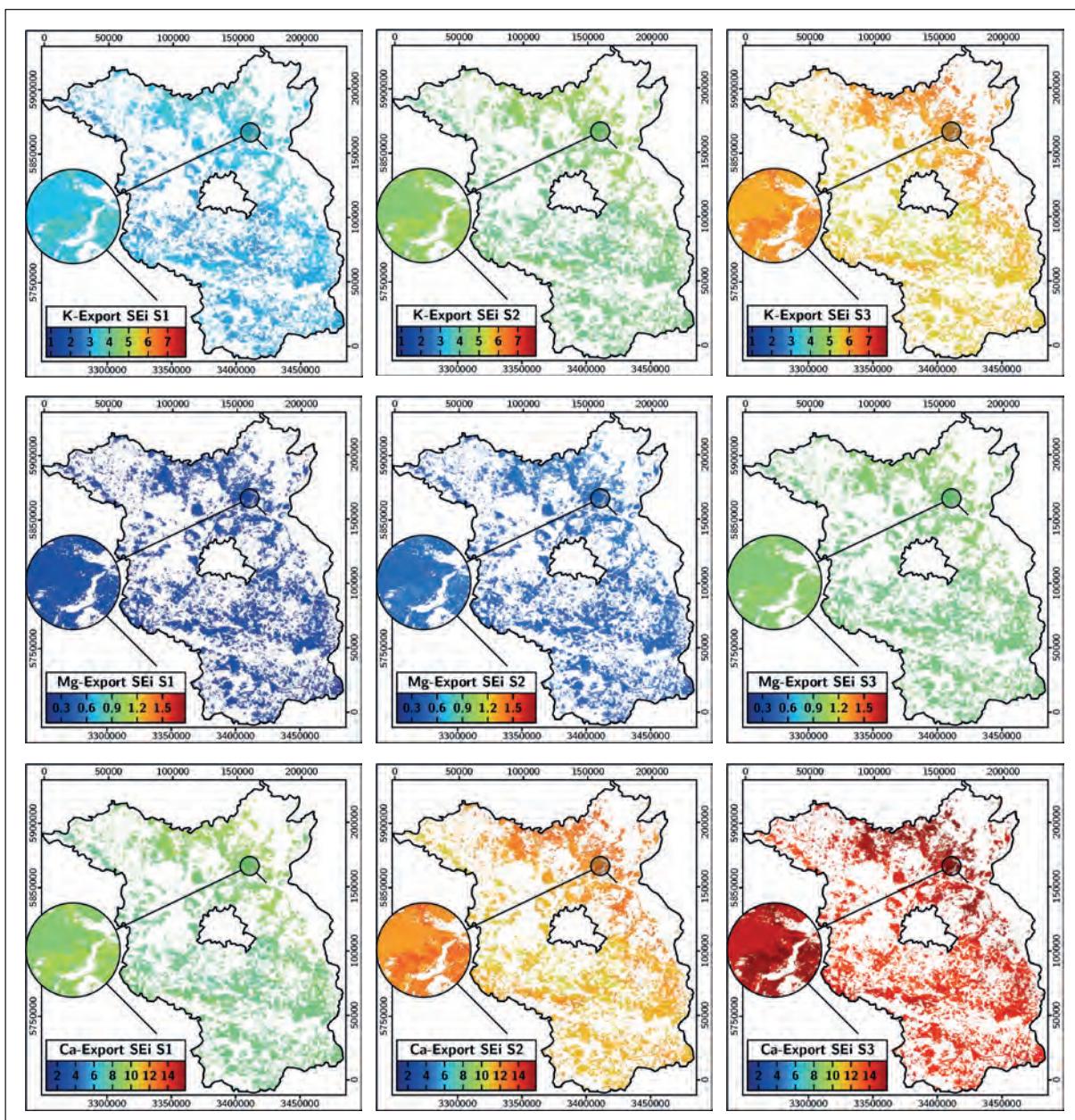


Abb. 10.2.13: Kartogramme des K-, Mg- und Ca-Exports [kg/ha/a] für Baumart Stieleiche in Abhängigkeit von der Nutzungintensität (Nutzungsszenarien S1, S2 und S3; vgl. Tab. 10.1.2)

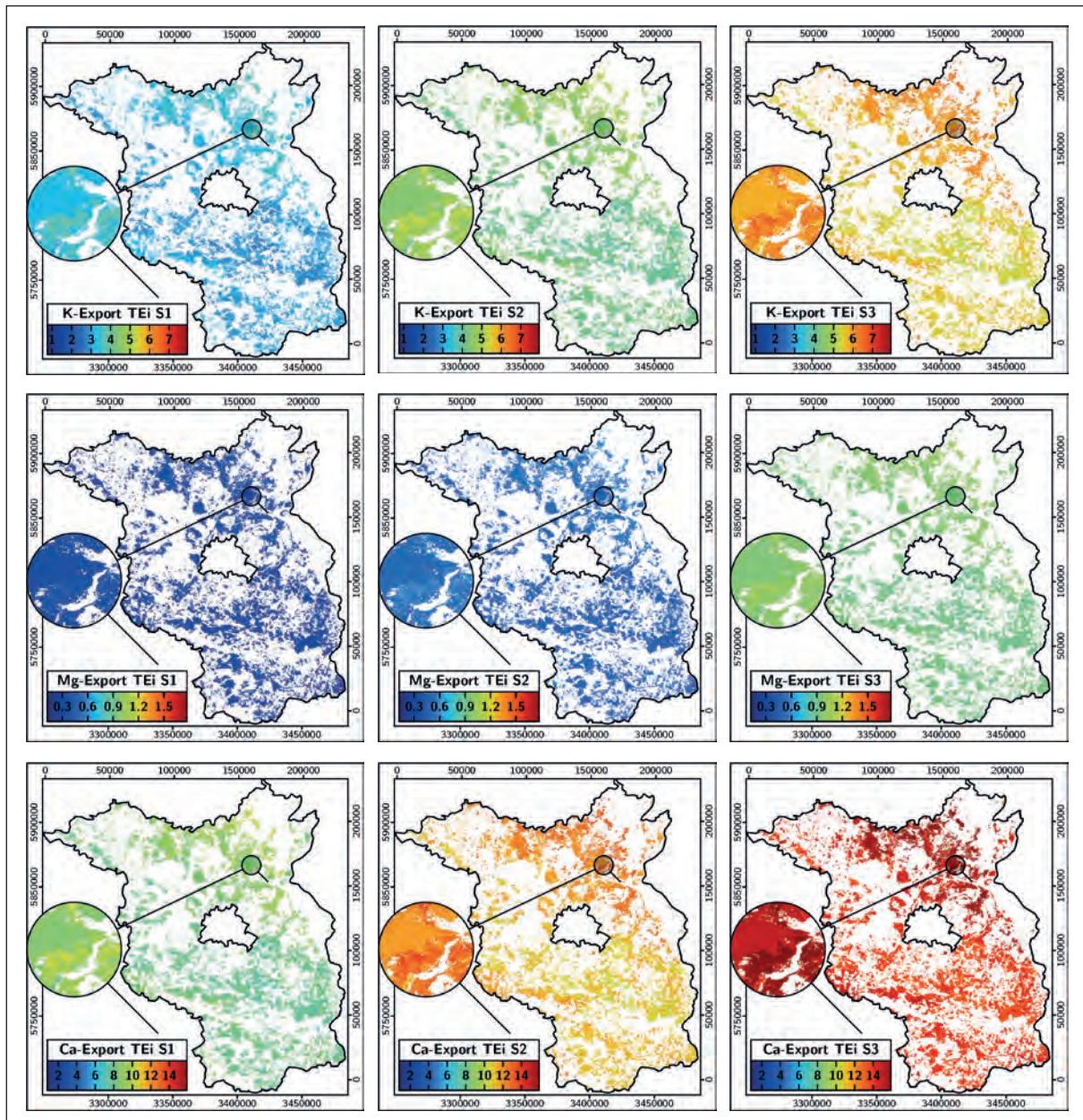


Abb. 10.2.14: Kartogramme des K-, Mg- und Ca-Exports [kg/ha/a] für Baumart Traubeneiche in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität (Nutzungsszenarien S1, S2 und S3; vgl. Tab. 10.1.2)

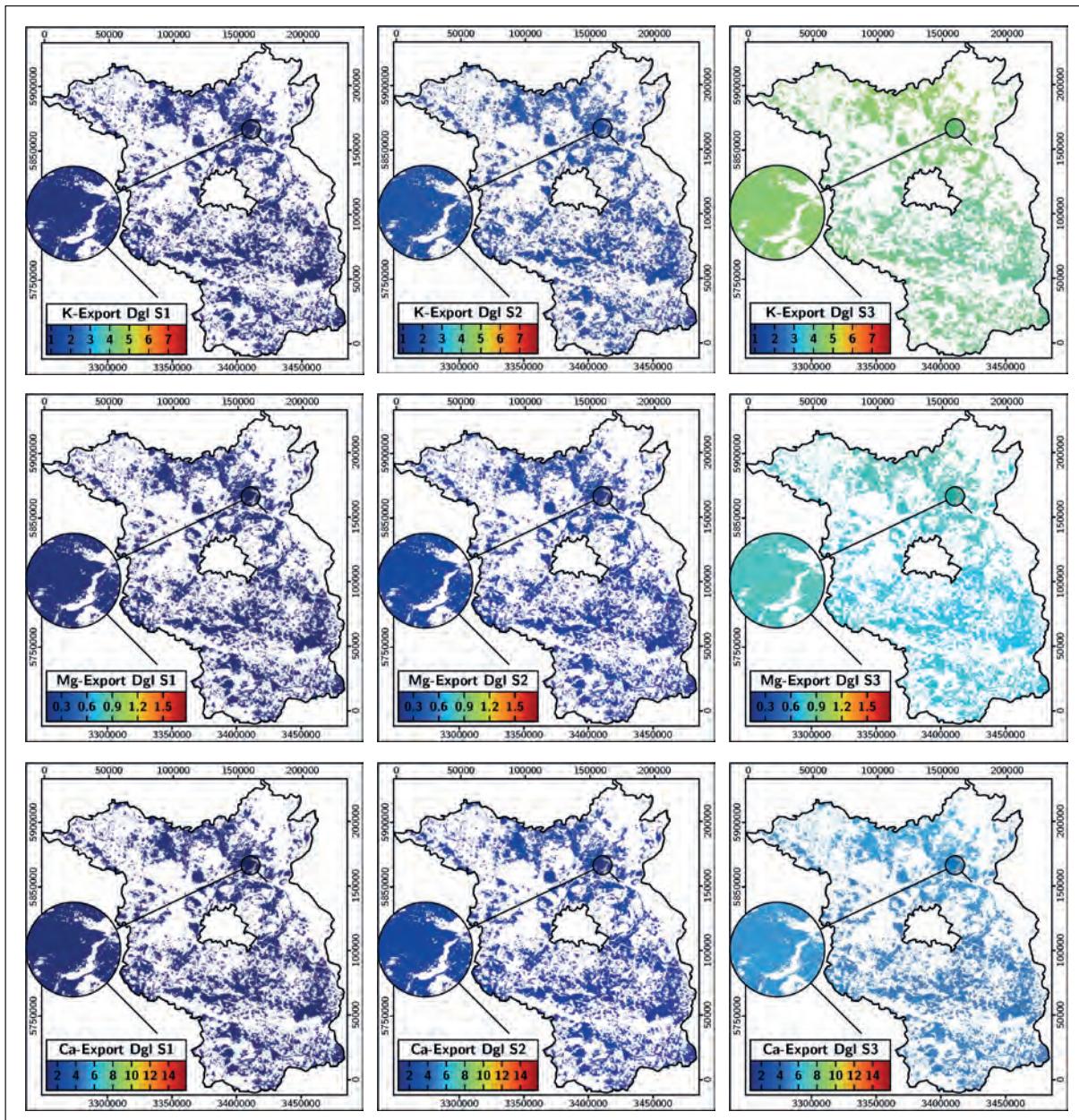


Abb. 10.2.15: Kartogramme des K-, Mg- und Ca-Exports [kg/ha/a] für Baumart Douglasie in Abhängigkeit von der Nutzungintensität (Nutzungsszenarien S1, S2 und S3; vgl. Tab. 10.1.2)

### 10.2.3 Empfehlungen standortpfleglicher Nutzungsintensitäten

Unter Verwendung der von Ahrends et al. (2011) und Meiwas & Mindrup (2011) empfohlenen Schwellenwerte des Nährstoffentzugsindexes (Tab. 10.1.1, Kap. 10.1.2) lässt sich nun für jede Stützstelle des 100x100 m-Rasters das Übernutzungsrisiko in Abhängigkeit vom Nährelement sowie für szenarische Baumarten und Ernteintensitäten kalkulieren. Die entsprechenden Ergebnisse sind in Tab. 10.1.3 nach Stammnährkraftstufen stratifiziert zusammengestellt. Alle prozentualen Angaben beziehen sich auf die Gesamtwaldfläche Brandenburgs. Für das Nutzungsszenario 3 (Vollbaumnutzung) zeigen die Kartogramme in Abb. 10.2.16 – Abb. 10.2.20 das nährelementspezifische Risiko der Übernutzung für die betrachteten Baumarten. In Abb. 10.2.21 sind zusätzlich die auf das jeweils limitierende Nährelement bezogenen Risiken der Übernutzung dargestellt.

**Tab.10.1.3: Risiko der Übernutzung stratifiziert nach standörtlicher Nährkraftstufe, Baumart, Nutzungsintensität und Nährelement**

Risiko Nutzungsszenario 1 (Derholz o.R.)															
<b>Mg</b>	Kiefer			Rotbuche			Traubeneiche			Stieleiche			Douglasie		
	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering
A	9,0%	76,3%	14,7%	21,1%	66,9%	12,0%	0,0%	2,1%	97,9%	0,0%	2,6%	97,4%	0,0%	0,0%	100,0%
Z	5,7%	75,1%	19,2%	9,9%	71,9%	18,2%	0,0%	1,7%	98,3%	0,0%	2,1%	97,9%	0,0%	0,0%	100,0%
M	4,6%	64,5%	30,9%	5,0%	62,4%	32,7%	0,0%	1,0%	99,0%	0,0%	1,0%	99,0%	0,0%	0,0%	100,0%
K	0,6%	18,3%	81,1%	0,3%	13,7%	86,0%	0,0%	0,3%	99,7%	0,0%	0,2%	99,8%	0,0%	0,0%	100,0%
R	1,1%	6,4%	92,5%	0,1%	6,2%	93,7%	0,0%	0,1%	99,9%	0,0%	0,0%	100,0%	0,0%	0,0%	100,0%
<b>Ca</b>															
Kiefer			Rotbuche			Traubeneiche			Stieleiche			Douglasie			
A	0,2%	13,9%	85,9%	17,5%	63,9%	18,6%	58,9%	29,2%	11,9%	62,1%	26,2%	11,6%	0,0%	0,5%	99,5%
Z	0,2%	7,4%	92,4%	7,8%	52,0%	40,3%	42,1%	23,6%	34,4%	44,1%	21,6%	34,3%	0,0%	0,4%	99,6%
M	0,3%	6,4%	93,3%	5,5%	36,4%	58,1%	27,7%	23,2%	49,1%	27,2%	23,5%	49,3%	0,0%	0,2%	99,8%
K	0,0%	0,7%	99,2%	0,3%	5,7%	94,0%	2,8%	9,9%	87,4%	2,4%	9,9%	87,7%	0,0%	0,1%	99,9%
R	0,0%	0,6%	99,4%	0,1%	3,2%	96,7%	2,8%	3,1%	94,2%	2,6%	3,1%	94,4%	0,0%	0,0%	100,0%
<b>K</b>															
Kiefer			Rotbuche			Traubeneiche			Stieleiche			Douglasie			
A	0,0%	0,0%	100,0%	0,6%	85,5%	13,9%	0,0%	56,7%	43,3%	0,0%	65,4%	34,6%	0,0%	0,0%	100,0%
Z	0,0%	0,0%	100,0%	0,3%	84,1%	15,6%	0,0%	57,1%	42,9%	0,0%	63,3%	36,7%	0,0%	0,0%	100,0%
M	0,0%	0,0%	100,0%	0,1%	58,5%	41,4%	0,0%	25,7%	74,3%	0,0%	24,1%	75,9%	0,0%	0,0%	100,0%
K	0,0%	0,0%	100,0%	0,0%	8,6%	91,4%	0,0%	4,5%	95,5%	0,0%	3,3%	96,7%	0,0%	0,0%	100,0%
R	0,0%	0,0%	100,0%	0,0%	6,7%	93,3%	0,0%	6,6%	93,4%	0,0%	5,6%	94,4%	0,0%	0,0%	100,0%
Risiko Nutzungsszenario 2 (Derholz m. R.)															
<b>Mg</b>	Kiefer			Rotbuche			Traubeneiche			Stieleiche			Douglasie		
	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering
A	34,7%	54,5%	10,8%	73,2%	19,6%	7,2%	0,0%	52,0%	48,0%	0,0%	57,6%	42,4%	0,0%	0,2%	99,8%
Z	25,6%	62,1%	12,4%	56,0%	36,4%	7,6%	0,0%	35,5%	64,4%	0,1%	39,2%	60,7%	0,0%	0,3%	99,7%
M	18,1%	59,5%	22,5%	37,5%	46,0%	16,5%	0,1%	18,0%	81,9%	0,1%	17,4%	82,5%	0,0%	0,1%	99,9%
K	2,2%	23,3%	74,6%	4,0%	25,1%	70,9%	0,0%	2,3%	97,7%	0,0%	1,8%	98,2%	0,0%	0,1%	99,9%
R	2,7%	6,3%	91,0%	3,0%	6,4%	90,6%	0,0%	2,6%	97,4%	0,0%	2,3%	97,7%	0,0%	0,0%	100,0%
<b>Ca</b>															
Kiefer			Rotbuche			Traubeneiche			Stieleiche			Douglasie			
A	7,0%	64,8%	28,2%	59,5%	28,8%	11,7%	74,1%	16,7%	9,2%	74,6%	16,5%	9,0%	0,1%	3,6%	96,3%
Z	4,0%	48,2%	47,9%	41,8%	23,9%	34,3%	58,0%	10,1%	31,9%	58,3%	9,9%	31,8%	0,1%	2,5%	97,4%
M	3,3%	32,6%	64,1%	25,3%	25,2%	49,5%	43,0%	9,7%	47,2%	42,7%	10,0%	47,3%	0,1%	1,5%	98,3%
K	0,2%	5,3%	94,5%	2,1%	9,9%	88,1%	6,9%	7,4%	85,7%	6,4%	7,6%	86,0%	0,0%	0,3%	99,7%
R	0,2%	3,6%	96,2%	1,8%	3,6%	94,6%	4,5%	1,7%	93,9%	4,3%	1,7%	93,9%	0,0%	0,0%	100,0%
<b>K</b>															
Kiefer			Rotbuche			Traubeneiche			Stieleiche			Douglasie			
A	0,0%	0,0%	100,0%	68,2%	29,8%	2,0%	1,9%	90,0%	8,2%	3,4%	89,6%	7,0%	0,0%	0,0%	100,0%
Z	0,0%	0,0%	100,0%	64,9%	33,2%	1,9%	2,6%	90,8%	6,6%	4,5%	89,3%	6,3%	0,0%	0,0%	100,0%
M	0,0%	0,0%	100,0%	30,3%	63,5%	6,2%	0,9%	86,3%	12,8%	0,9%	85,7%	13,4%	0,0%	0,0%	100,0%
K	0,0%	0,0%	100,0%	2,7%	51,2%	46,1%	0,3%	31,0%	68,7%	0,2%	26,5%	73,3%	0,0%	0,0%	100,0%
R	0,0%	0,0%	100,0%	3,2%	18,3%	78,5%	0,8%	16,1%	83,1%	0,5%	15,0%	84,6%	0,0%	0,0%	100,0%

Als entscheidende Mangelemente fungieren demnach bei der Kiefer Mg>Ca>K, bei Rotbuche K>Mg=Ca, bei Trauben- und Stieleiche Ca≈K>Mg und bei Douglasie Mg≈Ca≈K. Zu beachten ist bei den Darstellungen in Abb. 10.2.16 – Abb. 10.2.21, dass die jeweiligen Baumarten bereits ohne Berücksichtigung der stofflichen Nachhaltigkeit nur für ein eingeschränktes Standortsspektrum waldbaulich in Betracht kommen. Insbesondere mit Blick auf die Baumart Buche wird deutlich, dass große Teile der Waldfläche mit hohem Risiko der Übernutzung aufgrund zu geringer Nährkraft und / oder schlechter Wasserversorgung nicht den artspezifischen Ansprüchen der Baumart gerecht werden und daher gemäß Bestandeszieltypenlass Brandenburg (MLUV 2006) ohnehin nicht buchengeeignet sind. Für die real vorkommenden jungpleistozänen Buchengebiete im Nordosten des Landes werden hingegen nur geringe bis mittlere Risiken der Übernutzung ermittelt. Um diesem Umstand stärker gerecht zu werden und das Risiko der Über-

Risiko Nutzungsszenario 3 (Vollbaum)															
Mg	Kiefer			Rotbuche			Traubeneiche			Stieleiche			Douglasie		
	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering
A	73,9%	19,5%	6,7%	76,6%	18,8%	4,6%	37,2%	52,0%	10,8%	41,2%	48,4%	10,5%	5,1%	79,9%	15,0%
Z	57,7%	35,9%	6,4%	60,4%	34,9%	4,7%	22,5%	63,1%	14,3%	25,0%	61,1%	13,9%	3,3%	74,9%	21,8%
M	41,5%	46,1%	12,4%	46,3%	43,6%	10,1%	9,9%	63,0%	27,2%	9,5%	63,3%	27,2%	1,4%	56,2%	42,4%
K	5,7%	29,6%	64,7%	8,0%	31,7%	60,3%	0,8%	18,9%	80,3%	0,6%	18,4%	81,0%	0,1%	8,7%	91,2%
R	4,5%	6,9%	88,6%	4,6%	7,1%	88,3%	1,6%	5,9%	92,6%	1,4%	5,9%	92,7%	0,1%	5,4%	94,5%
Ca	Kiefer			Rotbuche			Traubeneiche			Stieleiche			Douglasie		
	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering
A	30,0%	54,9%	15,1%	73,5%	16,9%	9,5%	76,7%	16,3%	7,0%	76,9%	16,3%	6,8%	12,1%	67,1%	20,7%
Z	17,4%	45,8%	36,8%	56,6%	11,0%	32,4%	60,7%	9,2%	30,1%	60,8%	9,1%	30,1%	6,1%	51,6%	42,3%
M	12,4%	34,9%	52,8%	40,0%	12,3%	47,6%	47,3%	6,7%	46,0%	47,2%	6,8%	46,1%	4,0%	35,2%	60,8%
K	1,0%	8,7%	90,3%	5,0%	8,5%	86,6%	10,0%	5,5%	84,5%	9,7%	5,6%	84,7%	0,2%	5,2%	94,6%
R	1,2%	3,8%	95,0%	3,1%	2,8%	94,1%	5,0%	1,9%	93,1%	4,8%	1,9%	93,3%	0,2%	3,4%	96,4%
K	Kiefer			Rotbuche			Traubeneiche			Stieleiche			Douglasie		
	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering	hoch	mäßig	gering
A	0,0%	70,5%	29,5%	79,2%	20,3%	0,5%	65,1%	32,5%	2,4%	69,3%	28,6%	2,0%	4,0%	88,3%	7,7%
Z	0,0%	66,2%	33,8%	86,1%	13,3%	0,6%	65,5%	32,5%	2,0%	69,0%	29,1%	1,9%	3,6%	89,5%	6,9%
M	0,0%	25,9%	74,1%	75,9%	22,7%	1,4%	30,6%	63,3%	6,0%	29,6%	64,3%	6,1%	0,9%	82,2%	16,9%
K	0,0%	3,3%	96,7%	13,3%	59,6%	27,2%	3,7%	51,0%	45,4%	2,9%	52,4%	44,7%	0,1%	18,9%	81,0%
R	0,0%	5,1%	94,9%	9,8%	26,8%	63,5%	6,0%	17,9%	76,1%	5,3%	17,2%	77,5%	0,1%	13,2%	86,6%

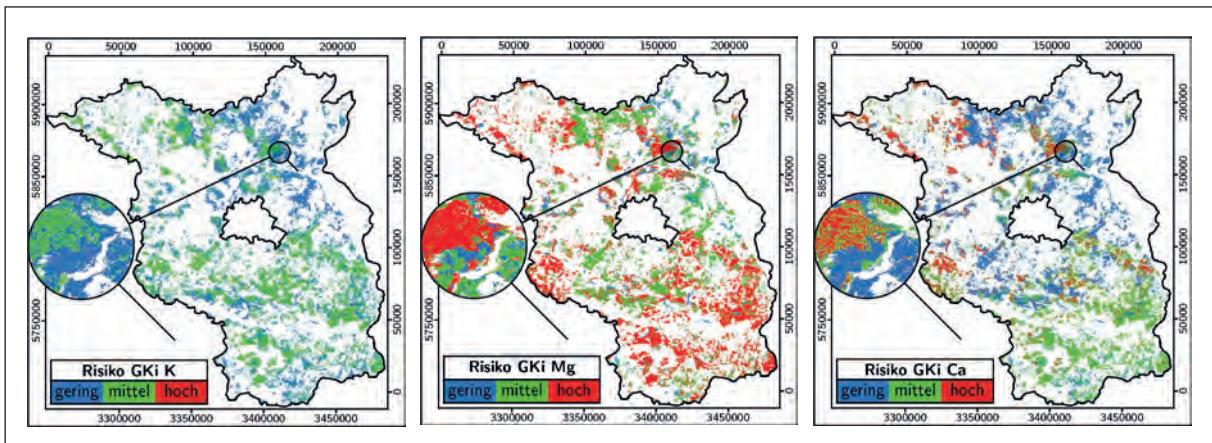


Abb. 10.2.16: Regionale Verteilung des Risikos der Übernutzung hinsichtlich der Nährelemente K, Mg und Ca bei Vollbaumernte für die Baumart Kiefer

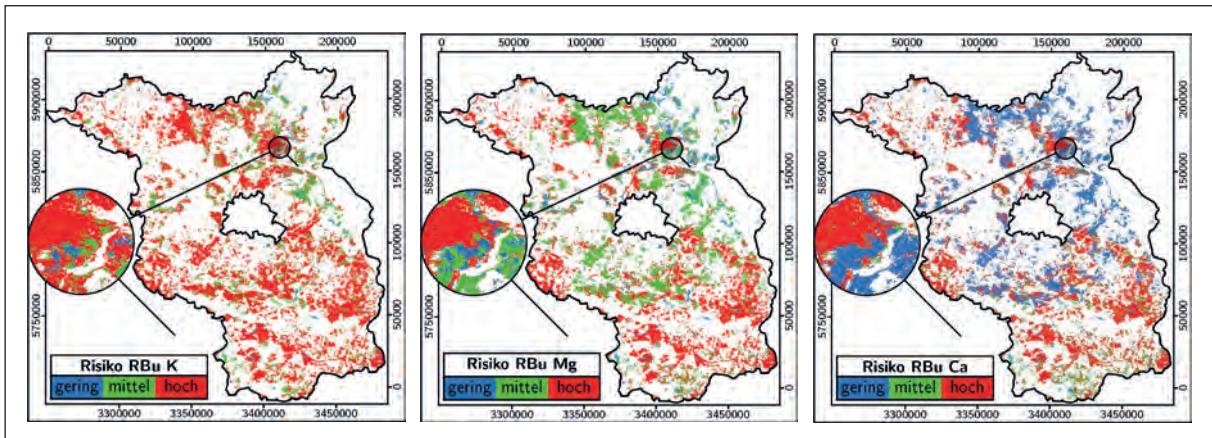


Abb. 10.2.17: Regionale Verteilung des Risikos der Übernutzung hinsichtlich der Nährelemente K, Mg und Ca bei Vollbaumernte für die Baumart Buche

nutzung unter Berücksichtigung der Standortseignung der Baumarten brandenburgweit besser einschätzen zu können, wurde eine entsprechende Berechnung für die an den 100x100 m-Stützstellen jeweils ausgewiesenen Hauptbaumarten des aktuellen Bestandeszytels (Kap. 8.3.2) durchgeführt. Im Ergebnis zeigen

die kartografischen Darstellungen in Abb. 10.2.22 die regionale Verteilung der entsprechenden Risiken in Abhängigkeit von den Szenarien der Nutzungsintensität. Hierbei wurde für die Einschätzung des Risikos das jeweils am stärksten limitierende Nährelement zugrunde gelegt. **Erhöhte Risiken der Übernutzung werden für**

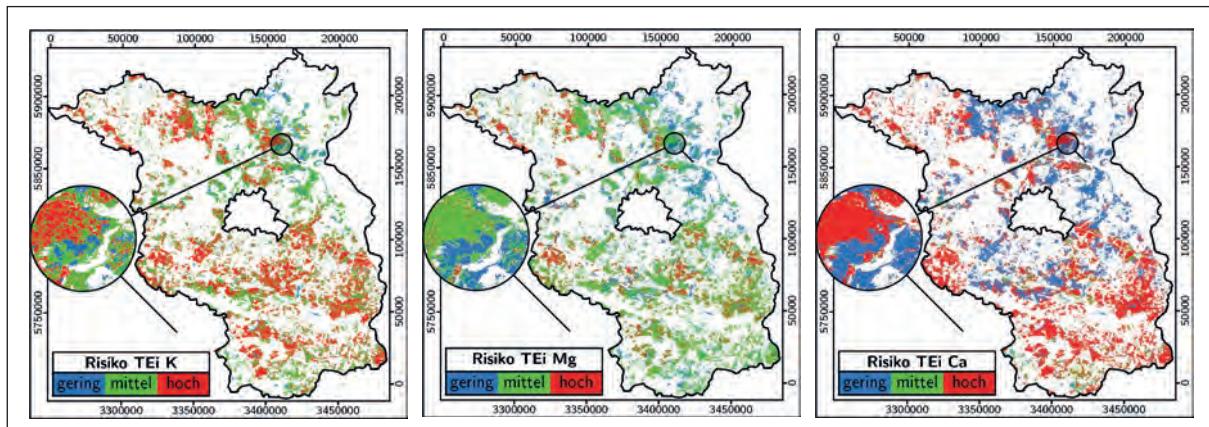


Abb. 10.2.18: Regionale Verteilung des Risikos der Übernutzung hinsichtlich der Nährelemente K, Mg und Ca bei Vollbaumernte für die Baumart Traubeneiche

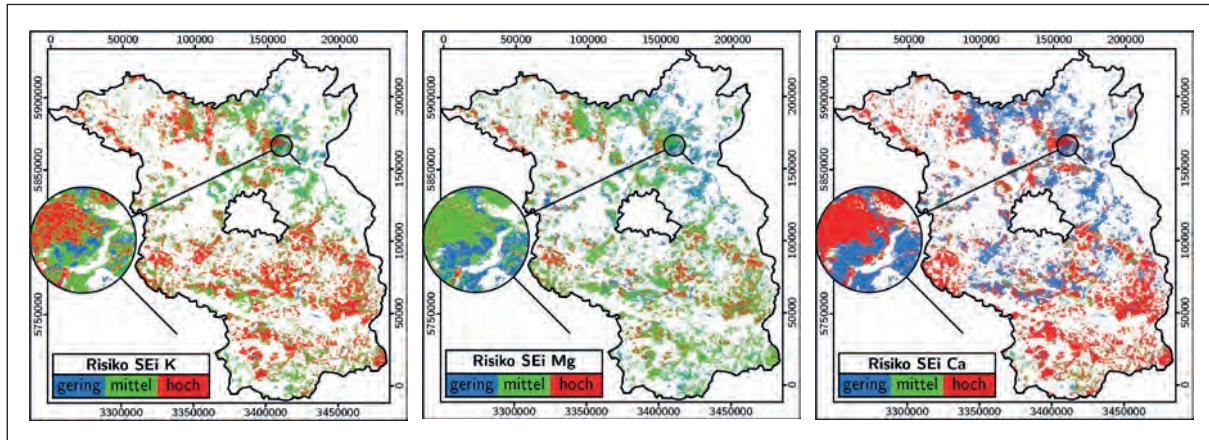


Abb. 10.2.19: Regionale Verteilung des Risikos der Übernutzung hinsichtlich der Nährelemente K, Mg und Ca bei Vollbaumernte für die Baumart Stieleiche

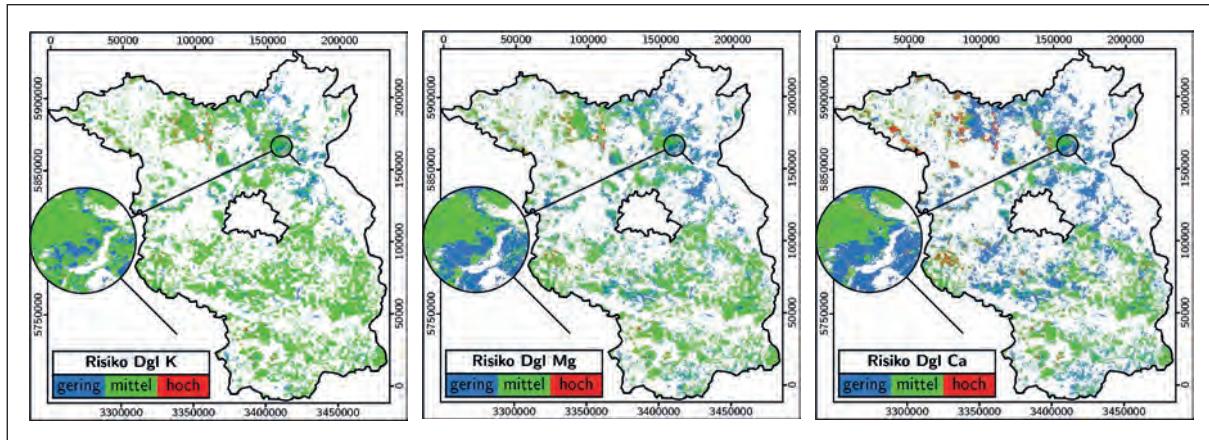


Abb. 10.2.20: Regionale Verteilung des Risikos der Übernutzung hinsichtlich der Nährelemente K, Mg und Ca bei Vollbaumernte für die Baumart Douglasie

alle Szenarien im Bereich des Altmoränenlandes im Nordwesten Brandenburgs bis hinein in das östlich daran angrenzende Jungpleistozän ermittelt. Punktuell treten für die Szenarien 1 und 2 zusätzlich in ganz Brandenburg Bereiche mit regional erhöhtem Risiko der Übernutzung auf. Ein hohes Übernutzungsrisiko wird für die Hauptbaumarten des Bestandeszieltyps auf 7 % der Waldfläche für Szenario 1 und auf 28 % der Fläche für Szenario 2

kalkuliert. Für Szenario 3 (Vollbaumnutzung) sind mit einem Anteil von 54 % der Waldfläche überwiegend hohe Risiken zu verzeichnen, wobei allerdings auch größere Areale ausgewiesen werden, in denen entsprechende Ernteentzüge nicht im Widerspruch zur nachhaltigen Nutzung stehen.

Um die Nutzungspotenziale insbesondere mit Blick auf die Vollbaumnutzung unter Beachtung der Nach-

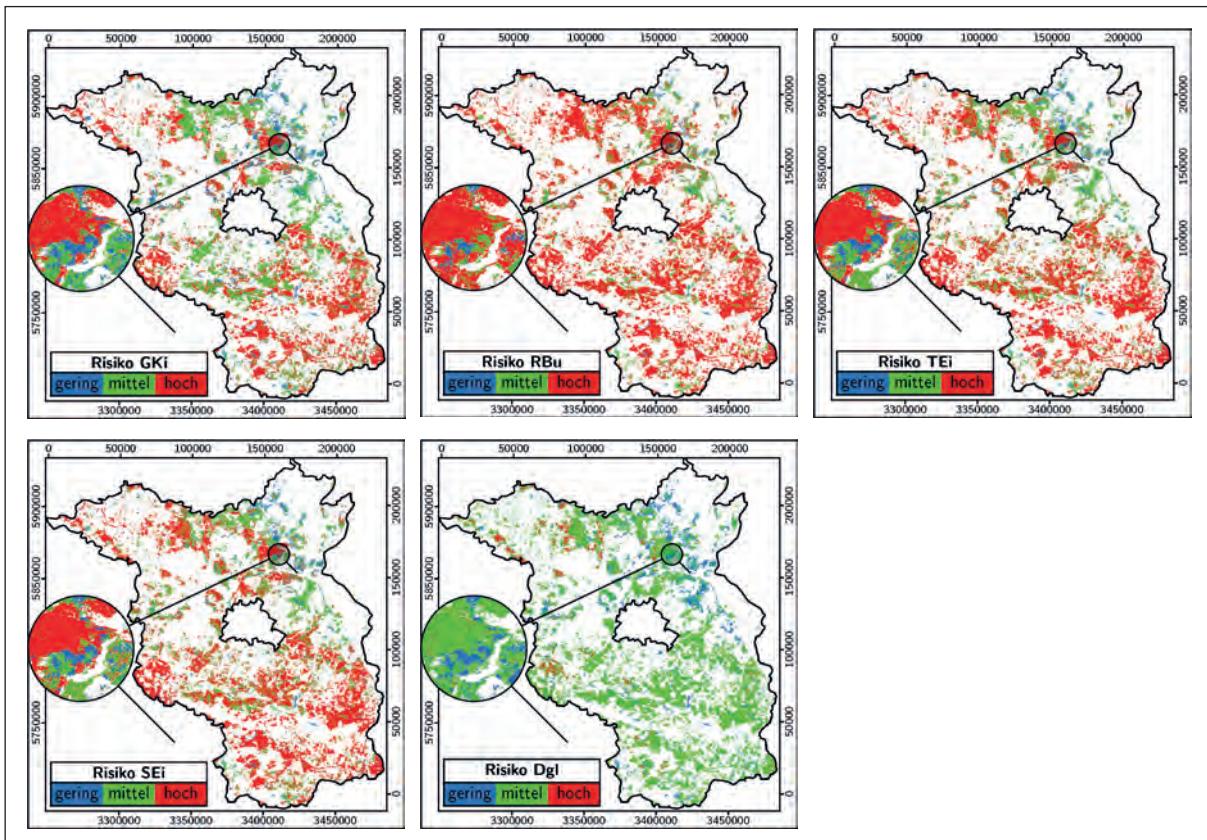


Abb.10.2.21: Regionale Verteilung des Risikos der Übernutzung hinsichtlich des jeweils am stärksten limitierende Nährelements bei Vollbaumernte für die Baumarten Kiefer, Buche, Traubeneiche, Stieleiche und Douglasie

haltigkeit anwendungsnah aufzubereiten, wurde die mögliche Anzahl an Umtriebszeiten berechnet. Grundlage bilden analoge Überlegungen zu dem in Band 1 des Waldbodenberichtes dargelegten Vorgehen (vgl. Kap. 4.2.3.4, Abb. 4.2.35; Waldbodenbericht Brandenburg, Band 1). So basiert die Berechnung der Erntentzüge im Fall von Szenario 3 (Vollbaumnutzung) auf einer unendlichen Zeitreihe mit Vollbaumernte in jeder Bestandesgeneration gemäß Tab. 10.1.2. Für die Schätzung der nachhaltig möglichen Anzahl an Umtriebszeiten mit Vollbaumnutzung (AnzahlIUZ) unter Berücksichtigung der pflanzenverfügbarer Nährrele-

mentvorräte im Boden wurde folgender Rechenansatz angewandt:

$V_{\text{Boden}}$  = pflanzenverfügbarer Nährelementvorrat im Boden (Ca, Mg, K)

$\text{Index}_{\text{Stüber}}$  = Nährstoffentzugsindex nach Stüber et al. (2008), Ahrends et al. (2011), Meiwas & Mindrup (2011)

$nNM_{\text{UZ}}$  = nutzbarer Nährelementmenge pro Umtriebszeit (UZ)  
=  $V_{\text{Boden}} / \text{Index}_{\text{Stüber}}$

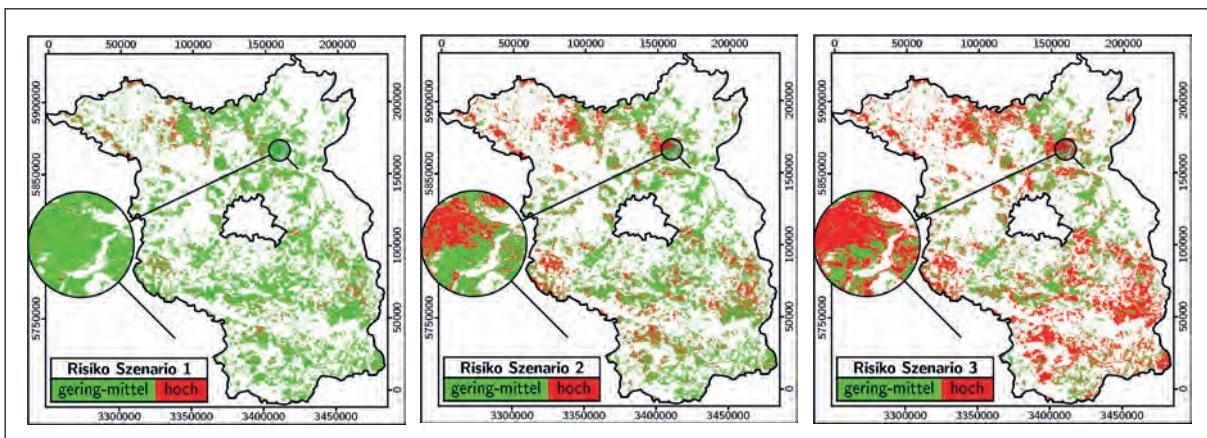


Abb. 10.2.22: Regionale Verteilung des Risikos der Übernutzung für die Szenarien 1 (Derbholz o.R.), 2 (Derbholz m. R.) und 3 (Vollbaumnutzung) hinsichtlich des jeweils am stärksten limitierende Nährelements für die Hauptbaumart des gegenwärtigen Bestandeszieltyps

**Entzug** = Nährelemententzug mit der Holzernte pro Umtriebzeit (UZ), (Kalkulation für eine unendliche Zeitreihe mit Nutzungsszenario 3 = Vollbaumnutzung, vgl. Tab. 10.1.2)

**Anzahl<sub>uz</sub>** = Anzahl der Umtriebszeiten mit Vollbaumnutzung  
= beliebig, falls  $nNM_{uz} \geq Entzug$   
=  $V_{Boden} / (Entzug - nNM_{uz})$ , falls  $nNM_{uz} < Entzug$

Die Kalkulation der möglichen Umtriebszeiten berücksichtigt somit nach diesem Ansatz, dass geringe Defizite zwischen Entzug und nutzbarer Elementmenge tolerabel sind, wenn ausreichend Nährstoffreserven im Boden vorliegen, um diese Defizite über eine entsprechende Anzahl an Jahren zu puffern. Die sich rechnerisch ergebenden Werte von Anzahl<sub>uz</sub> wurden auf die nächste kleinere Ganzzahl gerundet und für die Einschätzung der stofflichen Nachhaltigkeit zu folgenden Klassen zusammengefasst:

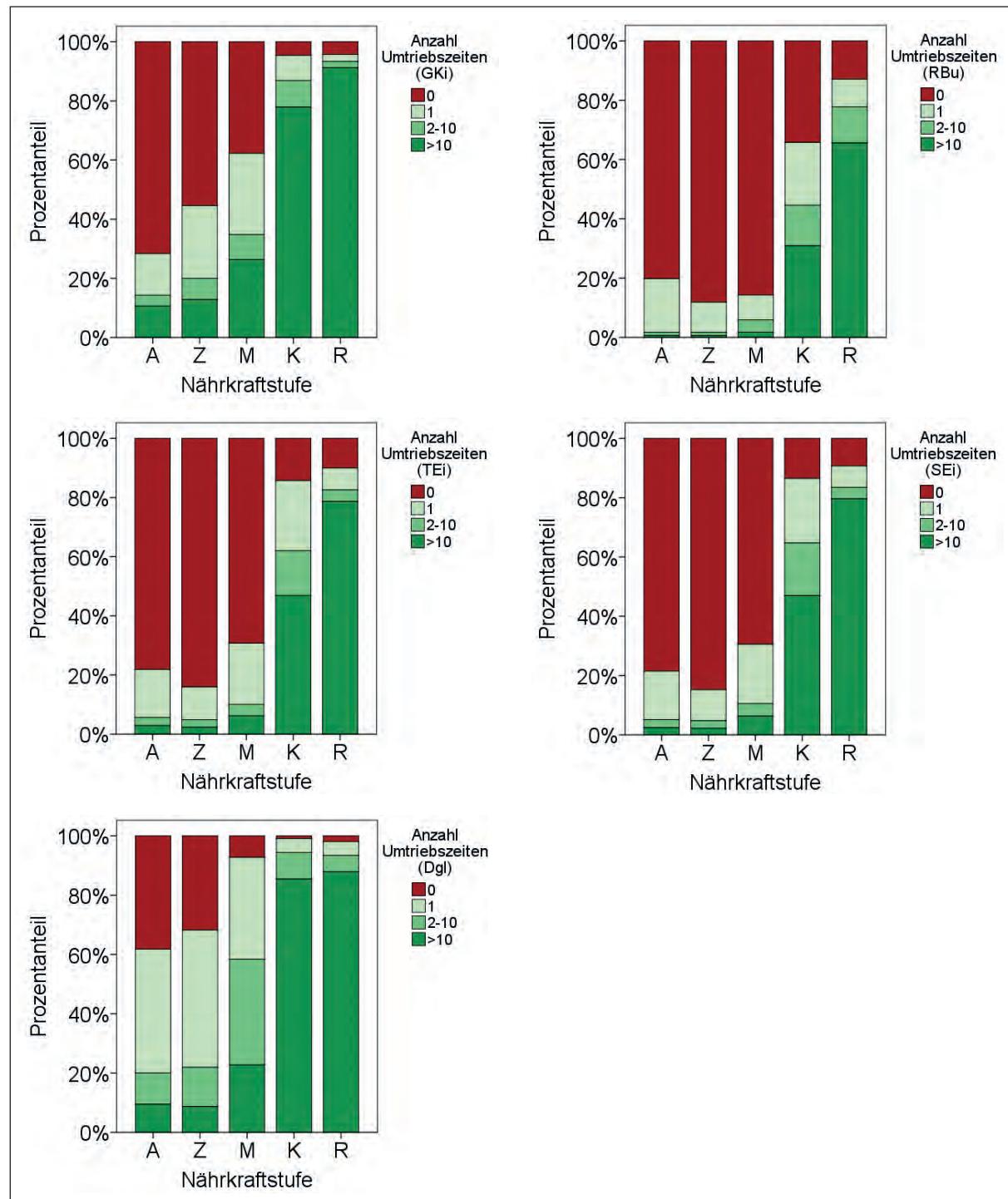


Abb. 10.2.23: Anteil der Vulnerabilitätsstufen (Anzahl möglicher Umtriebszeiten mit Vollbaumnutzung) stratifiziert nach Stamm-nährkraftstufe für die Baumarten Kiefer, Buche, Traubeneiche, Stieleiche und Douglasie

- 0 ... keine Vollbaumernte empfohlen
- 1 ... eine Umtriebszeit mit Vollbaumutzung (Szenario 3, Tab.10.1.2) möglich
- 2-10 ... 2 bis 10 Umtriebszeiten mit Vollbaumutzung möglich
- >10 ... mehr als 10 Umtriebszeiten mit Vollbaumutzung möglich.

Final erfolgte die Einschätzung des Risikos der Übernutzung hinsichtlich des jeweils am stärksten limitierenden Nährelements. Die vier ausgewiesenen Klassen können im Sinne von **Vulnerabilitätsstufen** für die Regionalisierung von waldbaulichen Empfehlungen zur Gewährleistung standortsverträglicher Nutzungsintensitäten dienen. Ihre Stratifizierung nach Stammnährkraftstufen geht aus Abb. 10.2.23 hervor.

**Demnach ist bei Kiefer eine kontinuierliche Zunahme der nachhaltig möglichen Nutzungsintensität mit steigender Nährkraft zu erkennen. Insgesamt ist auf 55 % der brandenburgischen Waldfläche von mindestens einer möglichen Umtriebszeit mit Vollbaumutzung von Kiefer auszugehen. Für die Laubbaumarten indes werden bei den A-, Z- und**

M-Standorten gleichermaßen nur geringe Flächenanteile mit möglicher Vollbaumutzung ermittelt. Am geringsten stellt sich die Standortsverträglichkeit der Vollbaumutzung bei der Baumart Buche dar. Selbst auf etwa einem Drittel der K-Standorte ist hier von Vollbaumutzung abzuraten. Bei den beiden Eichenarten ist indes bei ca. 90 % der K- und R-Standorte von mindestens einer möglichen Umtriebszeit mit Vollbaumutzung auszugehen. Bezogen auf die Gesamtwaldfläche liegt dieser Anteil bei ca. 30 %. Für die Baumart Douglasie werden insgesamt die höchsten Nutzungspotenziale ermittelt, die nur auf A- und Z-Standorten eingeschränkt sind. Auf 81 % der Gesamtwaldfläche wäre die Vollbaumutzung von Douglasie über mindestens eine Umtriebszeit möglich.

Am Beispiel der Baumart Kiefer zeigt Abb. 10.2.24, dass innerhalb der einzelnen Nährkraftstufen auch die **Wasserhaushaltsstufe (SEA95)** von Bedeutung für die Einschätzung der nachhaltigen Nutzungsintensität ist. Für die mineralischen nassen bis frischen Standorte (N1 bis T1) werden bei allen Nährkraftstufen geringe Vulnerabilitäten ermittelt. Bei weniger als 10 % der Standorte wird hier die Vollbaumernte während einer Umtriebszeit als nicht nachhaltig eingestuft. Tendenziell erhöhte Vulnerabilitäten werden demgegenüber

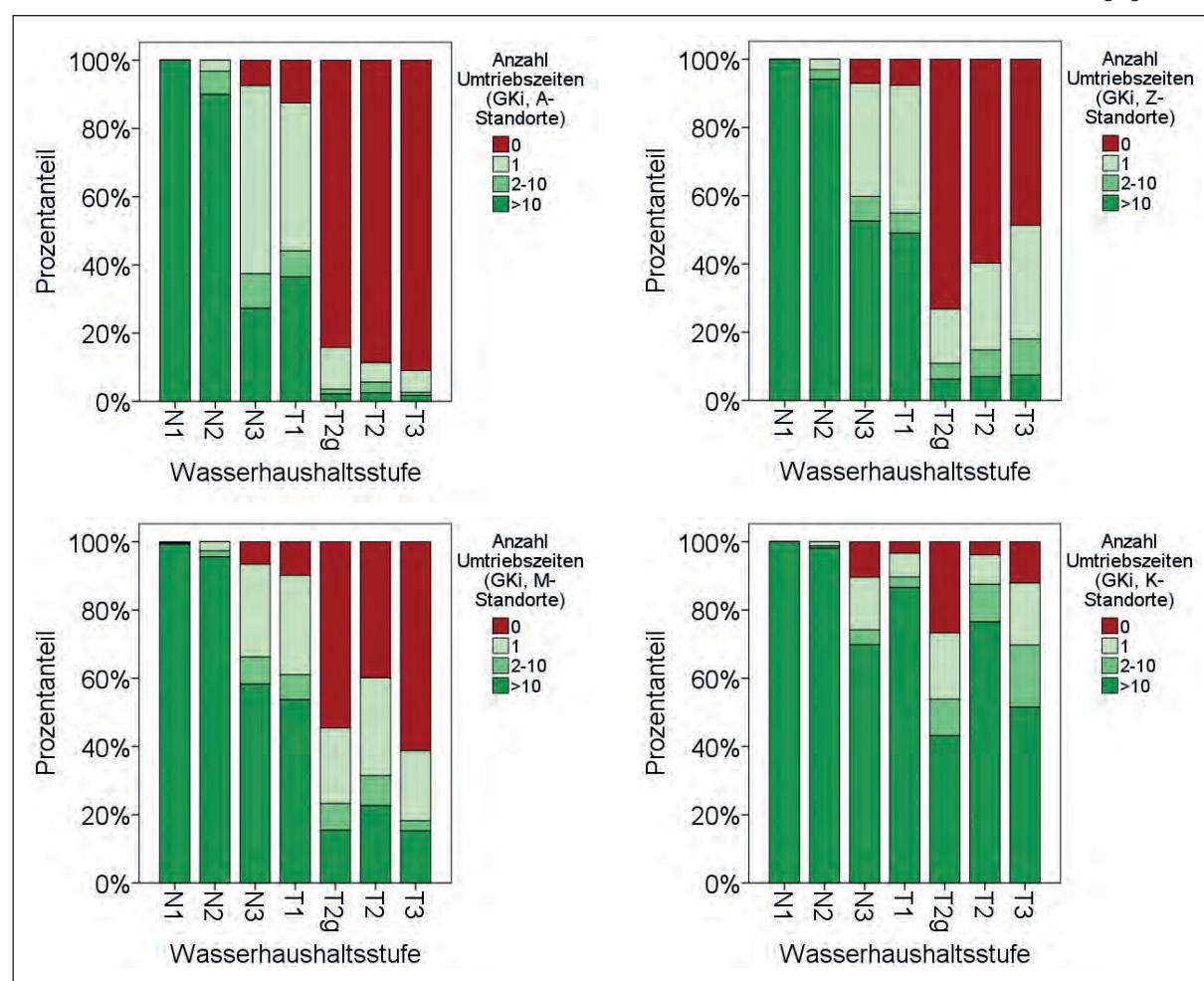


Abb. 10.2.24: Anteil der Vulnerabilitätsstufen (Anzahl möglicher Umtriebszeiten mit Vollbaumutzung) für die Baumart Kiefer stratifiziert nach der Wasserhaushaltsstufe für die Nährkraftstufen A, Z, M und K

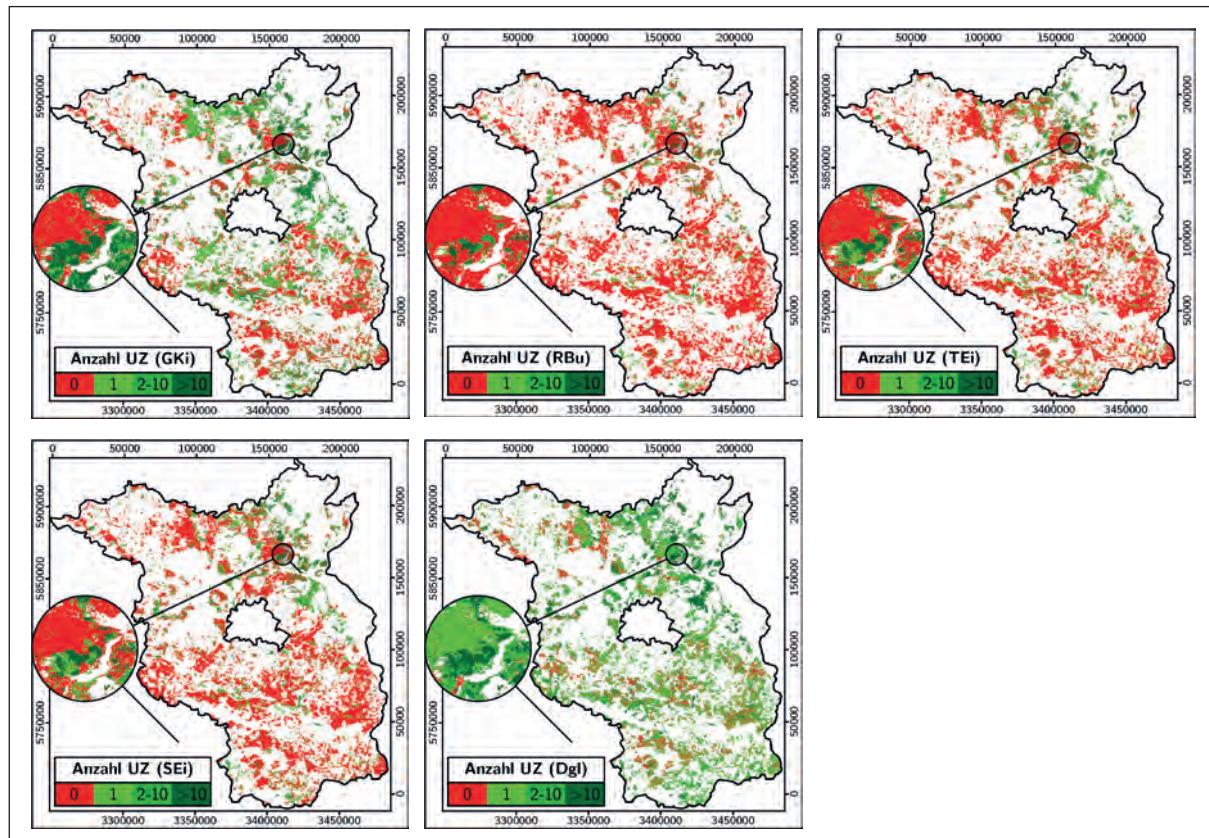


Abb. 10.2.25: Anzahl der möglichen Umtriebszeiten mit Vollbaumnutzung unter Berücksichtigung der Nachhaltigkeit der Nährstoffkationen (Ca, Mg, K) für die Baumarten Kiefer, Buche, Traubeneiche, Stieleiche und Douglasie

für die T2g-Standorte (Grundwasser in 1,8 m bis 3 m Tiefe) ausgewiesen. Hier können die in der Biomasse akkumulierten Nährelementmengen aufgrund der günstigen Wasserversorgung und hohen Wuchsleistung offensichtlich gegenüber den mit dem Grundwasser an die Bodenaustauscher gelangenden Nährstoffmengen überproportional hoch ausfallen, wodurch der Nährstoffexport bei Vollbaumnutzung die nachhaltig nutzbaren Elementvorräte im Boden übersteigen würde.

Die regionale Verteilung der möglichen Umtriebszeiten mit Vollbaumnutzung geht für die betrachteten Baumarten aus Abb. 10.2.25 hervor. Deutlich werden hierbei besonders bei den Laubholzarten die im Nordosten Brandenburgs infolge jüngerer und nährstoffreicherer Substrate höheren Nutzungspotenziale bzw. geringeren Vulnerabilitäten der Standorte. Zudem lassen sich die grundwassernäher liegenden Standorte der Urstromtäler mit tendenziell erhöhter Anzahl nachhaltiger Umtriebszeiten in den Kartogrammen erkennen.

**Zusammenfassend lässt sich ausgehend vom Vorsorgeprinzip für einen hohen Anteil der Waldfläche konstatieren, dass zur Verhinderung von Boden-degradation Vollbaumnutzung in Abhängigkeit von Baumart und Standort überwiegend kritisch zu betrachten ist. Die Auswertungen unter Verwendung des „Nährstoffentzugsindexes“ führen dabei zu qualitativ ähnlichen Einschätzungen wie anhand des bilanzbasierten Ansatzes in Band 1**

des Waldbodenberichtes. Es ist nunmehr empirisch zu prüfen, wie sich die dargelegten Konzepte optimal einsetzen lassen, um flächendeckend auf Forstbetriebsebene Empfehlungen standortsverträglicher Ernteintensitäten herauszuarbeiten. Die für das 100x100 m-Stützstellenraster verfügbare Datenbasis bietet eine optimale Grundlage für die technische Umsetzung eines Entscheidungsunterstützungssystems, um regionalspezifisch entsprechende nachhaltige Nutzungsoptionen der Praxis zu vermitteln.

### 10.3 Ausgleich von Nährstoffverlusten

Durch die Bodenzustandserhebung konnte für Brandenburg ein sehr deutlicher Standortswandel zwischen BZE-1 und BZE-2(a) aufgezeigt werden. So indizieren die im Band 1 des Waldbodenberichtes dargelegten signifikant sinkenden pH-Werte in Humusauflage und Oberboden eine ausgeprägte Bodenversauerung zwischen den Inventuren. Die Basensättigung nahm in diesem Zeitraum in allen untersuchten Tiefenstufen signifikant ab, ebenso die Vorräte der basischen Nährstoffkationen. In den großflächigen Staubeintragsgebieten der Braunkohleverbrennung konnte die markante Verringerung der Basenmengen als Wiederannäherung an den natürlichen Zustand vor der künstlichen Aufbasung der 1970er und 1980er Jahren gedeutet werden (Riek et al. 2012, 2015). Jedoch ist auch in weniger durch Staubeinträge vorbelasteten Regionen teilweise eine Verarmung der Böden an Nährstoffkatio-

nen zu beobachten. Hier korrespondiert die Abnahme der Basensättigung mit Befunden aus anderen Bundesländern, in denen Langzeitstudien von Kalkungsversuchen für die ungekalkten Referenzflächen einen Anstieg des Aziditätsgrades der Bodenlösung belegen (z. B. Greve 2014). Vor diesem Hintergrund und unter Berücksichtigung der in den vorangegangenen Abschnitten dargelegten Berechnungen zur Nährstoffnachhaltigkeit, befasst sich das vorliegende Kapitel mit waldbaulichen Maßnahmen – insbesondere mit den Möglichkeiten der Kalkung – zur Stabilisierung der Waldökosysteme. Hierbei wird unmittelbar an die Ausführungen zur Bodenschutzkalkung in Kap. 4.2.2 des Waldbodenberichts, Band 1 angeknüpft.

### 10.3.1 Mögliche waldbauliche Maßnahmen

Mit Blick auf die Schaffung stabiler Waldökosysteme sind die Waldböden und deren natürliche Funktionen nach dem brandenburgischen Landeswaldgesetz zu schützen und der Erhalt bzw. die Wiederherstellung der Bodenfruchtbarkeit sicherzustellen. Vor dem Hintergrund der BZE-Ergebnisse lassen sich zur nachhaltigen Sicherung von Bodenfruchtbarkeit und standörtlichem Leistungspotenzial drei wesentliche Maßnahmenbündel unterscheiden. Dieses sind i) Maßnahmen der Baumartenwahl, insbesondere der Umbau von Kiefernreinbeständen in standortgerechte Laubholzmischbestände, ii) nutzungsbezogene Maßnahmen, wie das Belassen von Ernterückständen auf der Fläche sowie iii) technische Maßnahmen zum Ausgleich von Nährstoffverlusten, wie Kalkungsmaßnahmen und die Rückführung von Nährstoffen durch Düngung insbesondere in Form von Holzasche.

#### Maßnahmen der Baumartenwahl

Im Land Brandenburg wurden bislang aufgrund der standörtlichen Besonderheiten keine Bodenschutzkalkungen durchgeführt. Der Bodendegradation infolge atmogener Stoffeinträge soll vorrangig im Rahmen von Waldumbauprogrammen durch eine bodenpflegliche Baumartenwahl entgegengewirkt werden.

Baumarten unterscheiden sich hinsichtlich der chemischen Qualität und Zersetzbarkeit ihrer Streu und führen zur Ausbildung unterschiedlicher Humusformen. Diese wiederum sind Ausdruck für die aktuelle standörtliche Nährstoffverfügbarkeit. Entsprechende Unterschiede lassen sich vor allem im Vergleich von Laub- und Nadelbaumarten beobachten (Augusto et al. 2002). In Laubholzbeständen bestehen infolge der wirksameren Humusmineralisation ein insgesamt schnellerer Nährstoffumsatz und eine bessere Verfügbarkeit der Nährstoffe. Auf geeigneten Standorten mit nährstoffreicherem Untergrund ist der Anbau tiefwurzelnder Laubbaumarten zudem zur Nutzung von Basenpumpeneffekten anzustreben.

Offene Fragen zum spezifischen Einfluss der unterschiedlichen Baumarten auf die Standorte des Untersuchungsraums lassen sich anhand der BZE-Stich-

probe kaum untersuchen. Dies zeigte sich im Rahmen einer Bachelorarbeit an der HNEE (Ehrminger 2018), in der mit Hilfe der BZE-Daten der Einfluss der Baumarten Kiefer, Buche und Eiche auf den Oberbodenzustand ausgewertet werden sollte. Die BZE-Stichprobe allein ließ jedoch keine sinnvollen Untersuchungen zu, da der Anteil von Laubholzbeständen sich als zu gering für die statistische Absicherung der Befunde erwies. Daher wurden zusätzlich ca. 150 Standorte in die Auswertung einbezogen, die im Rahmen der Arbeit von Russ (2015) bodenchemisch nach BZE-Methoden untersucht worden waren und eine systematische Auswahl von typischen Kiefern-, Buchen- und Eichenbeständen auf Sanden und Lehmböden umfassen.

Da die verschiedenen Baumarten bei der standortsge-rechten forstlichen Bewirtschaftung entsprechend ihrer Standortsansprüche auf bestimmten Böden gepflanzt werden, lässt sich anhand des Vergleichs von bodenchemischen Eigenschaften unterschiedlicher Be-standestypen keine Aussage zur Wirkung der Baumarten auf den Boden treffen. Die besondere Herausforderung ist es somit, durch Datenfilterung und -stratifi-zierung standörtlich homogene Straten zu bilden, für die sich jeweils unterschiedliche Bestandestypen auswerten lassen. In der Arbeit von Ehrminger (2018) wurde hierauf besonders geachtet. Bei der Stratifi-zierung wurde zwischen Reinsandsubstraten und bin-digem (lehmigem) Substrat unterschieden. Innerhalb dieser Gruppen wurde zusätzlich zwischen Standorten mit unterschiedlichen austauschbaren Ca-, Mg- und K-Gehalten im Unterboden (Tiefenstufe 60-90 cm) dif-ferenziert. Im Ergebnis der Auswahl geeigneter Inven-turpunkte ergab sich eine Stichprobe von 193 Daten-sätzen, von denen 67 dem BZE-2(a)-Kollektiv und 126 dem Datenkollektiv von Russ (2015) entstammen. Es handelt sich dabei um Reinbestände der genannten Baumarten im Bestandesalter von mindestens 20 Jah-ren zum Zeitpunkt der Bodenaufnahmen. Untersucht wurden chemische Eigenschaften der Humusauflage und des mineralischen Oberbodens in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe. Da die BZE-Daten allein keine entspre-chende Auswertung erlauben, werden im Folgenden die Befunde der Arbeit von Ehrminger (2018) im Ein-zelnen vorgestellt.

Demnach weisen die Kiefernbestände in allen ausge-werteten Straten signifikant höhere **C-Vorräte** in der Humusauflage auf als die Buchen- und Eichenbestän-de. Die C-Vorräte in der Auflage sind unter Eiche et-was geringer als unter Buche. Im Mineralboden sind die C-Vorräte bei den Sandsubstraten unter Kiefer signifikant niedriger als unter Buche und Eiche. Bei den bindigen Substraten sind indes keine Unterschiede ab-zusichern. Zwischen Buche und Eiche lassen sich bezüglich der C-Vorräte im Mineralboden generell keine Unterschiede absichern.

Bei den **C/N-Verhältnissen** der Humusauflage zeigt sich, dass die Werte unter Eiche in fast allen Straten signifikant enger sind als unter Kiefer und Buche. Zwi-schen letzteren sind keine Unterschiede abzusichern.

Die **pH-Werte** in der Humusaufgabe liegen unter Kiefer signifikant niedriger als unter Buche und Eiche. Zwischen letzteren lassen sich bei großer Streuung keine eindeutigen Unterschiede erkennen. Im mineralischen Oberboden unterscheiden sich die pH-Werte zwischen den Baumarten nur geringfügig und lassen keine Interpretation zu.

Bei den **Basensättigungen** im Oberboden stellen sich die Unterschiede zwischen den Baumarten je nach Stratum unterschiedlich dar: Bei den Reinsanden mit geringen Basengehalten im Unterboden sind keine Unterschiede zwischen den Baumarten festzustellen. Bei allen anderen Straten liegen die Basensättigungen unter Kiefer signifikant niedriger als unter Eiche und Buche, die sich indes nicht signifikant voneinander unterscheiden.

In einem weiteren (stratenunabhängigen) Auswertungsansatz werden die **Ca-, Mg- und K-Sättigungen** im Oberboden (0-10 cm Tiefe) den entsprechenden Elementsättigungen im Gesamtprofil (0-90 cm Tiefe) gegenübergestellt und dabei zwischen den untersuchten drei Baumarten differenziert. Die entsprechenden baumartenbezogenen Regressionsgeraden zeigen für alle Elemente dieselbe Besonderheit: bei gegebenem Elementsättigungsgrad im Gesamtprofil ist der Sättigungsgrad im Oberboden bei Eiche stets am höchsten und bei Kiefer am geringsten. Die Buche nimmt somit eine mittlere Stellung ein. Diese baumartenspezifischen Unterschiede sind vor allem bei den Elementen Magnesium und Kalium stark ausgeprägt.

**Insgesamt konnte somit gezeigt werden, dass sich bei identischer standörtlicher Ausgangssituation durch den Einfluss der Baumart unter Laubholzbestockung eine günstigere Humus- und Basenausstattung einstellt, wobei die positiven Effekte nach den vorliegenden Befunden offensichtlich unter Eiche stärker als unter Buche ausgeprägt sind. Diese Ergebnisse unterstützen die aktuellen Bestrebungen, durch Waldumbau und Erhöhung des Laubholzanteils einen Beitrag zum Bodenschutz und zur nachhaltigen Sicherung der Bodenfruchtbarkeit zu leisten.**

Hinsichtlich der möglichen kurzfristigen Wirkungen des Waldumbaues auf den Bodenzustand sei auf die Ausführungen in Band 1 des Waldbodenberichts (Abb. 4.1.35, S. 83) verwiesen. So ist zwischen BZE-1 und BZE-2(a) eine Verringerung der Magnesiumsättigung insbesondere auch in alten Kiefernbeständen mit jüngerem Laubholzunterbau zu verzeichnen. In diesen Beständen kommt es durch die sich vollziehende Verbesserung der biologischen Aktivität bis zum Erreichen eines neuen Humusgleichgewichts verstärkt zu Nitratauswaschung, wodurch Magnesium als Begleitton dem System verstärkt entzogen wird. Insbesondere infolge der durch atmogene N-Einträge erhöhten Stickstoffvorräte in den mächtigen Humusauflagen alter Kiefernbestände kann daher vorübergehend die Magnesiumverarmung des Bodens nach Waldumbau zunehmen. Zudem ist in Mischbeständen von verstärktem Magne-

siumeinbau in die Biomasse (bei Buche deutlich höher als bei Kiefer) auszugehen. Um das Risiko einer kurzfristigen Nährstoffunterversorgung und möglicher Vitalitätseinbußen zu reduzieren, kann im Rahmen von Waldumbaumaßnahmen eine Pflanzlochkalkung vor der Laubholzeinbringung sinnvoll sein, sofern sich der betroffene Standort innerhalb der ausgewiesenen potenziellen Kalkungskulisse befindet und alle weiteren Voraussetzungen der Kalkung erfüllt sind (vgl. Kap. 10.3.2).

#### Nutzungsbezogene Maßnahmen

Das Problem der Bodenversauerung und Entbasung wird durch die zunehmende Nutzung von schwächerem Holz für energetische Zwecke verschärft. Für die BZE-2(a)-Stichprobe konnte gezeigt werden, dass bei intensiverer Holznutzung der Nährlementsexport im Vergleich zum Biomasseexport überproportional zunimmt. So liegt die mittlere Trockenmasse bei Vollbaumnutzung gegenüber der Stammholznutzung bei ca. 113 %; der dadurch bewirkte Verlust an Nährlementen erhöht sich hingegen auf 130 % bei Magnesium und Calcium und auf fast 170 % bei Kalium (Waldbodenbericht Band 1, Abb. 4.2.29, S. 142). Dieses ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass der Rindenanteil bei schwächerem Holz und Feinreisig höher als beim Stammholz ist und in der Rinde erhebliche Mengen an Nährstoffen gespeichert sind. Mit der Vollbaumnutzung werden den Waldstandorten somit im Vergleich zur Biomasse überproportional hohe Nährstoffmengen entnommen.

Auf **übernutzungsgefährdeten Standorten** kommt daher eine Nutzungsreduktion zur Verringerung des Nährstoffentzugs in Betracht. Auf Vollbaumernte – d. h. definitionsgemäß der Nutzung von oberirdischem Holz unterhalb der Derbholzstärke (<7 cm) und sonstigem Kronenmaterial – sollte hier verzichtet werden. Stattdessen ist nach der Holzernte der Verbleib von Ästen, Reisig und Nadeln/Blättern flächig auf dem Waldboden zu sichern. Sollte Kronenmaterial genutzt werden, ist ggf. zu warten, bis Feinreisig und Nadeln abgefallen sind. In Laubbaumbeständen empfiehlt sich die Nutzung grundsätzlich erst nach dem Laubfall. Waldbaulich zu prüfen wäre die technische und ökonomische Machbarkeit von Maßnahmen zur Rückführung von Rinde bzw. das Entrinden und Belassen der Rinde im Bestand. Auf Ganzbaumernte ist unter Bodenschutzaspekten grundsätzlich auf allen Standorten zu verzichten.

Weitere mögliche Maßnahmen zur Reduktion des Nährstoffentzugs sind die Vermeidung von bestockungssarmen Situationen und Kahllagen der Böden. Dieses beinhaltet einen konsequenten Waldschutz zur Vermeidung von flächigen Kalamitäten. Des Weiteren ist die vollständige Entnahme von Schlagabbaum auf Sturmwurf- und Waldbrandflächen unter Aspekten des Nährstoffentzugs kritisch zu sehen.

Grundlage für die Einschätzung nachhaltig möglicher Ernteintensitäten bildet die flächendeckende Identifi-

zierung vulnerabler Standorte und Abschätzung deren Sensitivität unter Berücksichtigung von verschiedenen Bestockungsalternativen. Entsprechende Vulnerabilitäts einschätzungen erfolgten in Kap. 10.2.3 für die gesamte Waldfläche Brandenburgs anhand des Nährstoffentzugsindexes von Stüber et al. (2008). Die Befunde hinsichtlich der Gesamteinschätzung der Vulnerabilität decken sich grundsätzlich mit den anhand von Nährstoffbilanzen an den BZE-Punkten hergeleiteten Aussagen zur stofflichen Nachhaltigkeit im Band 1 des Waldbodenberichts.

**Auf Standorten mit geringer Vulnerabilität** kann die intensivierte Holznutzung einen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Um den Anteil erneuerbarer Energien zu erhöhen und zur Erreichung der Klimaschutzziele des Bundes und der EU ist die nachhaltige Holznutzung für energetische Zwecke essentiell. Dabei kommt jedoch auch der Mehrfachnutzung von Holz in Kaskaden und der Verwertung von Holz in langlebigen Produkten (z. B. im Baubereich) eine besonders große Bedeutung für die Kohlenstofffestlegung zu (Bauhus et al. 2017, Rüter & Dieter 2007). Auf Grenzstandorten, auf welchen die zusätzliche Entnahme von Nichtderbholz ggf. zur Reduktion der Produktivität und somit auch zu einem geringeren Anteil hochwertiger Sortimente für den Baubereich führt, sollten intensivierte Holznutzungen somit besonders sorgfältig abgewogen werden.

**Zu beachten ist grundsätzlich auf allen Standorten, dass die Einschätzung der Vulnerabilität in Kap. 10.2.3 ausschließlich auf den Vorräten der Elemente Calcium, Magnesium und Kalium basiert. Mögliche Beeinträchtigungen der Böden lassen sich daher für die nach diesem Ansatz maximal vertretbaren Nutzungsintensitäten nicht immer vollständig ausschließen. So wirken sich zu starke Nutzungen auch nachteilig auf den Humusvorrat und in Folge dessen auf Bodengefüge, Austausch- und Wasserspeicherkapazitäten aus.** Die Produktivität dieser Standorte könnte sich infolge der verschlechterten Wasser- und Nährstoffversorgung bei zusätzlich zunehmender Sommertrockenheit deutlich reduzieren. Erinnert sei in diesem Zusammenhang daran, dass schon Wiedemann (1935) das schlechte Wachstum streugenutzer Kiefernbestände auf den verringerten Humusgehalt und das dadurch reduzierte Wasserspeichervermögen der betroffenen Standorte zurückführen konnte.

#### Technische Maßnahmen

Grundsätzlich ist die Forstwirtschaft dem Vorsorgeprinzip verpflichtet. Daher sollten auf übernutzungsgefährdeten Standorten die Möglichkeiten der Nutzungsreduktion zur Risikoverminderung im Vordergrund stehen. Bei akutem Nährstoffmangel, aber auch zur präventiven Verbesserung der Startbedingungen bei Waldbau kann je nach Standort eine bodenschutzorientierte Kalkung mit dolomitischen Gesteinsmehl ratsam werden. Die Rückführung von Nährstoffen durch Düngung, insbesondere in Form von Holzasche zur Kompensation von Nährstoffverlusten, ist für die

spezifischen Standortsbedingungen im Land Brandenburg so gut wie nicht erforscht. Entsprechende Maßnahmen könnten dennoch bei zukünftig stark wachsendem Anspruch der Gesellschaft an die Ressource Holz lokal begrenzt eine Option darstellen, um folgenschwere Verschlechterungen des Bodenzustands zu verhindern.

**Im Rahmen des BMEL geförderten Modellvorhabens „Maßnahmen zur nachhaltigen Nährstoffversorgung und Gesunderhaltung von Wäldern“ wurden in Brandenburg in insgesamt 16 BZE-Punkten Versuchsflächen eingerichtet. Neben Kalkungsversuchen wurden auch Versuche zur Nährstoffrückführung mit Kalk-Holzasche-Gemischen angelegt. Die Auswahl der Flächen erfolgte nach den in Band 1 des Waldbodenberichtes (Kap. 4.2.2.5) dargelegten Kriterien. Des Weiteren wurden Teilareale der Level II-Fläche Weitzgrund gekalkt, so dass hier z. B. auch auf Sickerwasserwerte eines längeren Zeitraums vor der Kalkung zurückgegriffen werden kann.**

Bei dem ausgebrachten Material handelt es sich zum einen um dolomitischen Kalk bestehend aus 60 %  $\text{CaCO}_3$  und 25 %  $\text{MgCO}_3$  mit einer Dosierung von 3 t/ha und zum anderen um ein Kalk-Holzasche-Gemisch aus 54 %  $\text{CaCO}_3$ , 21 %  $\text{MgCO}_3$  und 30 % Holzasche mit einer Dosierung von 4 t/ha. Das Kalk-Holzasche-Gemisch wurde an fünf BZE-Punkten ausgebracht. Auf den Versuchsflächen und entsprechenden Nullvarianten werden Nadelanalysen, Vegetationsaufnahmen sowie Boden- und Sickerwasseruntersuchungen regelmäßig durchgeführt (Hannemann et al. 2017).

Die Behandlung der Flächen erfolgte im November 2016. Aus den bislang vorliegenden Daten, lassen sich aufgrund der geringen Wirkungszeit der applizierten Stoffe jedoch noch keine Schlussfolgerungen ableiten. So sind anfänglich höhere Konzentrationen im Sickerwasser vermutlich darauf zurückzuführen, dass sich das chemische Gleichgewicht, das mit dem Einbau der Saugkerzen gestört wurde, erst langsam wieder einstellen muss. Zudem konnten witterungsbedingt bislang nur geringe Mengen an Bodenlösung gewonnen werden. Entsprechend werden für die statistische Absicherung von Veränderungen deutlich längere Beobachtungszeitreihen notwendig.

Um verlässliche Angaben zu den Effekten der Kalkung zu erhalten, wurde für die Kalkungsversuche ein Beobachtungszeitraum von etwa fünf Jahren eingeplant. Somit werden zu Beginn der Durchführung der BZE-3 verlässliche Daten vorliegen. Im Zuge der BZE-3 sollte eine weitere Untersuchung der Bodenfestphase auf allen Kalkungs-/Düngungsvarianten erfolgen. Die behandelten BZE-Punkte bilden dann eine Stichprobe, die mit der Gesamtheit der (standörtlich ähnlichen) nicht gekalkten BZE-Punkte verglichen werden kann. Die Signifikanz von Mittelwertunterschieden für nicht gepaarte Stichproben dürfte somit statistisch abgesicherte Aussagen zu den Einflüssen der Kalkung zulassen.

Aktuell erfolgen darüber hinaus Auswertungen des **Heegermühler Kalkungsversuchs**, der im Jahr 1954 südlich der Stadt Eberswalde nach Entnahme des Kiefernaltbestandes und Stockrodung auf einer Fläche von insgesamt 3 ha eingerichtet worden war. Es handelte sich um einen degradierten, mäßig nährstoffversorgten Standort mit der Feinbodenform Finowtaler Sandbraunerde. Auf den Versuchsparzellen wurden unterschiedliche Kalkungsmengen und -materialien appliziert. Zwei dieser Parzellen, eine Nullvariante und eine mit 15 t/ha CaCO<sub>3</sub> gekalkte Fläche, wurden 2017/2018 erneut boden-, ernährungs- und ertragskundlich untersucht. Auf der Nullfläche erfolgte mittels Wurzelbohrer die Entnahme von Humus- und Mineralbodenproben im 3x3 m-Raster an 9 Probepunkten und auf der gedüngten Fläche an 12 Probepunkten im 3x4 m-Raster (beprobte Tiefenstufen: Auflage, 0-30 cm, 30-60 cm). Auf beiden Varianten wurden zudem die Nadelinhaltstoffe von jeweils 15 Kiefern analysiert. Begleitend zur Untersuchung der Pflanzenernährung und bodenchemischen Kennwerte wurden auf den Flächen auch umfangreiche ertragskundliche Aufnahmen durchgeführt. Weitere Teilstücke wurden ebenfalls untersucht; für sie liegen derzeit jedoch noch keine Laboranalysen vor.

Die wesentlichen Befunde dieser Auswertung lassen sich kurz wie folgt zusammenfassen: Die Versuchsvarianten unterscheiden sich – 64 Jahre nach Kalkapplikation – deutlich hinsichtlich der untersuchten bodenchemischen Kenngrößen. Mit Blick auf pH-Wert, Basensättigung und Kationenaustauschkapazität sind diese Unterschiede in der Tiefe 0-30 cm am größten, wobei auf der Kalkungsvariante immer auch eine starke Streuung zu verzeichnen ist. Die Erhöhung der Basensättigung der gekalkten Fläche beruht auf der Zunahme der Ca-Sättigung, während die Mg-Sättigung nur geringfügig zugenommen und die K-Sättigung abgenommen haben. Die C<sub>org</sub>-Vorräte sind auf der Kalkungsvariante etwas niedriger, die N-Vorräte nahezu identisch. Das C/N-Verhältnis ist demzufolge auf der gekalkten Fläche eingeengt. Die P-Vorräte liegen auf der Kalkungsfläche niedriger als auf der Nullvariante. Die Gehalte an Nitrat im wässrigen 1:2-Extrakt sind im Unterboden der Kalkungsfläche deutlich höher als bei der Nullvariante. Bei der Baumernährung bestehen zwischen den beiden Varianten hinsichtlich der meisten Haupt- und Spurennährstoffe keine Unterschiede. Als signifikant werden lediglich die auf der gekalkten Fläche erhöhten Ca- und Na-Gehalte sowie auf dieser Fläche reduzierte Mn- und Ni-Gehalte der Kiefernndl. ausgewiesen. Bezuglich der Elemente N, S, K, Mg und Cu besteht auf beiden Flächen (latenter) Mangel. Aufgrund der vorliegenden (einmaligen) ertragskundlichen Aufnahmen lässt sich kein signifikanter Einfluss der Kalkung auf das Wachstum der Kiefer beobachten.

### 10.3.2 Potenzielle Kalkungskulisse

Im Band 1 des Waldbodenberichtes wurden die möglichen positiven und negativen Effekte der Säurekompensationskalkung mit dolomitischen Kalken diskutiert. Unter Berücksichtigung der Kalkungsrichtlinien

der Bundesländer erfolgte die Herleitung spezieller Kriterien für die Durchführung von Kalkungsmaßnahmen im Land Brandenburg (Waldbodenbericht Band 1, Kap. 4.2.2.3-5). Aufbauend auf diesem Kriterienkatalog werden im Folgenden die Kalkungspotenziale weiter konkretisiert und nach dem Stand des gegenwärtigen Wissens als Karte einer potenziellen Kalkungskulisse abgebildet. Dabei werden in einem ersten Schritt alle Ausschlusskriterien für die 100x100 m-Rasterpunkte des Regionalisierungsprojektes (Riek & Russ 2016) geprüft; die potenzielle Kalkungskulisse ergibt sich als dann aus der verbleibenden Waldfläche. In einem zweiten Schritt muss im konkreten Fall die Ausprägung der relevanten chemischen Bodeneigenschaften überprüft werden. Die ausgewiesene Kulisse bildet somit einen ersten standortsbezogenen Filter um regionale und lokale Schwerpunkte möglicher Kalkungsmaßnahmen zu identifizieren. Sie ersetzt nicht die konkrete Einzelfallprüfung auf der Basis von bodenchemischen Zustandskennwerten und ggf. Nadel-/Blattanalysen zur Einschätzung von Ernährungsmängeln als eine der Voraussetzungen für die tatsächliche Umsetzung von Kalkungsmaßnahmen (vgl. Waldbodenbericht Band 1, S. 137/138). Die (Ausschluss-)kriterien, die zur Findung der potenziellen Kalkungskulisse herangezogen wurden, werden im Folgenden erläutert.

Eine besondere Rolle spielt das **Ausgangsgestein der Bodenbildung**. Von verschiedenen Autoren werden Bodenschutzkalkungen speziell auf Sandböden als kritisch gesehen (Feger 1998, Cornelius et al. 1997). Gleichwohl kann die Kalkungswirkung gerade bei Sandsubstrat rasch den kompletten Wurzelraum erfassen. Insbesondere auf Standorten mit bindigem Material im Unterboden können die Calcium- und Magnesiumionen vergleichsweise schnell bis in diese Schichten vordringen, wo sie aufgrund ausreichend vorhandenen Sorptionspotenzials gebunden würden. Im Allgemeinen besteht in diesen Bodenschichten auch eine erhöhte Durchwurzelungsintensität durch Wurzelabsenker und die Ausbildung von horizontalen Feinwurzellagen. Bei dem Substrattyp Tieflehm sowie bei lehmunterlagerten Sanden bzw. Standorten der Nährkraftstufen M+ und Z+ wären somit durchaus günstigere Kalkungeffekte als auf Reinsand zu erwarten. Bei der Ausweisung der potenziellen Kalkungskulisse wurden daher grundsätzlich nur alle Reinsande ausgeschlossen. Hierbei wurde gemäß der standortskundlichen Erfassung (SEA95) der Tiefenbereich bis 3 m berücksichtigt. Zudem wurden alle Substrate mit **anstegendem Kalk** innerhalb von 3 m Tiefe ausgeschlossen.

Eng mit dem Ausgangsmaterial verknüpft sind die **Stammnährkraftstufen** nach SEA95. Wie in Band 1 des Waldbodenberichtes erläutert, wurden sowohl nährstoffreiche (R-Standorte) sowie naturgegeben ausgesprochen arme Standorte (Nährkraftstufen A sowie Z3-, Z4- und Z5) von der Kulisse ausgeschlossen.

Ein Ausschluss erfolgte ebenfalls für die mineralischen und organischen **Grundwasserböden** (N- und O-Standorte). Aufgrund von meist negativen Sicher-

wasserraten mit entsprechenden Nährstoffeinträgen aus dem Grundwasser sind diese Standorte weniger von Versauerung und Entbasung betroffen. Sie erfüllen zudem häufig spezifische wasserwirtschaftliche, ökologische und naturschutzfachliche Funktionen in der Landschaft. Diese Funktionen können durch die Kalkung – beispielsweise infolge von Nitratfreisetzung – negativ beeinflusst werden.

Wie in Band 1 des Waldbodenberichtes ausführlich erläutert (Kap. 4.2.2.4-5), sollte die kalkulierte Kalkungsmenge zur **Kompensation des Kationsäurevorrats** in 60-140 cm Tiefe mindestens 3 t/ha umfassen. Durch diesen „kapazitativen Ansatz“, der auf die Kompensation des durch anthropogene Versauerung bedingten  $\text{Al}^{3+}$ -Vorrates im Boden abzielt, werden in Brandenburg prinzipiell vor allem Standorte mit bindigen Schichten im Untergrund, deren Austauscherplätze überwiegend mit Kationsäuren belegt sind, als kalkungswürdig erfasst. Für diese Böden wurde in Band 1 des Waldbodenberichtes eine vergleichsweise gute Kalkungseignung konstatiert. Es ist überdies davon auszugehen, dass es sich bei diesen Standorten aufgrund ihrer Stammeigenschaften gehäuft um potenziell für den Waldumbau geeignete Flächen handelt, sofern sie aktuell mit Kiefer bestockt sind. Für die hinsichtlich der Nährstoffausstattung anspruchsvoller Laubbaumarten könnte die Kalkung hier verbesserte initiale Wuchsbedingungen schaffen und somit die Etablierung von Mischbeständen erleichtern. Für die bindungsschwachen Böden hingegen, die sich durch eine natürlicherweise starke Oberbodenversauerung und Basenarmut auszeichnen, werden nur geringe Kalkungsbedarfe unterhalb der Praktikabilitätsschwelle von 3 t/ha ermittelt. Diese aufgrund ihres ungünstigen Nährstoffstatus teilweise auch naturschutzrelevanten Waldflächen wurden von der potenziellen Kalkungskulisse ausgeschlossen. Die Berechnung des im Unterboden akkumulierten Säurevorrats erfolgte anhand der Differenz der modellierten effektiven Kationenaustauschkapazität und des S-Wertes in der Tiefe 60-140 cm (vgl. Kap. 10.2.1).

Für das letzte Ausschlusskriterium zur Herleitung der potenziellen Kalkungskulisse wurden Aspekte der **Baumartenplanung** mit einbezogen. Bei der Durchführung von Kalkungsmaßnahmen wird heute gemeinhin ein ganzheitliches und ökologisches Konzept verfolgt, bei dem Waldumbau und Bodenschutzkalkung oftmals als Wirkungseinheit verstanden werden, um über die Pufferung atmogener Säureeinträge hinaus eine langfristige Stabilisierung und Regeneration der Waldökosysteme zu erzielen (Jacob et al. 2013). Dementsprechend wurden bei der Ermittlung der brandenburgischen Kalkungskulisse natürlicherweise arme Standorte mit der Baumart Kiefer als Bestandeszieltyp ausgeschlossen. Die Operationalisierung dieses Kriteriums erfolgte für die Stützstellen des 100x100 m-Netzes anhand der Empfehlungswahrscheinlichkeiten für Kiefer als Hauptbaumart (>60 %) und für Buche als Mischbaumart (<30 %) (vgl. Kap. 8.3.2). Ein Ausschluss von der Kulisse erfolgte nur für den Fall, dass beide Schwellenwertkriterien gleichzeitig erfüllt sind.

Im Ergebnis umfasst die so abgeleitete potenzielle Kalkungskulisse brandenburgweit ca. 16,5 % der Waldfläche. Dies deckt sich annähernd mit dem Anteil der Punkte in der BZE-Stichprobe, für die eine potenzielle Kalkungseignung ermittelt wurde (53 BZE-Punkte bzw. 16 % der BZE-2(a)-Stichprobe), wenngleich die Kriterien für die jeweilige Flächenauswahl leicht divergieren (Waldbodenbericht Band 1, Kap.4.2.2.5). Die potenzielle Kalkungskulisse ist in Abb.10.3.1 als Kartogramm dargestellt. Hier fallen die hohen ausgewiesenen Flächenanteile im Wuchsgebiet Hoher Fläming auf. In diesem vergleichsweise kleinen Wuchsgebiet befinden sich 86 % der Waldfläche (ca. 21.000 ha) innerhalb der Kulisse. Die altpaleozänen Böden aus meist bindigem Moränenmaterial weisen in dieser Region hohe akkumulierte Säuremengen auf. Demgegenüber sind die Anteile in den flächengrößten Wuchsgebieten Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland mit 11,6 % (ca. 46.000 ha), Ostmecklenburg-Nordbrandenburger Jungmoränenland mit 8,2 % (ca. 20.000 ha) und Dueben-Niederlausitzer Altmorenänenland mit 21,4 % (36.000 ha) deutlich geringer.

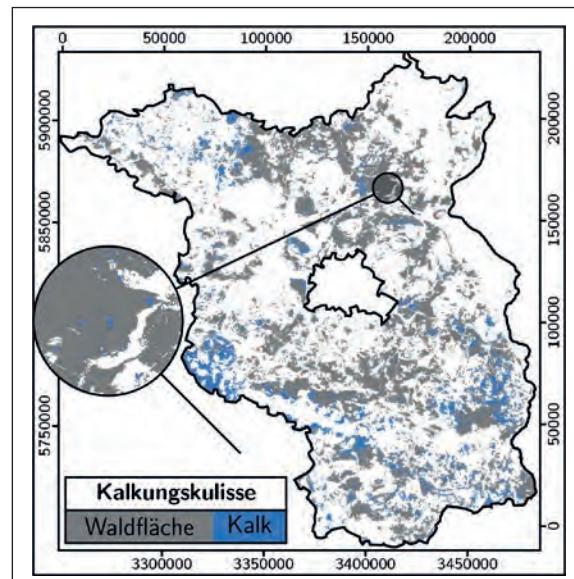
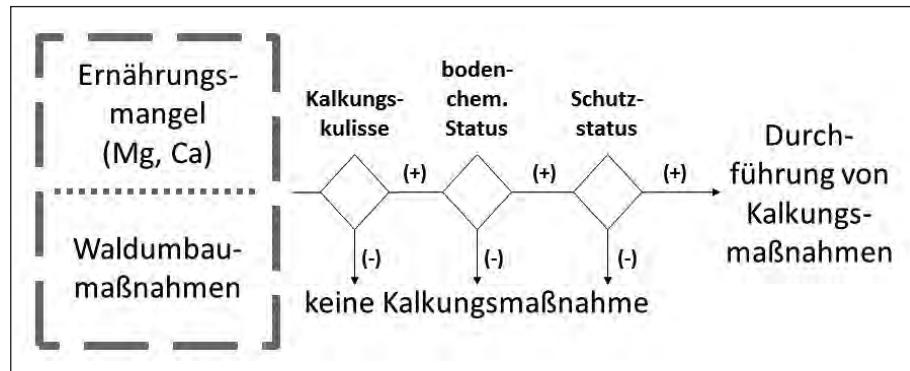


Abb. 10.3.1: Potenzielle Kalkungskulisse zur Kompensation von Basenverlusten für die Gesamtwaldfläche des Landes Brandenburg

Gemäß des Kriterienkatalogs in Band 1 des Waldbodenberichtes gilt als Voraussetzung für eine Kalkungsempfehlung innerhalb der potenziellen Kalkungskulisse das Vorliegen eines  $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werts von  $< \text{pH } 3,5$  in mindestens einer der Tiefenstufen des Mineralbodens sowie Basensättigungen  $< 15\%$  in jeder der Tiefenstufen im Bereich 0 cm - 140 cm Tiefe. Zudem sollte eine Kalkung bei C/N-Verhältnissen  $< 20$  in Humusauflage und mineralischem Oberboden (0-5 cm, 5-10 cm) unterbleiben. Diese chemischen Kennwerte des aktuellen Bodenzustandes sind im konkreten Fall zu prüfen. Hierzu wird empfohlen, auf der in Betracht kommenden Kalkungsfläche repräsentative Bohrstockeinschlüsse vorzunehmen und die Kennwerte an gestört ent-

Abb. 10.3.2: Empfohlenes Prüfschema im Vorfeld von Kalkungsmaßnahmen im Land Brandenburg



nommenen Bodenproben zu ermitteln. Das genaue Beprobungsdesign und die notwendige Anzahl der Einschläge pro Fläche sind noch abzustimmen.

In Abb. 10.3.2 ist das hier empfohlene Prüfschema im Vorfeld einer Kalkungsmaßnahme skizziert. Demnach kommen als Auslösefaktoren einer Kalkung zum einen bevorstehende Waldumbaumaßnahmen (ggf. Pflanzlochkalkung) und zum anderen das Vorliegen einer akuten Mangelernährung des aufstockenden Bestandes hinsichtlich der Elemente Magnesium und Calcium in Betracht. Die Bewertung der Ernährungssituation sollte hierbei nach Göttlein (2015) erfolgen. Liegt die betroffene Waldfläche innerhalb der potenziellen Kalkungskulisse, ist kurzfristig eine bodenkundliche Beprobungskampagne einzuleiten. Für den Fall, dass Ernährungsmängel vorliegen, aber die Fläche sich nicht in der Kulisse befindet, sollte von einer Kalkung abgesehen werden, die Baumarteneignung geprüft und

nach einer Ursachenanalyse ggf. andere waldbauliche Maßnahmen eingeleitet werden. **Liegt die Fläche in der Kulisse und werden die bodenchemischen Kriterien (pH-Wert, Basensättigung, C/N-Verhältnis) ebenfalls erfüllt, ist in einem letzten Schritt zu prüfen, ob Bedenken aufgrund von Schutzstatus und Waldfunktion der Fläche bestehen.** Hierzu sind Informationen aus der Waldbiotop- und Waldfunktionskartierung sowie der wasserwirtschaftlichen und naturschutzfachlichen Planungen heranzuziehen. Die zur Kalkung ausgewählten Flächen sind mit den örtlich zuständigen Wasser- und Naturschutzbehörden abzustimmen. Von der Durchführung der Maßnahme ist abzusehen, wenn die objektive Besorgnis besteht, dass die Kalkung nicht mit den lokalen Waldfunktionen oder Schutzz Zielen vereinbar ist (z. B. Wasserschutzgebiete, Biosphärenreservate, Naturschutzgebiete, Naturwälder, kalkungsempfindliche FFH-Gebiete und geschützte Biotope).

# 11 Zusammenfassung und Folgerungen

Die im vorliegenden Band 2 des brandenburgischen Waldbodenberichtes dargestellten Auswertungen widmen sich zunächst der **Kennzeichnung des Humuskörpers** an den BZE-Inventurpunkten. Hierzu werden Analysen sowohl zur morphologischen Humusform, als auch zu den Gehalten, Vorräten und Relationen der Elemente **Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor** präsentiert. Diese im Oberboden überwiegend organisch gebundenen Elemente sind zur Charakterisierung des Humuszustandes besonders geeignet. Konventionelle Kennwerte der Humusqualität sind das C/N- und C/P-Verhältnis der organischen Bodensubstanz. Darüber hinaus dient die aus C/N-Verhältnis, pH-Wert und Basensättigung (V-Wert) analytisch definierte Humusform nach SEA95 (Schulze 1996) der Differenzierung von „harmonischen“ und „dis-harmonischen Humuszuständen“.

Als häufigste **Humusform** ist Typischer Moder bei 44 % der Inventurstichprobe zu finden. Rohhumus tritt bei 9 % und Mull bei 18 % der Erhebungspunkte auf. Dabei bestätigt sich die Abhängigkeit des Humuszustands sowohl vom Standort als auch vom aufstockenden Bestand. Die Nutzungsgeschichte und die Wirkung von atmogenen Stoffeinträgen – insbesondere die N-Deposition – überprägen die natürliche Ausbildung der Humusformen. Diese stellen nach den aktuellen BZE-Daten vor allem eine Funktion der Bodenazidität dar, von der die Vitalität und Artenzusammensetzung des Edaphon abhängig ist. Stickstoff steht offensichtlich weiterhin in so großer Menge zur Verfügung, dass er sich kaum limitierend auf die biologischen Prozesse der Streuumsetzung auswirkt.

Unter der Baumart Kiefer sind vergleichsweise mächtige Humusauflagen von durchschnittlich etwa 5 cm Stärke zu verzeichnen. Mit zunehmendem Laubholzanteil reduziert sich in Mischbeständen die Mächtigkeit der Auflageschicht und die Humusform nimmt günstigere Ausprägungen an. Innerhalb des Teilkollektivs aller Kiefernbestände lässt sich der Einfluss des Standorts auf die Ausbildung der Humusform isoliert betrachten. Demnach bilden sich auf nährstoffkräftigen Standorten trotz schlecht zersetzbarer Nadelstreu weder Rohhumus noch rohhumusartige Moderformen aus. Diese ungünstigen Humusformen sind auf die besonders nährstoffschwachen Standorte der potenziell natürlichen Kiefernverbreitung begrenzt. Entsprechend verweist die Rohhumusbildung auf mittleren und besser nährstoffversorgten Standorten auf eine anthropogene Verschlechterung der Standortsqualität durch Oberbodenversauerung infolge historischer Übernutzung und Säuredeposition. Eine aktive Verbesserung der Humusform durch waldbauliche Maßnahmen kann besonders auf diesen Standorten sinnvoll sein.

Auf ärmeren Ausgangssubstraten indes erscheint der aktive Ab- oder Umbau von Auflagehumus weniger erstellenswert. Hier handelt es sich nämlich meist um auffallend feinhumusarme Ausprägungen der Humusform. Die Mächtigkeiten der Oh-Schicht selbst der biologisch inaktivsten Humusformen variieren lediglich zwischen 1-3 cm. Dies deutet darauf hin, dass sich in vielen mittelalten und jüngeren Kiefernbeständen noch kein Fließgleichgewicht zwischen Humusform und Standort hat einstellen können und die unter Gleichgewichtsbedingungen zu erwartenden Humusauflagen noch im Aufbau begriffen sind. Diese Befunde sind vor dem Hintergrund von Studien aus den 1960er Jahren zu sehen, wonach erhebliche Waldflächenanteile infolge der historischen Übernutzung als „degradiert“ galten und sich durch eine auffällige Verarmung an organischer Substanz auszeichneten. Auch noch in der bundesweiten BZE I-Auswertung wiesen die Böden in Brandenburg im Vergleich mit allen anderen Bundesländern die geringsten Kohlenstoffvorräte auf. Wahrscheinlich spiegelt sich in den feinhumusarmen Ausprägungen der aktuellen Humusformen immer noch diese historische Verarmung der Böden an organischer Substanz wider.

So ergeben sich auch aus dem zeitlichen Vergleich der BZE-Daten eindeutige Hinweise, dass die Waldböden gegenwärtig als **C-akkumulierende Systeme** zu sehen sind, die sich nach den massiven Humusverlusten der Vergangenheit nun sukzessiv regenerieren. Bei der BZE-1 traten noch zu etwa gleichen Teilen überwiegend als sehr gering (49 %) und gering (45 %) eingestufte C-Vorräte auf. Bei der Wiederholungsinvetntur hat sich die Bewertung hin zu überwiegend geringen (72 %) und mittleren (20 %) C-Vorräten verschoben. Sehr geringe Vorräte sind in der BZE-2(a)-Stichprobe nur noch auf 5 % der Punkte vertreten (Bewertung nach AK Standortskartierung 2016).

Die auf der Basis der drei Erhebungszeitpunkte von BZE-1, BZE-2 und BZE-2a durchgeföhrte Trendschatzung führt zu einer aktuellen jährlichen **C-Speicherung in Höhe von 1,58 t/ha/a**. Dieses entspricht brandenburgweit einer Speicherrate von ca. 1,7 Mio. t/a, was mit rund 10 % der jährlichen energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emission im Land Brandenburg korrespondiert (Referenzzeitraum: 2000-2013). Unter Berücksichtigung der C-Vorratsanreicherung in der ober- und unterirdischen Bestandesbiomasse kann überschlagsmäßig dargestellt werden, dass die jährliche CO<sub>2</sub>-Kompensation aus der Vorratsänderung im Bestand und Boden knapp einem Viertel der energiebedingten Emissionen des Landes Brandenburg entspricht.

Für die starke Zunahme der Kohlenstoffvorräte im Boden werden die folgenden **potenziellen Einflussfaktoren** identifiziert:

- Generelle Regeneration der Böden nach historischer Übernutzung und Humusverarmung
- Hemmung des Humusabbaus durch Zunahme der Bodenazidität und nachweislich häufigere frühlingsliche Bodenaustrocknung
- Erhöhte Wurzelbiomasse infolge von Unterbau bzw. Naturverjüngung und dichterer Bodenvegetation in Kiefernbeständen
- Insgesamt gesteigerte Produktivität der Wälder und damit einhergehend erhöhte Streufallmengen.

**Im Mittel (Median) liegen die aktuellen organischen Kohlenstoffvorräte der brandenburgischen Waldböden bei 84 t/ha.** Der Median der bundesweiten BZE-Stichprobe befindet sich mit ca. 105 t/ha deutlich über dem brandenburgischen Durchschnitt (Grüneberg et al. 2016). Für Mecklenburg-Vorpommern ermittelten Russ et al. (2011) einen Median von ca. 96 t/ha. Trotz der festgestellten C-Vorratszunahmen sind die brandenburgischen Waldböden somit immer noch als vergleichsweise kohlenstoffarm anzusehen. In welchem Umfang dieses auf bewirtschaftungsbedingte Humusverluste zurückzuführen ist oder den spezifischen Naturraum- und Standortsbedingungen entspricht, kann nicht exakt differenziert werden.

Neben ihrer Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit spielt die organische Bodensubstanz auch mit Blick auf den **globalen Klimawandel** eine große Rolle. Dabei ist vor allem der Unterboden als Speicher für organischen Kohlenstoff hervorzuheben. Im Unterboden sind besonders hohe Anteile an abbauresistenten Humusfraktionen vorhanden. Diese stabilen, an Bodenminerale fixierten und teilweise schon sehr alten Huminstoffe bilden den für die ökologischen Eigenschaften besonders wichtigen „Dauerhumus“ der Böden. In den brandenburgischen Waldböden trägt der Unterboden (Tiefenbereich 30-90 cm) aktuell lediglich mit 15 % zur Kohlenstoffspeicherung im Gesamtprofil bei. Anhand der vorliegenden Befunde kann angenommen werden, dass insbesondere aufgrund der historischen Übernutzung und Humusverarmung noch immer ein erhebliches Potenzial für die Sequestrierung von Kohlenstoff besteht.

Die zukünftige Kohlenstoffbindung ist jedoch mit Blick auf die Auswirkungen des Klimawandels nur schwer vorhersehbar. Aufgrund der Abhängigkeit der Respirationsraten von der Temperatur wären Abnahmen des im Boden gebundenen Kohlenstoffs zu erwarten. Bei gleichzeitig durch den Bodenwasserhaushalt limitierter Zersetzungskapazität könnte aber auch von einem geringeren Abbau der anfallenden organischen Substanz auszugehen sein. Ob sich vor diesem Hintergrund die derzeitigen Kohlenstoffzunahmen zukünftig weiter absichern lassen und sogar fortsetzen werden, bleibt bis zur Durchführung der BZE-3 ungewiss.

Als Kennwert für die **Humusqualität** dient das Verhältnis zwischen organisch gebundenem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff in der Humusauflage, das zwischen BZE-1 und BZE-2(a) signifikant von 23,1 auf 26,4 zugenommen hat. Rechnerisch ergibt sich diese Zunahme, weil die N-Vorratsänderungen zwischen BZE-1 und BZE-2(a) deutlich weniger markant ausfallen als die für Kohlenstoff konstatierten. Als eine mögliche Begründung hierfür kann angenommen werden, dass dem Anteil stickstoffreicher Mikroorganismen an den organischen N-Verbindungen aufgrund der höheren atmogenen N-Depositionen zur Zeit der BZE-1 noch eine größere Bedeutung zukam als dies aktuell der Fall ist. Zudem dürfte damals neben dem direkten N-Eintrag über den Bestandesniederschlag auch der Streufall engere C/N-Verhältnisse aufgewiesen haben.

Das C/N-Verhältnis erlaubt auf natürlicherweise sauren Waldstandorten Rückschlüsse auf das Niveau eintragsbedingter **N-Eutrophierung** und damit verbundener negativer Effekte auf die Biodiversität. Ein Trend der Rückkehr zu natürlicherweise weiteren C/N-Verhältnissen lässt sich vor allem für Kiefernbestände beobachten. Während diese in der Erstinventur noch überwiegend C/N-Verhältnisse von 20-30 aufwiesen, liegen sie bei der Zweitinventur häufiger bereits zwischen 30-40. Bei den Laubholz- und Mischbeständen sind die Zunahmen indes moderater bzw. mehrheitlich unverändert. Die Erweiterung der C/N-Verhältnisse kann zum einen mit sich verschlechternden Umsetzungsbedingungen infolge geringerer pH-Werte und Basensättigungen im Oberboden zusammenhängen. Zum anderen können darin aber auch klare Hinweise auf die Abnahme der N-Einträge gegenüber dem Zeitraum vor der BZE-1 (1970er / 1980er Jahre) gesehen werden.

Die natürlicherweise zu erwartenden Unterschiede des C/N-Verhältnisses zwischen basenarmen Kiefernbeständen und reicherem Laubholzbeständen sind aktuell ausgeprägter als zur Zeit der BZE-1. Dieses lässt sich insbesondere auch mit Hilfe des Ansatzes der SEA95 (Schulze 1996) zur Bewertung des „**Harmoniezustandes**“ zwischen C/N-Verhältnis (N-Stufe) einerseits und pH-Wert bzw. Basensättigung (B-Stufe) andererseits aufzeigen. Die anthropogenen Stickstoff- und Baseneinträge hatten in der Vergangenheit in deutlich höherem Maße als heute zur Überlagerung der nach SEA95 definierten natürlichen boden-chemischen Gleichgewichtszustände geführt. Durch die konstatierte Zunahme der Bodenversauerung bei gleichzeitig erweiterten C/N-Verhältnissen im Zeitraum zwischen den Bodeninventuren haben sich tendenziell naturnähtere Zustände eingestellt.

Die kombinierte Auswertung von Stamm- und Zustandsnährkraftstufen nach SEA95 macht zudem eine Zunahme der „**Standortsdegradation**“ insbesondere im mittleren Nährkraftbereich deutlich. Offensichtlich kommen die durch die überwiegende Kiefernbestockung gewöhnlich um 1-2 Stufen verschlechterten Oberbodenzustände nach Wegfall der basischen Stäube und der Reduktion von Stickstoffeinträgen nun

verstärkt wieder zur Geltung. Gleichzeitig sind jedoch auch immer noch zahlreiche A-Standorte mit einer Aggradation zu finden: 85 % der A-Standorte weisen Zustandsnährkraftstufen von (z) und besser auf (BZE-1-Stichprobe: 100 %). Bei den A- und Z-Standorten haben vor allem die Anteile der N-Stufen n7 (reich) und n6 (kräftig) deutlich abgenommen.

Nach Untersuchungen auf Level II-Flächen wird der kritische Bereich mit N-Depositionsraten >15 kg N/ha/a weiterhin in einzelnen Jahren überschritten (Einert 2016). Ein Trend lässt sich in den Zeitreihen der N-Einträge nicht erkennen. So sind die Messwerte nach einer deutlichen Abnahme infolge der Wiedervereinigung seither nahezu konstant geblieben. Dieses bringen auch die für die brandenburgische BZE-Stichprobe vergleichend ausgewerteten **Critical Loads (CL)** und **Critical Load-Überschreitungen** zum Ausdruck. Erstere liegen im Mittel bei etwa 6 kg/ha/a und werden auf nahezu allen brandenburgischen Inventurpunkten überschritten. Durchschnittlich sind CL-Überschreitungen von ca. 10 kg/ha/a zu verzeichnen. Im bundesweiten Vergleich der BZE-Stichprobe (Andreae et al. 2016) befinden sich die brandenburgischen CL-Werte fast ausschließlich im Bereich unterhalb des Medians und bei den CL-Überschreitungen mehrheitlich über dem bundesweiten Median.

Anhand der **Nitratkonzentrationen im wässrigen 1:2-Bodenextrakt** kann hergeleitet werden, dass aktuell auf etwa einem Viertel der Waldfläche Brandenburgs noch keine nennenswerte Stickstoffbelastung besteht. Auf ebenfalls einem Viertel der Fläche ist nach den in der Literatur vorliegenden Schwellenwerten von einer erhöhten Nitratverlagerungsgefahr auszugehen, die zu einem Belastungspotenzial für das Grundwasser und einem verstärkten Risiko der Bodenversauerung führt. Etwa die Hälfte der Waldfläche befindet sich aktuell in einem intermediären Übergangsbereich mit gegenüber natürlichen Systemen leicht erhöhten Nitratkonzentrationen und -auswaschungsraten. Die höchsten NO<sub>3</sub>-Konzentrationen von >100 mg/l sind aktuell bei Mooren und Anmooren zu verzeichnen, wo Vererdungsprozesse zur Stickstofffreisetzung aus der Torfsubstanz führen. Bei diesen hydromorphen Standorten sind die Sickerraten jedoch meist sehr gering oder negativ. Die höchsten NO<sub>3</sub>-Austragsraten errechnen sich daher nicht für die grundwassernahen sondern für terrestrische Standorte.

Mit Hilfe einer multivariat-statistischen Auswertung kann gezeigt werden, dass das **Risiko für „Stickstoffsättigung“ und damit verbunden erhöhter Nitrateusträge** zwischen den Bodeninventuren stark abgenommen hat. Die hohen Stickstoffdepositionen in den Jahren vor der BZE-1 und sich daran anschließende NO<sub>3</sub>-Auswaschungen dürften eine der wesentlichen Ursachen für die zu beobachtende Basenverarmung und Bodenversauerung im Zeitraum zwischen BZE-1 und BZE-2(a) darstellen (vgl. Waldbodenbericht Band 1). Aufgrund der nunmehr reduzierten Nitrateusträge wird zukünftig von einer geringeren Versauerungstendenz auszugehen sein.

Die Auswertung nach Bestandestypen führt zu vergleichsweise geringen NO<sub>3</sub>-Austragsraten bei der Baumart Buche, die offensichtlich am ehesten in der Lage ist, das erhöhte Stickstoffangebot zu nutzen und in die Biomasse einzubauen. Aber auch für die Kiefer deutet sich an, dass die N-Einträge gegenwärtig noch durch den Mehrzuwachs der Bestände und den Einbau in die organische Bodensubstanz fixiert werden können. Es ist davon auszugehen, dass von dem erhöhten Stickstoffangebot seit Jahrzehnten eine **beschleunigende Wirkung auf das Baumwachstum** ausgeht. Dies belegen die aktuellen Zuwächse der Wirtschaftsbaumarten, die insbesondere auf natürlicherweise nährstoffärmeren Standorten ein dort gemeinhin nicht zu erwartendes hohes Niveau erreicht haben. Klimawandelbedingt ist in Zukunft von einer reduzierten Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit auszugehen. Dadurch dürfte sich die Wuchsleistung bei Ausbildung neuer wachstumslimitierender Faktoren ggf. verringern.

Die bodenkundlichen Kennwerte der Stickstoffverfügbarkeit, wie C/N-Verhältnis und Nitratkonzentration im 1:2-Bodenextrakt, lassen eine deutliche Korrelation zur **Stickstoffernährung** erkennen. Ab Nitratkonzentrationen >10 mg/l erscheinen die N-Nadelspiegelwerte der Kiefer tendenziell erhöht und befinden sich dann zunehmend im Luxusbereich. Diesem sind in der BZE-2(a)-Stichprobe 36 % der Kiefernbestände zuzuordnen. Trotz dieser Einschätzung stellt sich die Situation der N-Überernährung in Brandenburg im Vergleich zu anderen Bundesländern (Andreae et al. 2016) jedoch meist weniger schwerwiegend dar.

Mit Blick auf die Charakterisierung des Humuskörpers wird auch das Hauptnährelement **Phosphor** untersucht. Dabei zeigt sich, dass die Humusformen anhand der C/P-Verhältnisse besser differenzierbar sind als mit Hilfe der C/N-Verhältnisse. Dieses kann als weiterer Hinweis auf die nivellierende Wirkung der atmogenen Stickstoffeinträge gedeutet werden. Die C/P-Verhältnisse und insbesondere die P-Vorräte weisen zudem eine sehr enge Bindung an die Stratigrafie auf. So liegen die C/P-Verhältnisse in Humusaufklage und mineralischem Oberboden im geologisch jüngeren Nordosten des Landes nach dem Bewertungsrahmen des AK Standortskartierung (2016) vorwiegend im Bereich von *mäßig engen* bis *mittleren* Werten. Im altpleistozänen Nordwesten und Süden treten hingegen gehäuft *mäßig weite* und *weite* Werte auf.

Zu beachten ist, dass die im Rahmen der BZE im Königswasseraufschluss analysierten P-Gesamtgehalte nur sehr grobe Hinweise auf die **pflanzenverfügbaren bzw. leicht mobilisierbaren Elementmengen** geben, da insbesondere bei niedrigen pH-Werten große Anteile in Form von Aluminium- und Eisenphosphaten chemisch fest gebunden vorliegen. Aus den BZE-Ergebnissen kann abgeschätzt werden, dass im humosen Oberboden etwa die Hälfte des Gesamtphosphors in organischer Bindung vorliegt. Zudem zeigt sich, dass der P-Vorrat der Humusaufklage im Mittel lediglich 3,4 % des im gesamten Bodenprofil ge-

speicherten P-Vorrats ausmacht. Dennoch dürfte der im Auflagehumus befindliche Phosphor aufgrund der starken P-Fixierung im Mineralboden von großer ökologischer Relevanz sein. Nach Binkley (1986) wird der P-Bedarf der Pflanzen generell überwiegend aus der Mineralisierung von organischer Substanz gedeckt. So erscheint hinsichtlich der P-Ernährung der „kleine Stoffkreislauf“, d. h. die Aufnahme des aus der Streuzersetzung resultierenden pflanzenverfügbaren Phosphors, vor allem bei geringen P-Verwitterungsraten höchst bedeutsam. Insbesondere in den stark verwitterten altpleistozänen Ablagerungen ist die leicht zersetzbare organische Bodensubstanz für die P-Nachlieferung somit von zentraler Bedeutung. Störungen, die auf diesen Standorten zu Humusverlusten führen, stellen mithin ein besonderes Risiko für die nachhaltige P-Versorgung der Bestände dar.

Die Auswertungen zur **P-Ernährung** lassen derzeit allerdings noch keine auffälligen Mangelsituationen erkennen. Für 94 % aller Kiefernbestände wird eine Normalversorgung ermittelt und 2 % liegen im Luxusbereich. Von den Buchenbeständen sind 85 % und von den Eichenbeständen 82 % normal versorgt. Auch hat zwischen BZE-1 und BZE-2(a) keine Veränderung dieses überwiegend guten P-Ernährungszustandes stattgefunden. Als potenzieller Mangelfaktor spielt Phosphor somit im Vergleich zu Magnesium (vgl. Waldbodenbericht Band 1) eine bis dato untergeordnete Rolle. Gleichwohl sollte der P-Export mit der Holzernte insbesondere auf den sauren altpleistozänen Standorten möglichst gering gehalten und die P-Ernährung im Rahmen des Forstlichen Umweltmonitorings weiterhin kontinuierlich überwacht werden.

Das zweite Kapitel des vorliegenden Bandes beinhaltet eine umfassende Auswertung der bei der BZE untersuchten **Spurenelemente und Schadstoffe**. Die Schwermetalle Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink werden sowohl hinsichtlich der Überschreitung ökotoxischer Schwellenwerte als auch – im Falle der Spurennährstoffe – mit Blick auf Ernährungsmängel häufigkeitsstatistisch untersucht. Zudem erfolgt eine brandenburgspezifische Auswertung von langlebigen organischen Schadstoffen (PAK, PCB, Organochlorpestizide), die im Rahmen der BZE-2 an allen 16x16 km-Inventurpunkten erhoben und auch bereits bundesweit ausgewertet worden sind (Aichner et al. 2013, 2015). Wälder können aufgrund ihres Auskämmeffekts erhöhte Mengen an Schadstoffen aus der Atmosphäre filtern, die im Boden effektiv eingebunden und langfristig fixiert werden. Im vorliegenden Band liegt der Fokus auf der **integrierenden statistischen Analyse** der brandenburgweit gemessenen organischen und anorganischen Schadstoffe in Humusauflage und mineralischem Oberboden. Dabei bestehen zum Teil enge Beziehungen zwischen den organischen und anorganischen Stoffen, die auf gemeinsame Emissionsquellen schließen lassen.

Generell kann festgestellt werden, dass die sandigen Waldböden Brandenburgs primär eher geringe Gehalte an Schwermetallen aufweisen. Im Vergleich zu

den bundesweiten BZE-Daten liegen die Spitzenwerte hier wegen der niedrigen geogenen Grundgehalte weit unter denjenigen anderer Regionen in Deutschland (Utermann et al. 2016). Wirkungsbezogene Schwellenwerte nach Tyler (1992) werden daher in Brandenburg fast ausnahmslos eingehalten, sodass **Beeinträchtigungen der für den Streuabbau wichtigen Bodenlebewesen insgesamt kaum zu erwarten** sind. Auch die Gehalte der Spurennährstoffe in den Nadeln und Blättern der Hauptbaumarten weisen brandenburgweit auf eine ausgeglichene Ernährung hin. Zudem pausen sich lokal erhöhte Schadstoffkonzentrationen im Boden (z. B. Pb, Cd) nicht auf die Nadel-/ Blattgehalte durch, sodass diesbezüglich von weitgehend **intakten Mechanismen der Schwermetallretardation** auszugehen ist.

Die konventionellen Vorsorgewerte nach BBodSchV (2015) und Pruess (1994) werden auf ca. 95 % der Waldfläche Brandenburgs eingehalten. Hingegen kommt es bei den speziell für das Land Brandenburg ausgewiesenen nutzungsspezifischen P90-Hintergrundgehalten nach LABO (2017) bzw. Kühn et al. (2015) häufiger zu Überschreitungen. Am häufigsten sind Überschreitungen bei Arsen, während die Hintergrundgehalte bei Nickel nur selten überschritten werden (As > Cr = Cu > Zn > Ni). Bei Werten oberhalb des Hintergrundbereiches bei bis zu 31 % der Inventurstichprobe (Arsen), stellt sich die Frage, ob der ubiquitär-diffuse Eintrag bei der Ableitung der betreffenden Hintergrundgehalte möglicherweise unterschätzt worden ist. Generell ist offen, nach welchen Kriterien die Grenze zwischen ubiquitär und durch lokale Emitter beeinflussten Böden im Land Brandenburg zu ziehen ist.

Für das Auftreten von einzelnen **Ausreißern und Extremwerten** können fast immer anhand der im Gelände vermerkten Hinweise die wahrscheinlichen Ursachen identifiziert werden. So lassen sich extrem hohe Schwermetallkonzentrationen mehrfach durch den Auftrag von ortsfremdem (belastetem) Bodenmaterial, wie beispielsweise künstlichen Substraten für den Wegebau oder durch Müllablagerungen in unmittelbarer Nähe der entnommenen Bodenproben begründen.

Der Vergleich der Schwermetallgehalte zwischen BZE-1 und BZE-2 weist je nach Element meist auf **mehr oder weniger deutliche Abnahmen** der Werte hin, was als Bestätigung der Wirksamkeit von Luftreinhaltemaßnahmen während der vergangenen Jahrzehnte gedeutet wird. So haben sich – entsprechend der stark verringerten Blei-emissionen aus dem Kfz-Verkehr – die mittleren Bleigehalte in der Humusauflage höchst signifikant reduziert. Auch für die Elemente Kupfer, Chrom und Nickel sind höchst signifikante Reduktionen der Gehalte im Auflagehumus zu verzeichnen. Als Ursache kommen reduzierte Elementeinträge, aber auch erhöhte Auswaschungsraten infolge gesunkenener pH-Werte in Frage.

Trotz der absolut gesehen eher niedrigen Schwermetallgehalte im Land Brandenburg, besitzen einige der

untersuchten Spurenelemente besondere **Indikatoreigenschaften hinsichtlich der Waldbodenbelastung durch Luftschatzstoffe**. So erweist sich das Element Arsen im Auflagehumus als geeignet, Depositionen aus der ehemaligen Braunkohleverbrennung anzuzeigen. Aufgrund des anionischen Vorkommens steigt die Fixierung von Arsen an den Bodenkolloiden mit abnehmendem pH-Wert, sodass das Element infolge überwiegend saurer Oberbodenzenstände offensichtlich über Jahrzehnte hinweg stabil im Humus eingebunden blieb und noch heute regional differenziert den Einfluss der Braunkohleindustrie widerzuspiegeln vermag. So lässt die kartografische Darstellung der Arsengehalte Schwerpunkte in den südlichen und südwestlichen Landesteilen erkennen, die sich mit Blick auf die bundesweite Auswertung von Utermann et al. (2016) auch über die Landesgrenze hinweg fortsetzen. In diesen Gebieten war die Belastung durch Emissionen aus der Braunkohleverbrennung in den 1970er und 1980er Jahren besonders hoch. Ähnliche Indikatoreigenschaften besitzt das Element Chrom, sofern dieses in der Oxidationsstufe VI anionisch vorliegt. **Mit Arsen und Chrom eng assoziiert sind spezifische organische Spurenstoffe, wie polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und die Verbindung Hexachlorbenzol, welche ebenfalls auf Emissionen aus technogenen Verbrennungsprozessen zurückzuführen sind.**

Die Fremdstoffeinträge können mit Hilfe der **Hauptkomponentenanalyse** im Wesentlichen auf drei maßgebliche Umweltkomponenten zurückgeführt werden. Sie erklären 76 % der Gesamtvarianz aller im Rahmen der BZE-2 untersuchten Spurenstoffe. Die erste Komponente kennzeichnet das **Ausmaß der atmogenen Belastung durch Rauchgase und Flugaschen aus der Braunkohleverbrennung** und den damit verbundenen Eintrag entsprechender Schadstoffe in die Waldböden. Die **Deposition von Zink und Cadmium aus industriellen Quellen, Kfz-Verkehr und dem Düngemittelleinsatz in der Landwirtschaft** prägen vor allem die zweite Komponente. Die **Anwendung der Pflanzenschutzmittel DDT und Lindan** Anfang der 1980er Jahre und der damit einhergehende Schadstoffeintrag in die Waldböden, werden durch die dritte Komponente zum Ausdruck gebracht. Die vorgestellten Ergebnisse veranschaulichen in Erweiterung des Begriffs der Archivfunktion von Böden deren besondere Bedeutung für die **Langzeitarchivierung anthropogener Veränderungen des chemischen Klimas**, d. h. insbesondere der Verbreitung von Luftschatzstoffen und damit verbundener Stressfaktoren für die Wälder Brandenburgs. Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang die offenkundige Stabilität des Stoffbestandes im Auflagehumus. Über den zurückliegenden Zeitraum von mehr als 20 Jahren erwies sich die Humusaufgabe als stabiler Stoffspeicher für diverse Spurenstoffe.

Die atmogene Deposition spiegelt sich somit vor allem im Auflagehumus wider. Mit Hilfe der Regressionsanalyse kann gezeigt werden, dass die Schwermetallgehalte im **Mineralboden** indes primär von den chemi-

schen Eigenschaften, die deren Mobilität im Boden steuern (pH-Wert, Humus- und Tongehalt, Sesquioxiden), abhängig sind. Aufgrund der quarzreichen Substrate Brandenburgs erfolgt die Schwermetallbindung im Mineralboden vor allem an die Huminstoffe und die Mobilisierung ist (elementspezifisch) besonders stark vom pH-Wert abhängig. Entscheidende Steuergrößen, die das Mobilitätsverhalten und damit die Auswaschungsgefahr von Schwermetallen steuern, können durch die **Art der waldbaulichen Behandlung** beeinflusst werden. Diese stellt einen Ansatzpunkt für die Forstwirtschaft dar, die Schwermetallretardation zu verbessern. Hinsichtlich der Belastung von Lebewesen und Grundwasser durch Schwermetalle kommt dem Humus eine zentrale Funktion zu. Wie die vorliegenden Auswertungen zeigen, ist darauf zu achten, dass die C-Gehalte im Mineralboden nicht unter kritische Schwellenwerte gelangen, weil sonst insbesondere bei den Elementen Cadmium, Kupfer, Zink und Blei eine forcierte Mobilisierung erfolgt. Der verstärkte Anbau von Laubbaumarten in Mischbeständen stellt auch vor diesem Hintergrund eine wichtige Voraussetzung für die Bildung von Mineralbodenhumus dar.

Eine besondere Senke für Schwermetalle sind die **Waldmoore und Anmoorstandorte** der BZE-Stichprobe. Insbesondere in Emittentennähe binden sie sehr große Mengen der eingetragenen potenziell toxischen Spurenstoffe und stellen dadurch gleichermaßen ein Risiko dar, wenn es durch Torfmineralisierung infolge von Grundwasserabsenkung zur Freisetzung der beschriebenen Stoffe kommt. Es ist also darauf zu achten, die Moore zu erhalten und den Abbau der Torfkörper zu verhindern, um Schwermetallfreisetzung dauerhaft zu vermeiden.

Des Weiteren führt die Absenkung der pH-Werte im Zuge der (Wieder-)Versauerung von Waldböden (vgl. Waldbodenbericht Band 1) tendenziell zur Mobilisierung von Schwermetallen. Dieses betrifft besonders die ehemals von Staubeinträgen belasteten Flächen, bei denen die spezifische Depositionssituation in der Vergangenheit einerseits zur pH-Erhöhung und andererseits zu erhöhten Schwermetallgehalten geführt hat. Auf den pH-Wert und die Basensättigung kann durch **Waldumbau** und ggf. darauf abgestimmte **Bodenschutzkalkungen** in einem standörtlich begrenzten Rahmen positiv Einfluss genommen werden.

Letztlich sei darauf verwiesen, dass die bundesweit durchgeführten Maßnahmen der **Luftreinhaltung** hinsichtlich des Eintrags potenziell schädlicher Spurenstoffe auch in Zukunft weiter erfolgreich fortgesetzt werden müssen, um das ökotoxische Schadpotenzial dieser Stoffe auf ein Minimum zu beschränken.

Zu den bedeutendsten Herausforderungen für die Forstwirtschaft zählen aktuell der globale Klimawandel und die sich dadurch verändernden Standortsbedingungen der etablierten Waldökosysteme. Im vorliegenden Band wird das Thema **Wasserhaushalt und Klimawandel** sowohl auf der Basis der BZE-Inventurpunkte als auch mit Hilfe von verallgemeinerten und

flächendeckend regionalisierten Befunden aus der BZE bearbeitet. Hierzu wurden in Kooperation mit der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNEE) geeignete **Regionalisierungsansätze** auf der Grundlage eines 100x100 m-Stützstellennetzes (1.076.222 Rasterpunkte) entwickelt.

Die **nutzbare Feldkapazität (nFK)** bis 100 cm Tiefe liegt in der BZE-Stichprobe fast ausschließlich in den drei Klassen gering (60-90 mm), mittel (90-120 mm) und hoch (120-180 mm). Extrema in den sehr geringen oder sehr hohen Wertebereichen treten dagegen kaum auf (Bewertung nach AK Standortskartierung 2016). Eine Verbesserung der nFK wird durch die Humusakkumulation im Mineralboden erreicht. Für die BZE-Stichprobe kann gezeigt werden, dass die Variation der nFK infolge unterschiedlicher Texturen innerhalb der verschiedenen Sandsubstrate in etwa der durch unterschiedliche Humusgehalte bedingten Streuung entspricht. Mittels waldbaulicher Maßnahmen der Humusanreicherung lassen sich somit auf groben Sanden ähnlich hohe Wasserspeicherkapazitäten erzielen, wie auf feinsandigem Material.

Regional nimmt der **kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser** bedeutend Einfluss auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt der Standorte. Vom Grundwasser pedogen geprägte Böden, wie Gleye, Moorgleye und Moore machen ca. 10 % der BZE-Stichprobe aus. Darüber hinaus spielt der Grundwassereinfluss aber auch bei anderen Bodentypen eine Rolle. Im Ergebnis der Regionalisierung werden für den Stichzeitraum der BZE-2(a) für 24 % der Waldfläche frühjährliche Grundwasserflurabstände <3 m, für 15 % der Waldfläche <2 m und für 6 % der Waldfläche <1 m ermitteln. Tendenziell können an den grundwasserbeeinflussten Standorten geringere Versauerungsgrade des Oberbodens und engere C/N-Verhältnisse im Humus festgestellt werden. Hinsichtlich der Basensättigung ist eine Anreicherung von Calcium und Magnesium zu konstatieren. Insbesondere auf ärmeren Sandstandorten kann der Grundwassereinfluss somit neben positiven Effekten auf die sommerliche Wasserversorgung auch wesentlich zur Verbesserung der Nährstoffversorgung der Bestände beitragen.

Der Quotient aus realer und potenzieller Verdunstung ( $E_{real} / E_{pot}$ ) als Kennwert für Wassermangel zeigt eine deutliche Abhängigkeit von der **Grundwasserstufe nach SEA95**. Besonders deutliche Unterschiede hinsichtlich der Ausprägung von Wassermangel treten zwischen Standorten mit hoch anstehendem Grundwasser (Stufen 3 und 4) und Standorten bei denen das Grundwasser erst deutlich unterhalb des effektiven Wurzelraums ansteht (Stufen 6 und 7) auf. Die Stufe 5, die sich durch einen Grundwasserflurabstand von 1,0 m bis 1,8 m auszeichnet, weist eine sehr große Streuung auf, die die Variationsbreite des Quotienten  $E_{real}/E_{pot}$  auf grundwassernahen und -fernen Standorten umfasst. Bei Standorten mit Grundwasserflurabständen im oberen Bereich der Stufe 5 werden nach den verwendeten Modellansätzen und Annahmen kapillare Aufstiegsraten von bis zu 5 mm/Tag erreicht;

im unteren Bereich geht die kapillare Aufstiegsrate größerer Substrate indes gegen Null. Die Grundlage dieser standortskundlich wichtigen Ergebnisse bilden Wasserhaushaltssimulationen an den BZE-Punkten mit dem Wasserhaushaltsmodell TUB-BGR (Wessolek et al. 2008, 2009).

Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung auf Level II-Flächen mit dem Modell SWAP (van Dam 2000, Kroes et al. 2009) können zudem verwendet werden, um auf die **Anzahl von Trockenstresstagen (Schwellenwert  $E_{real} / E_{pot} < 0,7$ )** an den BZE-Punkten zu schließen. Dabei zeigt sich, dass bei ca. 18 % der BZE-Stichprobe aktuell in einem klimatisch durchschnittlichen Jahr praktisch kaum Trockenstress auftritt. Während der gesamten Vegetationszeit ist hier der tägliche Quotient  $E_{real} / E_{pot} > 0,7$ . Bei 10 % der BZE-Standorte (10-Perzentil) tritt indes an mehr als 102 Tagen im Jahr Trockenstress auf und bei der Hälfte der Punkte (Median) ist an etwa 42 Tagen im Jahr von Trockenstress auszugehen. Nach Schwärzel et al. (2009) ist ab  $E_{real} / E_{pot} < 0,7$  mit einer deutlichen Reduktion des Dickenwachstums zu rechnen, was die wachstumslimitierende Rolle des Wasserhaushalts für die Mehrheit der brandenburgischen Waldbestände bestätigt. Entsprechend den verwendeten Modellansätzen gelten diese Angaben für langjährige mittlere Klimabedingungen bzw. für ein aktuelles klimatisches Durchschnittsjahr.

Mit Hilfe der **Klimamodellierung** können szenarische Aussagen zur Bedeutung von Wassermangel in der Zukunft getroffen werden. Den BZE-Auswertungen liegen mit dem statistischen Regionalmodell WettReg generierte Klimaprojektionen der **Dekaden 2001-2010, 2051-2060 und 2091-2100** zugrunde (Kreinkamp und Spekat 2009). Im Ergebnis wird die potenzielle Verdunstung im Vergleich der Dekaden 2001-2010 und 2091-2100 im Sommerhalbjahr um durchschnittlich 60 mm ansteigen. Bei leicht verringerten sommerlichen Niederschlägen verweist die Klimatische Wasserbilanz der Vegetationszeit auf eine starke Zunahme des bereits heute schon vorhandenen Wasserdefizits. **Bei Verwendung dieser szenarischen Klimadaten in der Wasserhaushaltsmodellierung ergeben sich an grundwasserfernen BZE-Standorten für die Dekade 2091-2100 mit durchschnittlich 141 Trockenstresstagen ( $E_{real} / E_{pot} < 0,7$ ) pro Jahr mehr als doppelt so viele Tage wie aktuell.** Zum Vergleich seien hier die Messwerte der brandenburgischen Level II-Flächen im extremen Trockenjahr 2018 angeführt, für die je nach Lage der Fläche zwischen 131 und 152 Trockenstresstage berechnet wurden (Russ et al. 2019). Die mehrjährigen Mittelwerte liegen auf diesen Flächen aktuell bei 42 bis 77 Tagen. Da der Bodenwasserspeicher als Puffer für Wassermangel wirksam ist, wird diesem insbesondere auch vor dem Hintergrund der nach den WettReg-Szenarien ansteigenden Winterniederschläge eine zunehmende Bedeutung zukommen.

Unter Verwendung der szenarischen Wasserhaushaltssimulationen werden für das der Regionalisie-

rung zugrunde liegende 100x100 m-Stützstellennetz **klimawandelangepasste Baumartenempfehlungen** abgeleitet. Mit Hilfe von statistischen Entscheidungsmodellen werden Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die Baumarten Kiefer, Eiche, Buche und die Gruppe der sonstigen Baumarten als Hauptbaumart sowie Buche als Haupt- oder Mischbaumart des Bestandeszieltyps berechnet. Die Ergebnisse sind als ein erster Ansatz zu betrachten, das aktuelle Wissen zum regionalen Klimawandel mit dem auf Versuchen und Praxiserfahrung beruhenden empirischen Wissen zur standörtlichen Baumartenwahl statistisch zu verknüpfen. Anhand der Empfehlungswahrscheinlichkeiten lassen sich bislang angestrebte Bestandeszieltypen bzw. Zielbaumarten hinsichtlich ihrer Passfähigkeit mit den zu erwartenden lokalen Klimabedingungen auf wissenschaftlich fundierter Grundlage überprüfen. Exemplarisch geht aus diesen Modellrechnungen hervor, dass die Empfehlungswahrscheinlichkeit für die **Baumart Buche** zunächst ansteigt (Dekade 2051-2060). Gründe hierfür sind die im Modell zum Tragen kommenden milderen Winterhalbjahre und geringeren Spätfröste sowie die nur moderate Zunahme von Wassermangel. Dagegen gewinnt gegen Ende des Jahrhunderts der immer früher in der Vegetationszeit einsetzende Wassermangel an Bedeutung in den entwickelten Entscheidungsmodellen. Folglich kommt es dann zu einer starken Reduktion der Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die Buche.

Als **Hilfestellung für die Praxis bei der Baumartenwahl** lassen sich die aktuellen Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die Hauptbaumarten der Bestandeszieltypen und deren tendenzielle Veränderungen bei Einbeziehung des Klimawandels nach forstlichen Standortsformengruppen und Klimastufen differenziert in Diagrammen darstellen. Diese vermitteln einen Überblick der standortsabhängig bei der waldbaulichen Planung zu berücksichtigenden Klimawandeleinflüsse. Es wird empfohlen, die Praxistauglichkeit der generierten statistischen Empfehlungen zunächst in einer geeigneten Testregion zu überprüfen. Hierbei sollte insbesondere untersucht werden, auf welchen Skalenebenen der originär für großflächige Aussagen auf der Ebene von Wuchsbezirken entwickelte Ansatz auch zur Unterstützung der waldbaulichen Planung im Forstrevier eingesetzt werden kann.

Die Ausweisung von Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die Hauptbaumarten des Bestandeszieltyps bildet die Grundlage für die Abschätzung und Regionalisierung des **klimawandelbedingten Gesamtrisikos für die Waldwirtschaft** anhand eines Indexwertes. Dieser Index gibt standortsdifferenziert das Störungspotenzial durch Klimawandel wider und beruht auf dem Betrag der Veränderung aller kalkulierten Empfehlungswahrscheinlichkeiten zwischen den Dekaden 2001-2010 und 2091-2100. Grundgedanke ist, dass das Störungspotenzial umso höher ist, desto stärker die BZT-wirksamen Standortsveränderungen ausgeprägt sind. Da die Kenntnisse zu den physiologischen und ökologischen Standortsamplituden der Baumarten und deren Provenienzen noch nicht aus-

reichend erscheinen, um differenzierte Grenzwerte oder auch nur Schwellenbereiche klar definieren zu können, erscheint es zweckmäßig, zunächst Risiken als Störungspotenziale anhand der zu erwartenden Veränderungen an sich festzumachen. Anhand dieses integrierenden Indexwertes wird festgestellt, dass sich für das Land Brandenburg kaum großräumige Muster des Störungspotenzials ergeben. Dieses hängt indes stark von den kleinräumig variierenden Standortsbedingungen ab, die die großräumigen Klimaeinflüsse abwandeln. Die Ergebnisse liegen für das 100x100 m-Stützstellenraster des Regionalisierungsansatzes vor. Dadurch lässt sich auch auf Forstrevierebene unmittelbar das Risiko für den Fall ableiten, dass die waldbauliche Planung mit den herkömmlich ausgewiesenen Bestandeszieltypen arbeitet und diese nicht in irgendeiner Form an die klimawandelbedingten Standortsveränderungen anpasst.

Der **Einfluss des Bodenzustands auf die Baumvitalität** wird im vorliegenden Band anhand von Daten der Waldzustandlerhebung (WZE) untersucht. Im Wesentlichen dient hierzu der bei der WZE angesprochene prozentuale Nadelverlust der Baumart Kiefer als unspezifischer Indikator für die Baumvitalität an den BZE-Inventurpunkten. In Form von dreijährigen Mittelwerten der Jahre 1991-1993 bzw. 2006-2008 können Kronenzustandsdaten für die BZE-1 an 126 Inventurpunkten und für die BZE-2 an 128 Punkten berücksichtigt werden. Anhand des Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten werden die Zusammenhänge zwischen Boden- und Standortseigenschaften sowie dem Ernährungszustand der Bäume einerseits und der Kronenverlichtung andererseits analysiert. Vorab erfolgt zudem eine „Altersbereinigung“ der prozentualen Nadelverluste mit Hilfe der Regressionsanalyse.

Die Korrelationen zwischen den Bodenkennwerten bzw. der Baumernährung und der Kronenverlichtung der Baumart Kiefer sind mit Blick auf den statistischen Erklärungswert der ermittelten potenziellen Einflussfaktoren insgesamt sehr schwach ausgeprägt. Die ausgewiesenen Signifikanzen deuten dennoch auf gewisse Zusammenhänge hin, die **jedoch nicht immer eindeutig kausal, d. h. im Sinne von direkten Ursache-Wirkungs-Beziehungen interpretierbar** sind.

Nach den vorliegenden Ergebnissen kann der **Wasserhaushalt** als die wahrscheinlich wichtigste Steuergröße des prozentualen Nadelverlustes der Kiefer identifiziert werden. Auf Standorten mit ungünstiger Wasserversorgung ist tendenziell eine stärkere mittlere Kronenverlichtung der Kiefer zu finden. Dieser Zusammenhang manifestiert sich unter anderem anhand der mehrjährigen standörtlichen Klimatischen Wasserbilanz und der modellierten Wassermangelkenngrößen  $E_{real} - E_{pot}$  bzw.  $E_{real} / E_{pot}$ . Dabei ist die Abhängigkeit des Kronenzustands vom Wasserhaushalt zur Zeit der BZE-1 deutlich stärker ausgeprägt als zur Zeit der BZE-2(a). Dieses könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Kiefer zur Zeit der BZE-1 aufgrund der höheren atmogenen Schadstoffbelastung größerem Stress

ausgesetzt war und dieser eine den Witterungseinflüssen gegenüber erhöhte Vulnerabilität erzeugte.

Hingegen gibt es keinerlei Anzeichen, dass die Kronenverlichtung durch **Nährstoffmängel oder -ungleichgewichte** in irgendeiner Weise beeinflusst wird. Die **Stickstoffverfügbarkeit** scheint sich tendenziell eher positiv auf den Benadelungsgrad auszuwirken. Der Befund, dass die Kronenverlichtung Anfang der 1990er Jahre positiv mit der **Calcium-, Kalium- und Schwefelernährung** der Kiefer korreliert, könnte als Indiz für mögliche direkte oder indirekte Schadeffekte in den Staubeintragsgebieten der Braunkohleindustrie interpretiert werden.

Altbestände weisen stärkere Kronenverlichtungen und gleichzeitig höhere Gehalte an bestimmten anorganischen und organischen Schadstoffen – insbesondere Arsen-, Chrom-, HCB- und PAK-Gehalte – im Boden auf. Die Gesamtheit dieser Stoffe kann als Indikator für die atmogene Belastung durch **Schadgase und Stoffeinträge aus der Braunkohleverbrennung** in den 1970er und 1980er Jahren dienen. Sie korrelieren vergleichsweise stark mit der Kronenverlichtung zur Zeit der BZE-1 und ihr Erklärungswert ist teilweise sogar höher als der für die Kennwerte des Wasserhaushalts ermittelte. Ein direkter kausaler Einfluss dieser atmogenen Belastung auf die Vitalität der Kiefer ist aus den statistischen Zusammenhängen heraus dennoch nicht eindeutig belegbar.

Bei allen untersuchten Kennwertgruppen ergeben sich deutlich engere Zusammenhänge zu den mit der BZE-1 assoziierten WZE-Daten als zu denjenigen zur Zeit der BZE-2. Auch ist die Varianz der Kronenverlichtung während der BZE-1 deutlich höher als während der BZE-2 und besonders hohe Nadelverluste, wie sie Anfang der 1990er Jahre zu verzeichnen waren, kommen im Zeitraum der BZE-Wiederholung nicht mehr vor. **Man kann daher von einer Verbesserung des Kronenzustands ausgehen, die mit einem verringerten Einfluss aller potenziellen atmogenen Schadfaktoren einhergeht. Im Zuge des Klimawandels und mit Blick auf das Trockenjahr 2018 könnte sich dieser Trend jedoch in den kommenden Jahren wieder umkehren.**

Unter dem Titel „Gefährdungspotenziale und Maßnahmen“ werden im abschließenden Kapitel des vorliegenden Bandes umfassende Auswertungen und Erläuterungen zum **Themenkomplex der Nährstoffnachhaltigkeit** präsentiert und entsprechende Empfehlungen für die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit hergeleitet. Die zu beobachtende Basenverarmung der Böden und das damit einhergehende Risiko der Übernutzung nährstoffärmer Standorte kann neben den möglichen Folgen des Klimawandels als eines der bedeutendsten Gefährdungspotenziale aus den BZE-Befunden abgeleitet werden. Dabei dürfte zukünftig insbesondere auch das Zusammenwirken dieser Aspekte, d. h. die durch Klimawandel zusätzlich verringerte Nährstoffverfügbarkeit, verstärkt in den Fokus rücken. So wird sich bei voraussichtlich zuneh-

mender Sommertrockenheit in Verbindung mit ggf. weiter sinkenden Basenvorräten die Gefahr der Nährstoffunversorgung in doppelter Weise erhöhen, da die Nährstoffaufnahme durch die Pflanzenwurzeln fast ausschließlich über die Bodenlösung erfolgt. **Vor dem Hintergrund des Klimawandels wird die Gewährleistung der stofflichen Nachhaltigkeit wie auch generell die aktive Sicherung der Bodenfruchtbarkeit somit zu einer der wichtigsten Aufgaben einer zukunftsorientierten Waldwirtschaft.**

Aufbauend auf den Untersuchungen in Band 1 des Waldbodenberichtes werden verschiedene Kriterien zur Bewertung der Nährstoffnachhaltigkeit erläutert und diskutiert. Da unter den spezifischen brandenburgischen Standortsverhältnissen im **Bodennährstoffvorrat** die Schlüsselgröße aller adäquaten Nachhaltigkeitsbetrachtungen gesehen wird, zielen die Auswertungen vor allem auf die verlässliche Schätzung der pflanzenverfügbaren Nährlementmengen im Wurzelraum für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs ab. Die Übertragung der an den BZE-Punkten ermittelten Elementvorräte auf das brandenburgweite 100x100 m-Stützstellennetz erfolgt mit Hilfe verschiedener Pedotransferfunktionen und Regionalisierungsmodelle. Im Ergebnis liegen Karten der Waldfläche mit den pflanzenverfügbaren Vorräten der Hauptnährstoffe Calcium, Magnesium und Kalium für unterschiedliche Bodenblöcke bis maximal 140 cm Tiefe vor.

Bei der Ermittlung standortsverträglicher Nutzungsintensitäten wird auf den von Meiws & Mindrup (2011) bzw. Stüber et al. (2008) empfohlenen Schwellenwerten der **Relation zwischen Bodennährstoffvorrat und Ernteentzug** aufgebaut. Der Kalkulation von Ernteentzügen liegen waldbauliche Szenarien zugrunde, die sich hinsichtlich der Umtriebszeit, dem Beginn der Holzernte, der genutzten Baumkompartimente sowie der Art der Nutzung des Endbestandes unterscheiden. Entsprechende Kalkulationen erfolgen für die Baumarten Kiefer, Rotbuche, Stieleiche, Traubeneiche und Douglasie.

Die flächendeckend für die genannten Baumarten ausgewiesenen Übernutzungsrisiken spiegeln deren gemeinhin angenommene Standortseignungen plausibel wider. So zeigt sich insbesondere mit Blick auf die Baumart Buche, dass für die nach dem Bestandeszieltypenerlass Brandenburg (MLUV 2006) aufgrund zu geringer Nährkraft oder schlechter Wasserversorgung als nicht buchengeeignet ausgewiesenen Standorte ein hohes Risiko der Übernutzung kalkuliert wird, während für die jingleistozänen Buchengebiete im Nordosten des Landes überwiegend geringe bis mittlere Risiken ermittelt werden. Gleichwohl kann auch für die jeweilige (standortsangepasste) Hauptbaumart des Bestandeszieltyps regional ein erhöhtes Übernutzungsrisiko auftreten, dessen Ausmaß von der Nutzungsintensität abhängt. Entsprechende Berechnungen weisen bei sehr geringer Nutzungsintensität (Szenario 1: „Derbholz ohne Rinde“) ein hohes Übernutzungsrisiko für 7 % der Gesamtwaldfläche, bei aktuell realer Nutzungsintensität (Szenario 2: „Derbholz

mit Rinde“) für 28 % der Waldfläche und bei hoher Nutzungsintensität (Szenario 3: „Vollbaumnutzung“) für 54 % der Fläche aus.

**Ausgehend vom Vorsorgeprinzip wird auf übernutzunggefährdeten Standorten grundsätzlich und baumartenunabhängig empfohlen, adäquate Mengen an Schlagabbaum im Bestand zu belassen.** Dieses umfasst auf den betroffenen Flächen die konsequente Umsetzung konkreter waldbaulicher Maßnahmen wie

- Verzicht auf die Nutzung von Holz unterhalb der Derbholzstärke
- flächiges Belassen von Ästen, Reisig und Nadeln/Blättern nach der Holzernte auf dem Waldboden
- Vermeidung von bestockungssarmen Situationen und Kahllagen der Böden (inkl. konsequentem Waldschutz zur Vermeidung von flächigen Kalamitäten)
- Verzicht auf die vollständige Entnahme von Schlagabbaum nach Sturmwurf oder Waldbrand
- Überprüfung der technischen und ökonomischen Machbarkeit von Maßnahmen zur Rückführung von Rinde bzw. des Entrindens und Belassens der Rinde im Bestand.

Auf Standorten mit geringem Übernutzungsrisiko kann die intensivierte Holznutzung für energetische Zwecke einen Beitrag zum **Klimaschutz** leisten. Hinsichtlich der Kohlenstofffestlegung spielen vor allem auch die Mehrfachnutzung von Holz in Kaskaden und die Verwertung von Holz in langlebigen Produkten eine wichtige Rolle. Auf Grenzstandorten, auf denen die zusätzliche Entnahme von Nichtderbholz ggf. zur Reduktion der Produktivität und somit auch zu einem geringeren Anteil hochwertigerer Sortimente für den Baubereich führt, sollten intensivierte Holznutzungen daher besonders sorgfältig abgewogen werden.

Um die Nutzungspotenziale insbesondere mit Blick auf die **Vollbaumernte unter Beachtung der Nachhaltigkeit** differenziert aufzubereiten und anwendungsnahe kartenmäßig darzustellen, wird die mögliche Anzahl an Umtriebszeiten in Form von vier adäquaten **Vulnerabilitätsstufen** wie folgt klassifiziert:

Stufe 1 ... keine Vollbaumernte empfohlen

Stufe 2 ... eine Umtriebszeit mit Vollbaumnutzung möglich

Stufe 3 ... 2 bis 10 Umtriebszeiten mit Vollbaumnutzung möglich

Stufe 4 ... mehr als 10 Umtriebszeiten mit Vollbaumnutzung möglich.

Demnach ist für die Baumart **Kiefer** auf 55 % der brandenburgischen Waldfläche von mindestens einer

möglichen Umtriebszeit mit Vollbaumnutzung auszugehen. Für die Laubbaumarten indes werden bei den A-, Z- und M-Standorten gleichermaßen nur geringe Flächenanteile mit möglicher Vollbaumnutzung ermittelt. Am geringsten stellt sich die Standortsverträglichkeit der Vollbaumnutzung bei der Baumart **Buche** dar. Selbst auf etwa einem Drittel der K-Standorte ist hier von Vollbaumnutzung abzuraten. Bei den beiden heimischen **Eichenarten** ist indes bei ca. 90 % der K- und R-Standorte von mindestens einer möglichen Umtriebszeit mit Vollbaumnutzung auszugehen. Bezogen auf die Gesamtwaldfläche liegt dieser Anteil bei ca. 30 %. Für die Baumart **Douglasie** werden insgesamt die höchsten Nutzungspotenziale ermittelt, die nur auf A- und Z-Standorten eingeschränkt sind. Auf 81 % der Gesamtwaldfläche wäre die Vollbaumnutzung von Douglasie über mindestens eine Umtriebszeit möglich.

Eine Abhängigkeit des Nutzungspotenzials zeigt sich zudem von der **standörtlichen Bodenfeuchte**. Großräumig lassen die Bereiche der Urstromtäler infolge der hier verbreitet anzutreffenden Grundwassernähe eine erhöhte durchschnittliche Anzahl nachhaltiger Umtriebszeiten erkennen. Für die mineralischen nassen bis frischen Standorte (N1 bis T1) werden generell für alle Nährkraftstufen hohe Nutzungspotenziale ermittelt. Demgegenüber ergeben sich bei den T2g-Standorten (Grundwasser in 1,8 bis 3,0 m Tiefe) erhöhte Übernutzungsrisiken. Hier können die in der Biomasse akkumulierten Nährlementmengen aufgrund der günstigen Wasserversorgung und hohen Wuchsleistung offensichtlich gegenüber den mit dem Grundwasser an die Bodenaustauscher gelangenden Nährstoffmengen überproportional hoch ausfallen, wodurch der Nährstoffexport bei Vollbaumnutzung die nachhaltig nutzbaren Elementvorräte im Boden übersteigen würde.

**Für einen hohen Anteil der Waldfläche lässt sich somit konstatieren, dass die intensive Holzentnahme bei Vollbaumnutzung mit Blick auf die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit je nach Baumart und Standort überwiegend als kritisch einzuschätzen ist.** Dieses für die Gesamtwaldfläche erzielte Ergebnis stimmt sehr gut mit den im Band 1 des Waldbodenberichtes aus Stoffbilanzierungen an den einzelnen BZE-Punkten abgeleiteten Befunden überein. Es gilt nunmehr empirisch zu prüfen, wie sich die dargelegten Konzepte optimal einsetzen lassen, um flächendeckend auf Forstbetriebsebene Empfehlungen standortspfleglicher Ernteintensitäten herauszuarbeiten.

Einen wichtigen Beitrag zur nachhaltigen Sicherung der Bodenfruchtbarkeit kann auch der **Umbau von Kiefernreinbeständen in standortgerechte Laubholzmischbestände** leisten. Entsprechende baumartspezifische Effekte auf den bodenchemischen Zustand sind anhand der BZE-Daten statistisch schwer abzusichern, da die Auswertung anhand von standörtlich homogenen Straten erfolgen muss, wodurch sich der Stichprobenumfang stark reduziert. Unter Verwendung zusätzlicher Daten von Russ (2015) lässt sich

dennoch ableiten, dass sich bei identischer standörtlicher Ausgangssituation allein durch den Einfluss der Baumart unter Laubholzbestockung eine günstigere Humus- und Basenausstattung als unter Kiefer einstellt. Nach den vorliegenden Befunden sind die positiven Effekte unter Eiche deutlicher als unter Buche ausgeprägt. Diese Ergebnisse unterstützen die aktuellen Bestrebungen, durch Waldumbau und Erhöhung des Laubholzanteils einen Beitrag zum Bodenschutz und zur nachhaltigen Sicherung der Bodenfruchtbarkeit zu leisten.

Technische Maßnahmen zum Ausgleich von Nährstoffverlusten, wie **Kalkungsmaßnahmen** und die **Rückführung von Nährstoffen durch Düngung in Form von Holzasche** werden abschließend kritisch diskutiert. Anknüpfend an die Ausführungen zur Bodenschutzkalkung in Band 1 des Waldbodenberichtes wird im Ergebnis des vorliegenden Bandes eine potentielle Kalkungskulisse für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs in Verbindung mit einem Prüfschema im Vorfeld möglicher Kalkungsmaßnahmen vorgestellt.

**Die ausgewiesene Kulisse umfasst ca. 16,5 % der Waldfläche und bildet einen ersten standortsbezogenen Filter, um regionale und lokale Schwerpunkte möglicher Kalkungsmaßnahmen zu identifizieren.** Nach dem hier präsentierten Prüfschema kommen als Auslösefaktoren zum einen bevorstehende Waldumbaumaßnahmen und zum anderen das Vorliegen einer akuten Mangelernährung des aufstockenden Bestandes hinsichtlich der Elemente Magnesium und Calcium in Betracht. Liegt die betroffene Waldfläche innerhalb der potenziellen Kalkungskulisse, ist kurzfristig eine bodenkundliche Beprobungskampagne einzuleiten. Werden hierbei die spezifisch für das Land Brandenburg erarbeiteten bodenchemischen Kriterien bezüglich der Ausprägung von pH-Wert, Basensättigung und C/N-Verhältnis erfüllt, ist in einem letzten Schritt zu prüfen, ob die Kalkung mit den lokalen Waldfunktionen und Schutzzielen vereinbar ist.

Zusammenfassend dokumentieren die in Band 1 und Band 2 des brandenburgischen Waldbodenberichtes

präsentierten Auswertungen und daraus abgeleiteten Folgerungen, dass die Bodenzustandserhebung als Teil des forstlichen Umweltmonitorings geeignet ist, **Daten und Informationen für die nachhaltige Waldnutzung** zu liefern, **Risikopotenziale für die Waldbewirtschaftung** zu erkennen und **adäquate Handlungsoptionen** aufzuzeigen.

Der hohe Stichprobenumfang der Bodenzustandserhebung mit derzeit 322 Inventurpunkten im Land Brandenburg erlaubt es, mit Hilfe von geeigneten statistischen Regionalisierungsmodellen und unter Zuhilfenahme von weiteren räumlichen Daten – insbesondere der Forstlichen Standortskarte und digitaler Höhenmodelle – die BZE-Befunde in die Fläche zu übertragen. Die auf dem **100x100m-Stützstellennetz** des Regionalisierungsvorhabens verfügbare Datenbasis bietet eine geeignete Grundlage für die technische Umsetzung von Entscheidungsunterstützungssystemen. Die Modellergebnisse können für unterschiedliche Aggregierungsebenen abgerufen werden und geben der Forstpraxis eine Hilfestellung, um sie

- bei Fragen der Baumartenwahl und Risikoabschätzung im Klimawandel sowie
- bei der Abschätzung von Nutzungspotenzialen und
- der Bewertung von Nutzungsintensitäten hinsichtlich des Erhalts der Bodenfruchtbarkeit

zu unterstützen.

Dabei ist stets zu bedenken, dass es sich bei allen aufgezeigten Entwicklungsrichtungen von Klima und Boden um Szenarien und keine Zukunftsprognosen handelt. Zuverlässige Prognosen sind diesbezüglich (aktuell) nicht möglich. Die den Modellansätzen inhärenten Unsicherheiten werden in Form von statistischen Empfehlungswahrscheinlichkeiten und prozentualen Risikoabschätzungen adäquat zum Ausdruck gebracht. Mit Blick auf die Anwendbarkeit in der Praxis sind die vorgestellten Modelle nunmehr anhand von Fallstudien auf Forstbetriebsebene weiter zu testen.

# Literaturverzeichnis

- Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P., Melillo, J. M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39. 378-386.
- Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 437 S.
- Ahrends, B., Meiws, K.J., Spellmann, H. (2011): Modellgestütztes Bewertungsverfahren der Vollbaumnutzung. In: Forschungsvorhaben: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung Ergebnisbericht (FKZ: 22015407). <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf>. 209-227.
- Aichner, B., Bussian, B.M., Lehnik-Habrink, P., Hein, S. (2013): Levels and spatial distribution of persistent organic pollutants in the environment: a case study of German forest soils. *Environ. Sci. Technol.* 47, 12703-12714.
- Aichner, B., Bussian, B.M., Lehnik-Habrink, P., Hein, S. (2015): Regionalized contents and fingerprints of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in German forest soils. *Environ. Poll.* 203, 31-39.
- AK Standortskartierung (2016) Forstliche Standortaufnahme – Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen, 7. Auflage. 400 S.
- Andreae H., Eickenscheidt, N., Evers, J., Grüneberg, E., Ziche, D., Ahrends, B., Höhle, J., Nagel, H.-D., Wellbrock, N. (2016): Stickstoffstatus und dessen zeitliche Veränderung in Waldböden. In: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006-2008. Wellbrock, N., Bolte, A., Flessa, H. (Hrsg.). Thünen Report 43. 135-180 (und Kartenband).
- Augusto, L., Ranger, J., Binkley, D., Rothe, A. (2001): Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science*, 59 (3), 233-253.
- Bauhus, J., Rock, J., Spellmann, H., Lang, F., Richter, K., Bolte, A., Rüter, S., Bösch, M., Entenmann, S. (2017): Beiträge der Forst- und Holzwirtschaft zum Klimaschutz. AFZ/DerWald 3. 10-14.
- BBodSchV (2015): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554). <https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschv/BJNR155400999.html>.
- Bauhus, J., Rock, J., Spellmann, H., Dieter, M., Lang, F., Richter, K., Bolte, A., Rüter, S., Bösch, M., Entenmann, S. (2007): Beiträge der Forst- und Holzwirtschaft zum Klimaschutz. AFZ-DerWald 3. 10-14.
- Beck, W., Löffler, S., Kätzel, R. (2007): Zum Einfluss von Stickstoffeinträgen auf Wachstum und Vitalität der Kiefer. In: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 32: 182-198.
- Behm, R. (1964): Zur Bestimmung des Gesamtgehaltes an K, Ca, P und Mg in Waldböden. *Arch. f. Forstwesen* 13, 963-976.
- Bergel, D. (1985): Douglasien-Ertragstafel für Nordwestdeutschland. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt – Abteilung Waldwachstum, Göttingen, 72 S.
- Binkley, D. (1986): Forest nutrition management. John Wiley & Sons Inc. 304 S.
- Bishop, T., McBratney, A., Laslett, G. (1999): Modelling soil attribute depth functions with equal-area quadratic smoothing splines. *Geoderma* 91 (1): 27 – 45.
- Block, J., Gauer, J. (2012): Waldboden Zustand in Rheinland-Pfalz. Ergebnisse der zweiten landesweiten Bodenzustandserhebung BZE II, Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Bd. 70/12. Trippstadt, 229 S.
- Blume, H.-P., Brümmer, G.W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M. (2010): Scheffer/Schachtschabel. Lehrbuch der Bodenkunde. 569 S.
- BMELV (2006): Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). 2 Aufl. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bonn.
- Bobbink, R., Hettelingh, J.-P. (2011) Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. In: Proceedings of an Expert Workshop. Coordination Centre for Effects and National Institute for Public Health and the Environment. Noordwijkerhout. 243 S.
- Breiman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A., Stone, C.J. (1984): Classification and regression trees. The Wadsworth Statistics/Probability Series, Wadsworth, Belmont, California, 358 S.

- Cornelius, R., Faensen-Thiebes, A., Marschner, B., Weigmann, G. (1997): Das Forschungsvorhaben „Ballungsnahe Waldökosysteme“ (BallWÖS) 1986-1992 in Berlin, Landschaftsentwicklung und Umweltforschung: Schriftenreihe des Fachbereichs Umwelt und Gesellschaft, Bd. 106. 121 S.
- DIN4220 (2008): Bodenkundliche Standortbeurteilung – Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten. Beuth, Berlin: 50 S.
- Dittmar, O., Knapp, E., Lembcke, G. (1986): DDR-Buchenertragstafel 1983, IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung, Bd. 4. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, 59 S.
- DVWK (1988): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil 1: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. Merkblätter für Wasserwirtschaft 212. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (Hrsg.). 8 S.
- Ehrminger L. (2018): Der Einfluss verschiedener Baumarten auf Waldböden in Brandenburg. Bachelorarbeit an der HNE Eberswalde. 52 S.
- Eickenscheidt, N., Augustin, N., Wellbrock, N., Dühnelt, P., Hilbrig, L. (2016): Kronenzustand – Steuergrößen und Raum-Zeit-Entwicklung von 1989-2015. In: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustands-erhebung im Wald 2006-2008. Wellbrock, N., Bolte, A., Flessa, H. (Hrsg.). Thünen Report 43. 387-456.
- Einert, P. (2016): Luftverunreinigungen als Belastungsfaktor. 30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg. Beiträge zur Fachtagung am 6. und 7. Juli 2016 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 63. 27-38.
- Einert, P., Barth, R. (2001): Depositor von Luftscha-dstoffen in Waldbeständen Brandenburgs. In: Forstliche Umweltkontrolle – Ergebnisse aus zehnjährigen Unter-suchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. Landesforstanstalt Eberswalde, 79-96.
- Erteld, W. (1962): Wachstumsgang und Vorratsbe-handlung der Eiche im norddeutschen Diluvium. Archiv f. Forstwesen 11: 1155-1176.
- Feger, K.H. (1998): Boden- und Wasserschutz in mitteleuropäischen Wäldern – III: Waldbauliche Mög-lichkeiten und Maßnahmen des technischen Bodenschut-zes. Bodenschutz 3 (3): 103-108.
- Fiedler, H.J. (2001): Böden und Bodenfunktionen in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten. Forum Epos, Bd. 7. 598 S.
- Flückiger W., Braun, S. (1998) Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification. Environ Pollut 102, 69-76.
- Flückiger W., Braun, S. (2003): Critical limits for nutrient concentrations and ratios for forest trees – a comment. Additional Documents – Working Group Presentations. 273-280.
- GAFA (2005): Handbuch Forstliche Analytik – Eine Lo-seblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbe-reich. Gutachterausschuss Forstliche Analytik (Hrsg.). Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Bonn.
- Gierk, M. (1994): Das Trockenjahr 1992 im Land Bran-denburg. Sonderband Studien und Tagungsbericht Band 3. LUA Brandenburg (Hrsg.). Potsdam. 23 S.
- Göttlein, A. (2015): Grenzwertbereiche für die ernäh-rungsdagnostische Einwertung der Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Eiche, Buche. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 186 (5/6): 110-115.
- Greiffenhagen, A., Wessolek, G., Facklam, M., Ren-ger, M., Stoffregen, H. (2006): Hydraulic functions and water repellency of forest floor horizons on sandy soils Geoderma, 132, 182-195.
- Greve, M. (2014): Langfristige Auswirkungen der Wald-kalkung auf Bodenzustand, Sickerwasser und Na-delspiegelwerte von drei Versuchsanlagen in Rhein-land-Pfalz. Forstarchiv 85 (2): 35-46.
- Grüneberg, E., Ziche, D., Wellbrock, N. (2014): Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. Global Change Biology 20: 2644-2662.
- Grüneberg, E., Riek, W., Schöning, I., Evers, J., Hart-mann, P., Ziche, D. (2016): Kohlenstoffvorräte und de-ren zeitliche Veränderungen in Waldböden. In: Dyna-mik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutsch-land. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006-2008. Wellbrock, N., Bolte, A., Flessa, H. (Hrsg.). Thünen Report 43. 181-209 (und Kartenband).
- Haider, K. (1996): Biochemie des Bodens. Stuttgart. 174 S.
- Hannappel, S., Riek, W. (2011): Berechnung des Flur-abstandes des oberflächennahen Grundwassers der Waldfläche Brandenburgs für hydrologisch typische Zeiträume. Hydrologie und Wasserwirtschaft. 55. Heft 1. S. 4-15.
- Hannemann, J., Russ, A., Kallweit, R., Riek, W. (2016): Betrachtungen zu den Stoffbilanzen von Level II-Flä-chen in Brandenburg. In: 30 Jahre forstliches Umwelt-monitoring in Brandenburg. Ministerium für Ländliche Entwicklungs-, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (Hrsg.). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 63. 61-75.

Hannemann, J., Riek, W., Russ, A., Schwoy, M. (2017): Kalkungsversuche auf brandenburgischen BZE-Inventurpunkten – Ziele, Stand und Perspektiven eines bundesweiten Projektes. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg und Landeskompentenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg.). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 64. 25-36.

Hartmann, P., Buberl, H., Puhlmann, H., Schäffer, J., Trefs-Malcher, G., Zirlewagen, D., von Wilpert, K. (2016): Waldböden Südwestdeutschlands. Ergebnisse der Bodenzustandserhebungen im Wald von 1989-1992 und 2006-2008. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Hrsg.). 328 S.

Heinisch, E., Kettrup, A., Bergheim, W., Martens, D., Wenzel, S. Persistent chlorinated hydrocarbons (PCHC), Source-oriented monitoring in aquatic media. 2. The insecticide DDT, constituents, metabolites. Fresen. Environ. Bull. 2005, 14, 68-85.

Heinsdorf, D. (2002): Einfluss der Bewirtschaftung auf den Kohlenstoffhaushalt von Forstökosystemen im nordostdeutschen Tiefland. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 36, 4. 168-174.

Heinsdorf, D. (2007): Zur Stickstoffproblematik der Kiefer im nordostdeutschen Tiefland. In: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 32: 167-181.

Hentschel, R., Riek, W. (2018): Wasserhaushaltsmodellierung für Flächen der Forstlichen Umweltkontrolle Brandenburg. Untersuchungen zum Wasserhaushalt und zur Waldernährung der Level II Flächen im Rahmen der Kooperationsvereinbarung zwischen LFE und HNEE vom 9.10.2014 §4 (1, 2). Unveröffentlichter Forschungsbericht. HNE Eberswalde. 39 S.

Herrigel, D., Groß, J. (2014): Anwendungsmöglichkeiten digitaler historischer Karten in der forstlichen Waldentwicklungsplanung Brandenburg. Vermessung Brandenburg, Nr.1/2014. 19. Jg., Ministerium des Innern des Landes Brandenburg, Vermessung- und Geoinformationswesen (Hrsg.). 22-31.

Hofmann, G., Pommer, U. (2013): Die Waldvegetation Nordostdeutschlands. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 54. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, Landesbetrieb Forst Brandenburg (Hrsg.). Eberswalde. 596 S.

Hornschuch, F., Riek, W. (2008): Entwicklung eines statistischen Designs zur Zweiten Bodenzustands-erhebung (BZE 2). TP 2: Untersuchungen zur kleinräumigen Variabilität. Forschungsvorhaben im Auftrag des BMVEL. Unveröffentlichter Abschlussbericht. FH Eberswalde. 93 S.

Hornschuch, F. (2009): Ausbreitungsstrategien der Feinwurzelsysteme von Wald-Kiefer (Pinus sylvestris

L.) und Rot-Buche (Fagus sylvatica L.) in Rein- und Umbaubeständen – Modifikation durch Konkurrenz und kleinräumige Bodenheterogenität. Dresden, Technische Universität, Dissertation. 340 S.

ICP (2006): ICP Forests Manual – Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part IV. Visual Assessment of Crown Condition and Damaging Agents. ICP Forests. <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>.

Jacob, F., Andreae, H. (2018): Sächsischer Waldbodenbericht. Aktueller Waldbodenzustand und dessen Veränderung. Schriftenreihe Heft 30. Staatsbetrieb Sachsenforst (Hrsg.). 160 S.

Jacob, F., Andreae, H., Eisenhauer, D.R. (2013): Medizin für den Wald. Bundesweites Fachkolloquium zur Bodenschutzkalkung in Dresden. AFZ-Der Wald 68 (13): 4-8.

Jacoby, W. (2000): Loess: a nonparametric, graphical tool for depicting relationships between variables. Electoral Studies 19: 577-613.

Janzen, H.H. (2004): Carbon cycling in earth systems a soil science perspective. Agriculture Ecosystems & Environment, 104 (3). 399-417.

Kaspari, M., Garcia, M. N., Harms, K. E., Santana, M., Wright, S. J., Yavitt, J.B. (2008): Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. Ecology Letters, 11, 35-43.

Kass, G.V. (1980): An Exploratory Technique for Investigating Large Quantities of Categorical Data. Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics) 29 (2): 119-127.

Kopp, D., Brost, E. (1964): Standörtliche Grundlagen für die Planung der Baumartenwahl, Melioration und Düngung und des Waldfeldbaus im nordostdeutschen Tiefland. Tag.-Ber. Dt. Akad. Landwirtsch. 66: 117-122.

Kopp, D., Standorterkunder-Kollektiv (1969): Ergebnisse der forstlichen Standorterkundung in der Deutschen Demokratischen Republik – Die Waldstandorte des Tieflandes, Bd. 1. VEB Forstprojektierung Potsdam, 141 S.

Kopp, D., Nagel, H.D., Henze, C.H. (1995): Ökologische Belastungsgrenzen (Critical Loads) der Waldnaturräume in Beispielgebieten des nordostdeutschen Tieflandes gegenüber Stickstoff-, Säure- und Basen-deposition. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 29 (2): 64-75.

Konopatzky, A., Kallweit, R. (1997): Der Bodenzustand in den Wäldern Brandenburgs. Ergebnisse der Bodenzusterhebungen der Jahre 1989-1994. Landesanstalt für Forstplanung Potsdam (LAFOP), 149 S.

- Konopatzky, A., Kirschner, G., Kallweit, R. (1998): Bodenzustandswandel in den Wäldern des Nordostdeutschen Tieflands. AFZ/DerWald 9. 479-482.
- Köhl, M., Fröhwald, A., Kenter, B., Olschofsky, K., Köhler, R., Köthke, M., Rüter, S., Pretzsch, H., Rötzer, H., Makeschin, F., Abiy, M., Dieter, M. (2009): Potenzial und Dynamik der Kohlenstoffspeicherung in Wald und Holz: Beitrag des deutschen Forst- und Holzsektors zum Klimaschutz. Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research Sonderheft 327. 103-109.
- Krause, M.F. (2014): Die Bedeutung des Humus in der forstlichen Standortskartierung sowie Entwicklung eines Ansatzes zur Ansprache der Zustandsnährkraftstufe im Feld. Bachelorarbeit im Studiengang Forstwirtschaft der HNE Eberswalde. 49 S.
- Kreienkamp, F., Spekat, A. (2009): Regionalisierung standortsbezogener Kennwerte (1 x 1 km Raster-Interpolation) für Brandenburg. CEC, Potsdam GmbH. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Landesbetriebs Forst Brandenburg. Potsdam: 30 S.
- Kroes, J.; Van Dam, J.; Groenendijk, R.; Jacobs, C. (2009): SWAP version 3.2 Theory description and user manual, Alterra Report, Bd. 1649(02). Alterra, Wageningen, 284 S.
- Kühn, D., Bauriegel, A. (2005): Erfassungsvorschrift für die Aufnahme bodenkundlicher Aufgrabungen, Sondierungen und sonstiger Aufschlüsse. Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg – Dezernat Bodengeologie, 105 S.
- Kühn, D., Bauriegel, A., Müller, H., Rosskopf, N. (2015): Charakterisierung der Böden Brandenburgs hinsichtlich ihrer Verbreitung, Eigenschaften und Potenziale mit einer Präsentation gemittelter analytischer Untersuchungsergebnisse einschließlich von Hintergrundwerten (Korngrößen Zusammensetzung, Bodenphysik, Bodenchemie). Brandenburg. geowiss. Beitr. 22 (1). 5-135.
- LABO (2017): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz. 41 S. und Anhang. [https://www.labo-deutschland.de/documents/LABO\\_Fassung\\_HGW\\_Bericht\\_02\\_2017.pdf](https://www.labo-deutschland.de/documents/LABO_Fassung_HGW_Bericht_02_2017.pdf).
- Lang, F., Krüger, J., Amelung, W. et al. (2017): Soil phosphorus supply controls P nutrition strategies of beech forest ecosystems in Central Europe. Biochemistry 136 (1). 5-29.
- Langguth, H., Kopp, D., Heinert, D., Dannroth, G., Schübel, G. Schulenburg, H., Schulzke, D., Goltz, J., Klahr, H., Linke, H. Lorenz, W.D., Matthes, S., Mundel, G., Nohse, G., Rudat, E., Lembke, G., Dannroth, G. (1969): Ergebnisse der forstlichen Standortserkundung im Staatlichen Forstwirtschaftsbetrieb Eberswalde. VEB Forstprojektierung Potsdam, 274 S.
- Lehnk-Habrink, P.; Hein, S.; Win, T.; Bremser, W.; Nehls, I. Multi-residue analysis of PAH, PCB, and OCP optimized for organic matter of forest soil. J. Soils Sediments 2010, 10, 1487-1498.
- Lembcke, G., Knapp, E., Dittmar, O. (2000): Ertragstafel für die Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland. 2. Aufl. Vieht + Vieht, Eberswalde, 107 S.
- LFE (2000): Betriebsregelungsanweisung zur Forsteinrichtung im Landeswald Brandenburg BRA vom 1.11.2000. Landesforstanstalt Eberswalde. Potsdam und Eberswalde. (unveröffentlicht).
- LfU Brandenburg (2017): Entwicklung CO<sub>2</sub>-Emissionen. Landesamt für Umwelt. <http://www.lfu.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.296595.de> (Zugriff: 10.03.2017).
- Marx, M., Ackermann, J., Bussian, B., Schmidt, S., Utermann, J. (2018): Occurrence and Spatial Distribution of Selected Organic Substances in Germany's Forest Soils. Ecological Studies. (eingereicht).
- Meiwes, K.J., Asche, N., Joachim, B., Kallweit, R., Kölling, C., Raben, G., von Wilpert, K. (2008): Potentiale und Restriktionen der Biomassenutzung im Wald. AFZ-Der Wald 63: 598 – 603.
- Meiwes, K.J., Mindrup, M. (2011): Indikatoren zur standörtlichen Bewertung der intensiven Biomassenutzung im Wald – eine Literaturauswertung. In: Forschungsvorhaben: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung Ergebnisbericht (FKZ: 22015407). <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf>. 5-23.
- Mellert, K. H., Gensior, A., Göttlein, A., Kölling, C. (2005): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern – Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. Waldökologie online, 2. 4-24.
- Mellert, K.H., Göttlein, A. (2012): Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burghs literature compilation with established central European references. European Journal of Forest Research. 131 (5). 1461-1472.
- Mellert, K., Weis, W., Grüneberg, E., Göttlein, A. (2018): Schwellenwerte für bodenchemische Präferenz- und Mangelbereiche der forstlichen Hauptbaumarten abgeleitet aus Waldernährungsdaten der BZE II. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz. Heft 17. 55-67.
- Miller, H. G., Cooper, J. M., Miller, J. D., & Pauline, O. J. L. (1979) Nutrient cycles in pine and their adaptation to poor soils. Canadian Journal of Forest Research, 9 (1), 19-26. doi:10.1139/x79-004.
- Min/TafelWV (2014): Mineral- und Tafelwasser-Verordnung vom 1. August 1984 (BGBI. I S. 1036), die zuletzt

durch Artikel 1 der Verordnung vom 22. Oktober 2014 (BGBl. I S. 1633) geändert worden ist.

Müller, J. (2015): Wohin wächst der Wald? Ergebnisse der ersten Wiederholungsinventur für die Region Brandenburg und Berlin. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 10. Winterkolloquium am 19. Februar 2015 in Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 59. Landesbetrieb Forst Brandenburg - Landeskompentenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), S. 25-30.

MLUL – Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (2018): Waldzustandsbericht 2018 des Landes Brandenburg. Potsdam: Selbstverlag. 33 S.

MLUV (2006): Bestandeszieltypen für die Wälder des Landes Brandenburg. Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (Hrsg.).

Nagel, H. D., Gregor, H. D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads und Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg. 259 S.

Noack, M. (2011): Waldbau ökologisch – Die Bewirtschaftung der Traubeneiche auf Basis ökologischer Wuchsmodelle. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 6. Winterkolloquium, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 47. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, S. 50-59.

Noack, M. (2012): Der langfristige Durchforstungsversuch „PEITZ 150“: Forschungsbeitrag zum Wachstum der Gemeinen Kiefer auf nährstoffschwachen Böden im Land Brandenburg unter dem Einfluss von Standortswandel und Durchforstung. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 7. Winterkolloquium, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 49. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg, S. 56–72.

Oehmichen, K., Demant, B., Dunger, K., Grüneberg, E., Henning, P., Kroher, F., Neubauer, M., Polley, H., Riedel, T., Rock, J., Schwitzgebel, F., Stümer, W., Wellbrock, N., Ziche, D., Bolte, A. (2011): Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald, Landbauforschung-Sonderhefte, Bd. 343. Johann Heinrich von Thünen-Institut – Bundesforschungsinstitut für ländliche Räume, Wald und Fischerei (TI), 141 S.

Pretzsch, H., Block, J., Böttcher, M., Dieler, J., Gauer, J., Göttlein, A., Moshammer, R., Schuck, J., Weis, W., Wunn, U. (2013): Entscheidungsstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte – Teil 1: Nährstoffbilanzen wichtiger Waldstandorte in Bayern und Rheinland-Pfalz. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 204 S. URL <http://www.wald-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/downloads/Projekte/DBU-2013.pdf>.

Pruess, A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. In: Bodenschutz. D. Rosenkranz; G. Einsele & H.M. Harress (Hrsg.). Berlin.

Renger, M., Bohne, K., Facklam, M., Harrach, T., Riek, W., Schäfer, W., Wessolek, G., Zacharias, S. (2009): Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges“ zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. In: Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis: Bodenökologie und Bodengenese: Bd. 40. Technische Universität Berlin: 5-51.

Renger, M. (1965): Berechnung der Austauschkapazität der organischen und anorganischen Anteile der Böden. Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde 110 (1): 10-26. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19651100105>.

Renger, M., Strebel, O. (1980): Beregnungsbedarf landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom Boden. Wasser und Boden 32 (12): 572-575.

Richards, L.A. (1931): Capillary conduction of liquids through porous mediums. J. Appl. Phys. 1 (5): 318-333.

Riek, W. (1998): Verfahren zur Bestimmung des effektiv nutzbaren Bodenwassers von Kiefernstandorten im pleistozänen Tiefland. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschafts-ökologie 32 (1), 28-33.

Riek, W. (2009): Quantifizierung des Risikos für Nitrataustrag aus brandenburgischen Waldökosystemen auf der Grundlage chemischer Oberbodeneigenschaften. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe/Wald im Klimawandel – Risiken und Anpassungsstrategien. Band 42. 93-100.

Riek, W., Hornschuch, F., Ostermaier, S. (2014): Waldmoore und Moorwälder. In: Moore in Brandenburg und Berlin. Luthardt, V., Zeitz, J. (Hrsg.). Rangsdorf. 168-180.

Riek, W., Kallweit, R. (2007): Einfluss des Wasseraushalts auf den Kronenzustand der Kiefer (*Pinus sylvestris*) in Brandenburg. Archiv f. Forstwesen u. Landsch.ökol. 41 (2). 49-59.

Riek, W., Kallweit, R., Russ, A. (2013): Analyse der Hauptkomponenten des Wärmehaushalts brandenburgischer Wälder auf der Grundlage von regionalen Klimaszenarien. – Abgrenzung von Risikogebieten und Schlussfolgerungen für ein Klima-Monitoring. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz. Heft 13. 17-32.

Riek, W., Kallweit, R., Russ, A., Krause, S. (2012): Veränderung des Wärmehaushalts durch Klimawandel – Regionalisierung der Störungspotenziale auf der Grundlage von forstlichen Wuchsbezirken in Brandenburg. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum

7. Winterkolloquium. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 49. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg, Berlin, S. 107.
- Riek, W., Krüger, C., Russ, A., Hannemann, J., Schwoy, M. (2018): Heegermühler Kalkungsversuch: Wie stellt sich der Bodenzustand nach 63 Jahren dar? Posterbeitrag zum 13. Eberswalder Winterkolloquium am 22.02.2018. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 65. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. 85.
- Riek, W., Russ, A. (2011): Stickstoffzustand nordostdeutscher Waldböden im Vergleich von BZE-1 und BZE-2. In: Böden verstehen – Böden nutzen – Böden fit machen. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. <http://eprints.dbges.de/554>.
- Riek, W., Russ, A. (2014): Regionalisierung des Bodenwasserhaushaltes für Klimaszenarien als Grundlage für die forstliche Planung. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 9. Winterkolloquium. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 55. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. 20-30.
- Riek, W., Russ, A. (2015): Schließen von Stoffkreisläufen zur Verhinderung von Bodendegradation. Beiträge Forum Boden-Gewässer-Wald. Bodenschutz im Wald. Heft 15. 75-92.
- Riek, W., Russ, A. (2015): Nachhaltige Waldbewirtschaftung durch geschlossene Stoffkreisläufe – Brandenburgs Waldstandorte im Spiegel der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 10. Winterkolloquium am 19. Februar 2015 in Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 59. Landesbetrieb Forst Brandenburg – Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), S. 31-39.
- Riek, W., Russ, A. (2016): Regionalisierung: Ableitung von Flächenaussagen aus Fallstudien und BZE. In: 30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (Hrsg.). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 63. 192-206.
- Riek, W., Russ, A., Hannemann, J. (2015): Bodenzustandserhebung (BZE) im Land Brandenburg: Gibt es Hinweise für die Notwendigkeit einer Waldkalkung? In: „Unsere Böden – Unser Leben“, DBG e-prints. <http://www.dbges.de>
- Riek, W., Russ, A., Hannemann, J., Kallweit, R. (2016): Bodenzustand und Baumernährung: Kennwerte aus BZE und Level II-Programm. In: 30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (Hrsg.). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 63. 40-60.
- Riek, W., Russ, A., Kühn, D. (2015): Waldbodenbericht Brandenburg – Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a. Band 1. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 60. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. 172 S.
- Riek, W., Russ, A., Martin, J. (2012): Soil acidification and nutrient sustainability of forest ecosystems in the northeastern German lowlands – Results of the national forest soil inventory. *Folia Forestalia Polonia*. Vol. 54, No. 3. 187-195.
- Riek, W., Talkner, U., Dammann, I., Kohler, M., Meiwes, K.J. (2016): Waldernährung. In: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Wellbrock, N., Bolte, A., Flessa, H. (Hrsg.). Thünen Report 43. 245-291.
- Riek, W., Wolff, B. (2007): Bodenkundliche Indikatoren für die Auswertung der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe B, 1-132.
- Riek, W., Wolff, B., Bolte, A. (2002): Angleichung von Standortseigenschaften und ihre Auswirkung auf die Waldvegetation. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie. 36, 2. 65-68.
- Riek, W., Wolff, B., Hornschuch, F. (2014): Zustand und Entwicklung der Waldökosysteme auf Monitoringflächen der ökosystemaren Umweltbeobachtung im Biosphärenreservat Spreewald (Inventurzeitraum: 2000 – 2012). Studie im Auftrag des Landesumweltamts Brandenburg. 75 S.
- Rörig, E., Bartsch, N. (1992): Der Wald als Vegetationsform und seine Bedeutung für den Menschen, Waldbau auf ökologischer Grundlage, Bd. 1. 6. Auflage. 350 S.
- Russ, A. (2015): Regionalisierung des Wasser- und Kohlenstoffhaushalts für die Waldfläche Brandenburgs – Entwicklung von Regionalisierungsansätzen unter besonderer Berücksichtigung der forstlichen Standortskarte. Bodenökologie und Bodengenese, Bd. 44. Technische Universität Berlin Selbstverlag, 164 S.
- Russ, A., Riek, W. (2011a): Methode zur Ableitung des Grundwasserflurabstandes aus Karten der forstlichen Standortskartierung und digitalen Geländemodellen in Brandenburg. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz. Heft 12. 85-91.
- Russ, A., Riek, W. (2011b): Vergleich zweier Ansätze zur Ableitung von Grundwasserflurabständen für die Waldfläche Brandenburgs. In: Böden verstehen – Böden nutzen – Böden fit machen. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. <http://eprints.dbges.de/552>.

Russ, A., Riek, W. (2011c): Pedotransferfunktionen zur Ableitung der nutzbaren Feldkapazität. Validierung für Waldböden des nordostdeutschen Tieflands. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz. Heft 11. 5-17.

Russ, A., Riek, W. (2018): TP2a: Regionalisierung von Bodenkennwerten, Wasserhaushalt und Trockenstress für die Waldfläche Brandenburgs, Mecklenburg-Vorpommerns sowie des Tieflands von Sachsen-Anhalt. In: Degenhardt, A., Hentschel, R., Möller, K. Riek, W., Russ, A., Wolfgramm, P. (2018): Schlussbericht „DSS-RiskMan“ am LFE zum Vorhaben: DSS-RiskMan – Entscheidungsunterstützung zur Verteilung und Begrenzung von Risiken für die Forstwirtschaft vor dem Hintergrund des Klimawandels – Förderkennzeichen 28WB401502.

Russ, A., Riek, W., Hentschel, R., Hannemann, J., Barth, R., Becker, F. (2019): Wasserhaushalt im Trockenjahr 2018 – Ergebnisse aus dem Level II Programm in Brandenburg. Wissentransfer in die Praxis. Beiträge zum 14. Winterkolloquium am 21. Februar 2019 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe (im Druck).

Russ, A., Riek, W., Kallweit, R., Einert, P., Jochheim, H., Lütschwager, D. Hannemann, J., Becker, F. (2016): Wasserhaushalt von Standorten des Level II-Programms in Brandenburg. In: 30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (Hrsg.). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 63. 136-157.

Russ, A., Riek, W., Martin, J. (2011): Zustand und Wandel der Waldböden Mecklenburg-Vorpommerns – Ergebnisse der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung in Mecklenburg-Vorpommern, Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern, Bd. 9. Landesforst Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, 108 S.

Russ, A., Riek, W., Martin, J. (2017): Forstliches Umweltmonitoring Mecklenburg-Vorpommern. Ergebnisse der Untersuchungen auf den Intensivmonitoringflächen (Level II). Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen. Landesforst Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.). Heft 10. 204 S.

Russ, A., Riek, W., Wessolek, G. (2011): Benutzungsverhalten und nutzbare Wasserspeicherkapazität brandenburgischer Waldböden – Abschätzung für Waldbewirtschaftung und Regionalisierung. In: Bodenzustandserfassung, aktuelle Gefährdungen und Trends. Berichte Freiburger Forstliche Forschung. Heft 88. 149-152.

Russ, A., Riek, W., Wessolek, G. (2013): Regionalisierung bodenphysikalischer Kennwerte auf Grundlage forstlicher Standortskarten. In: Ausgleichs- und Reaktorfunktionen von Waldböden im Stoff- und Wasserkreislauf - Gemeinsames Kolloquium des DBG-Ar-

beitskreises Waldböden, der Sektion Wald und Wasser im DVFFA und der Deutschen Hydrologischen Gesellschaft in Freiburg am 4. – 5. Oktober 2012. Freiburger Forstliche Forschung, Freiburg. Heft 96. 113-127.

Russ, A., Riek, W., Wessolek, G. (2016): Entwicklung statistischer Vorhersagemodelle zur Identifizierung von Legendeneinheiten forstlicher Standortskarten – Beispiel Nordostdeutsches Tiefland. In: Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. Fachtagung vom 9. bis 10. Oktober 2014 in Göttingen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Band 14. 133-146.

Rüter, S., Dieter, M. (2007): Beitrag der Nutzung von Holzprodukten zum Klimaschutz. AFZ-DerWald 23. 1266-1267.

Schmidt, M. (1987): Atmosphärischer Eintrag und interner Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 34. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben der Universität. Göttingen, 174 S.

Schaap, M., Kruit, R. W., Hendriks, C., Kranenburg, R., Segers, A., Builjet, P. et al. (2015): Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009. Umweltforschungsplan Projekt No. (FKZ) 371263240-1 UBA-FB00. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Berlin.

Schröder, J. (2015): Zum Einfluss der Witterung auf Wuchsverhalten und Vitalität der Trauben-Eiche (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.), Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt, Bd. 34. Ulmer, Stuttgart, 269 S.

Schulze, G. (1996): Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung) SEA 95. Teil A. Standortsformen. 300 S.

Schwärzel, K.; Feger, K.H.; Häntzschel, J.; Menzer, A.; Spank, U.; Clausnitzer, F.; Köstner, B.; Bernhofer, C. (2009): A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. Forest Ecology and Management 258 (10): 2163-2174.

Seidling, W. (2007): Signals of summer drought in crown condition data from the German Level I network. Eur. J. Forest Res. 126 (4): 529-544.

Spekat, A., Enke, W., Kreienkamp, F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WettReg auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für SRES-Szenarios B1, A1B und A2. Forschungsbericht des CEC Potsdam GmbH im Rahmen des FuE-Vorhabens „Klimaauswirkungen und Anpassungen in Deutschland – Phase I:

Erstellung regionaler Klimaszenarios für Deutschland“ des Umweltbundesamtes: 106 S.

Spranger, T., Lorenz, U., Gregor, H.-D. (Hrsg.) (2004): Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends, UBA-Texte, Bd. 52:04. Umweltbundesamt, Berlin, 261 S.

SPSS (2007): SPSS 17.0 Command Syntax Reference. SPSS Inc., Chicago. URL <http://www.spss.com>.

Stähr, F. (2016): Wie beeinflussen Klima- und Bodenentwicklungen die Waldbewirtschaftung im nordostdeutschen Tiefland – waldbaustrategische und waldbauliche Konsequenzen aus den Monitoringdaten. In: 30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg. Beiträge zur Fachtagung am 6. Und 7. Juli 2016 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 63. 223-237.

Stähr, F., Köhler , F., Rose, B. (2006): Neufassung der Bestandeszieltypen für das Land Brandenburg. AFZ – Der Wald., 61. 754-757.

Strohbach, B.; Einert, P.; Lehmann, B.; Löffler, S. (2012): Massentierhaltung versus Waldgesundheit – Ergebnisse zur Diagnose und Behandlung stickstoffbelasteter Wälder. In: Wissentransfer in die Praxis Beiträge zum 7. Winterkolloquium am 23. Februar 2012 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 49: 37-46.

Stüber, V., Meiws, K.J., Mindrup, M. (2008): Nachhaltigkeit und Vollbaumnutzung: Bewertung aus Sicht der forstlichen Standortskartierung am Beispiel Niedersachsen. Forst und Holz 63. Heft 11. 28-33.

Stüber, V., Mindrup, M. (2016): NMS (Nährstoffmanagement) Stand deutschlandweit. Nachhaltigkeit und Naturschutz in der deutschen Forstwirtschaft. Forstechnische Information (FTI), Sonderausgabe. Kuratorium für Walddarbeit und Forsttechnik e. V. 33-37.

Sverdrup, H., Warfvinge, P. (1993): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. Appl. Geochem. 8 (3): 273–283.

TrinkwV (2013): Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 2. August 2013 (BGBl. I S. 2977), die durch Artikel 4 Absatz 22 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist.

Tyler, G. (1992): Critical concentrations of heavy metals in the mor-horizon of swedish forests. Report 4078: Swedish Environmental Protection Agency, Solna: 38 S.

Umweltbundesamt (Hrsg.) (2015): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (Schwermetalle) 1990 – 2013 Endstand: 03.02.2015. Umweltbundesamt. URL <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschatdstoffen>.

UN/ECE (1993, 2004): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. 202 pp.

UN ECE/CCE (1993): Calculation and Mapping of Critical Loads for Europe. Coordination Center for Effects. Status Report. National Institute of Public Health and Environmental Protection. Bilthoven (The Netherlands).

Utermann, J., Aydin, C.T., Bischoff, N., Böttcher, J., Eickenscheidt, N., Gehrman, J., König, N., Scheiler, B., Stange, F., Wellbrock, N. (2016): Vorräte und Gehalte von Schwermetallen in Waldböden. In: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006-2008. Wellbrock, N., Bolte, A., Flessa, H. (Hrsg.). Thünen Report 43. 210-244 (und Kartenband).

Van Dam, J.C. (2000): Field-scale water flow and solute transport – SWAP model concepts, parameter estimation and case studies. Universität Wageningen, Dissertation. 167 S.

Van Genuchten, M.T. (1980): A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44 (5). 892-898.

Veerhoff, M., Roscher, S., Brümmer, G. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald, Berichte des Umweltbundesamtes, Bd. 1: 96. Erich Schmidt Verlag, 364 S.

Vitousek, P. M., Howarth, R.W. (1991): Nitrogen Limitation on Land and in the Sea: How can it occur? Biogeochemistry, 13, (2): 87-115.

Wallor, E., Russ, A., Riek, W. (2016): Validierung regionalisierter Informationen zum Waldboden anhand typischer Standorts-Leistungs-Beziehungen der Kiefer im Land Brandenburg. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz Heft 16. 121-129.

Walther, L., Zimmermann, S., Blaser, P., Luster, J., Lüscher, P. (2004): Waldböden der Schweiz. Band 1. Grundlagen und Region Jura. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Bern. 768 S.

Warfvinge, P., Sverdrup, H. (1995): Critical loads of acidity to swedish forest soils – Methods, data results, Reports in ecology and environmental engineering, Bd. 5, 1995. Lund University, Department of Chemical Engineering. 1-104.

Wellbrock, N., Bielefeldt, J., Eickenscheidt, N. Bolte, A., Wolff, B. (2011): Kohlenstoff- und Nährelementspeicherung von Waldflächen des forstlichen Umwelt-

monitorings in Rheinland-Pfalz (BZE, Level II). unveröffentlichter Forschungsbericht 6.1/01/2010, 111 S.

Wessolek, G., Duijnisveld, W., Trinks, S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. *J. Hydrol.* 356 (1-2): 17 – 27.

Wessolek, G., Duijnisveld, W. H., Trinks, S. (2009): Hydro-Pedotransferfunktionen zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden – das TUB-BGR-Verfahren. In: Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis: Bodenökologie und Bodengenese: Bd. 40. Technische Universität Berlin. 66–80.

Wiedemann E. (1935): Über Schäden durch Streunutzung im deutschen Osten. *Forstarchiv* 11, 386-390

Wolff, B., Riek, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987-1993 (BZE), Bd. 1. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF), Bonn, 142 S.

Wulf, M. (2004): Auswirkungen des Landschaftswandels auf die Verbreitungsmuster von Waldpflanzen – Konsequenzen für den Naturschutz. *Dissertationes Botanicae* 392, Berlin. 306 S.

---

# ANHANG

# Anhang I

## Spurenelemente und Schadstoffe Kapitel 7.2.8

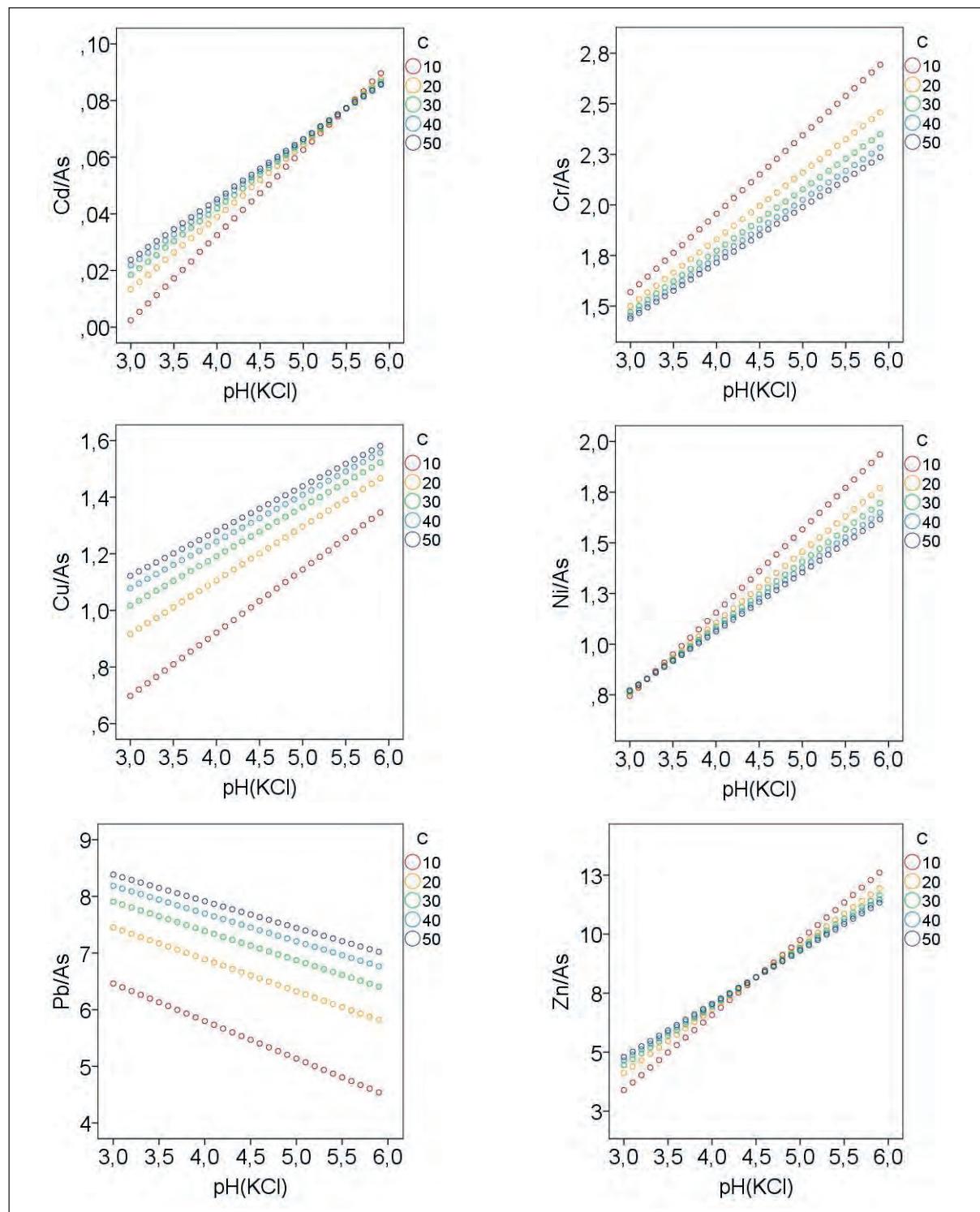


Abb. 1: Relationen der Cd-, Cr-, Cu-, Ni-, Pb- und Zn-Gehalte zum As-Gehalt in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe als Funktion von pH(KCl)-Wert und C-Gehalt [%]

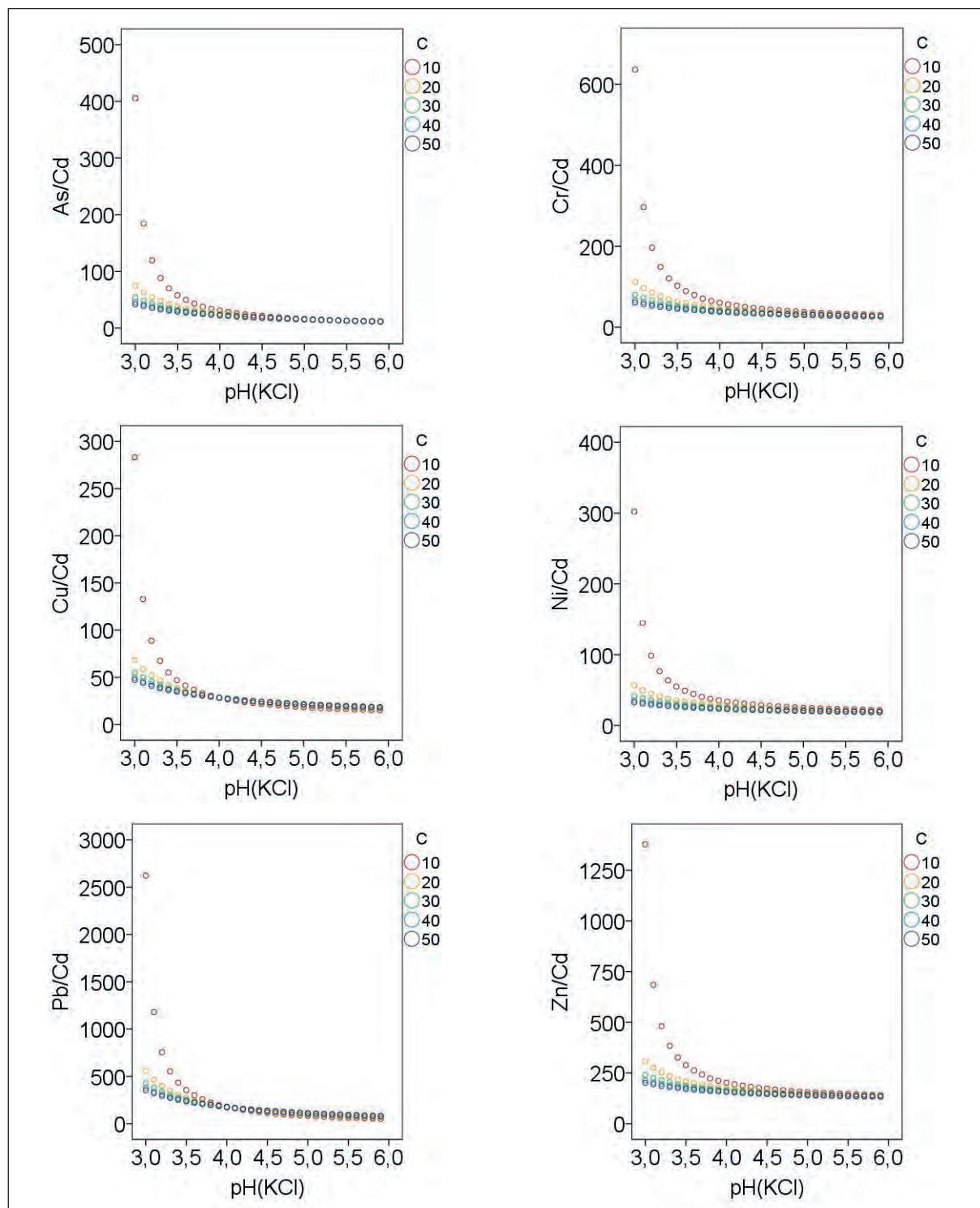


Abb. 2: Relationen der As-, Cr-, Cu-, Ni-, Pb- und Zn-Gehalte zum Cd-Gehalt in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe als Funktion von pH(KCl)-Wert und C-Gehalt [%]

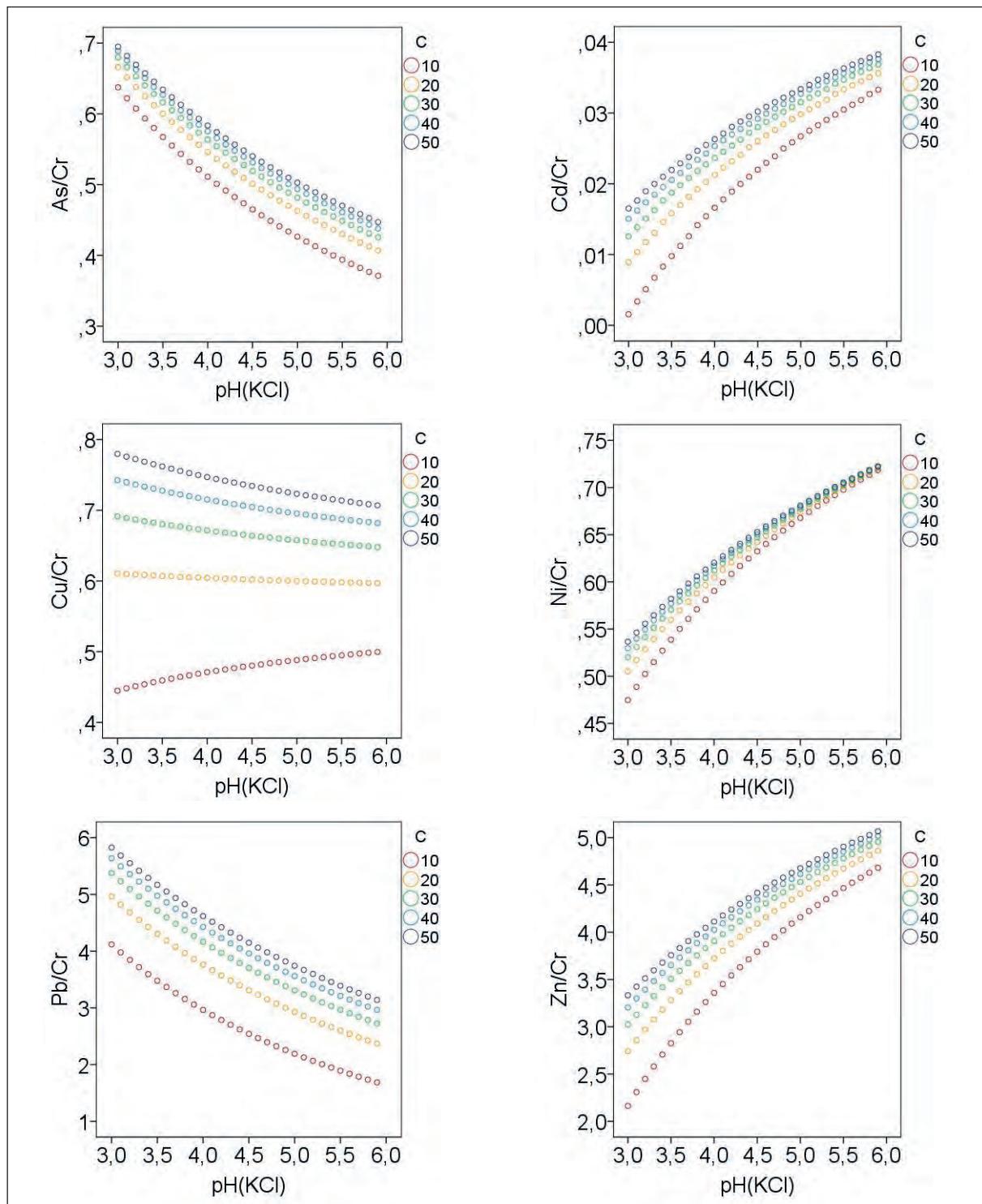


Abb. 3: Relationen der As-, Cd-, Cu, Ni-, Pb- und Zn-Gehalte zum Cr-Gehalt in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe als Funktion von pH(KCl)-Wert und C-Gehalt [%o]

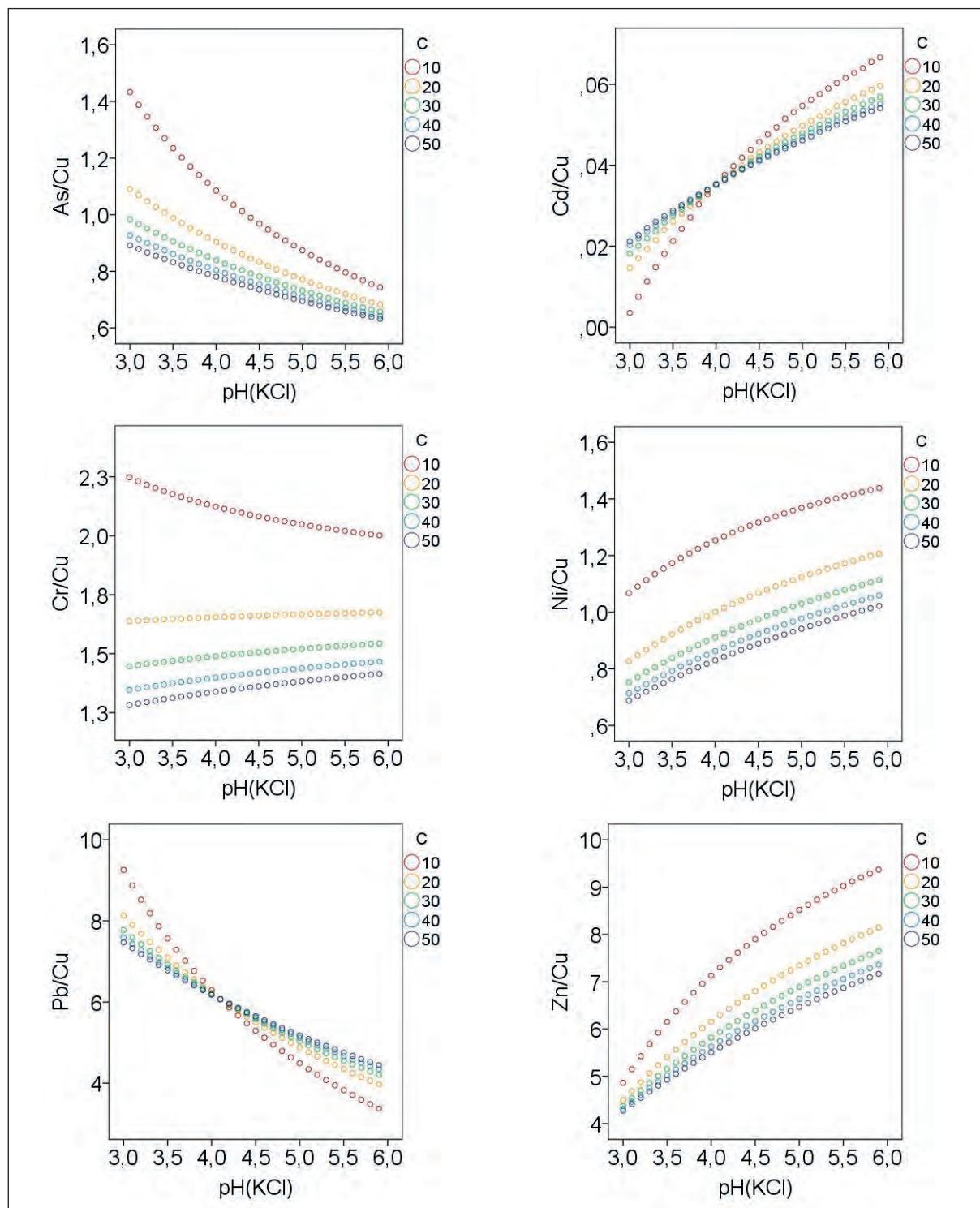


Abb. 4: Relationen der As-, Cd-, Cr, Ni-, Pb- und Zn-Gehalte zum Cu-Gehalt in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe als Funktion von pH(KCl)-Wert und C-Gehalt [%]

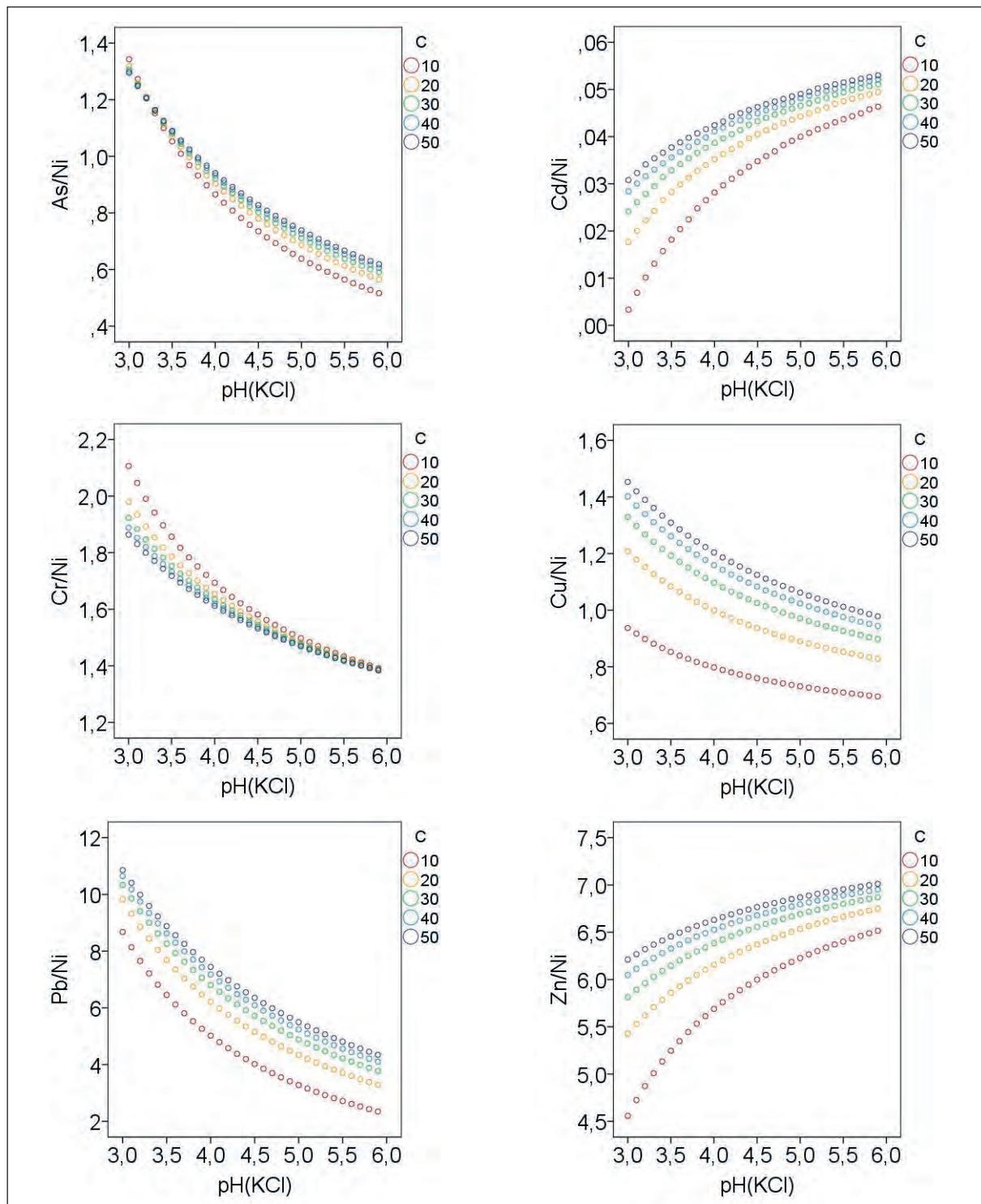


Abb. 5: Relationen der As-, Cd-, Cr-, Cu-, Pb- und Zn-Gehalte zum Ni-Gehalt in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe als Funktion von pH(KCl)-Wert und C-Gehalt [%o]

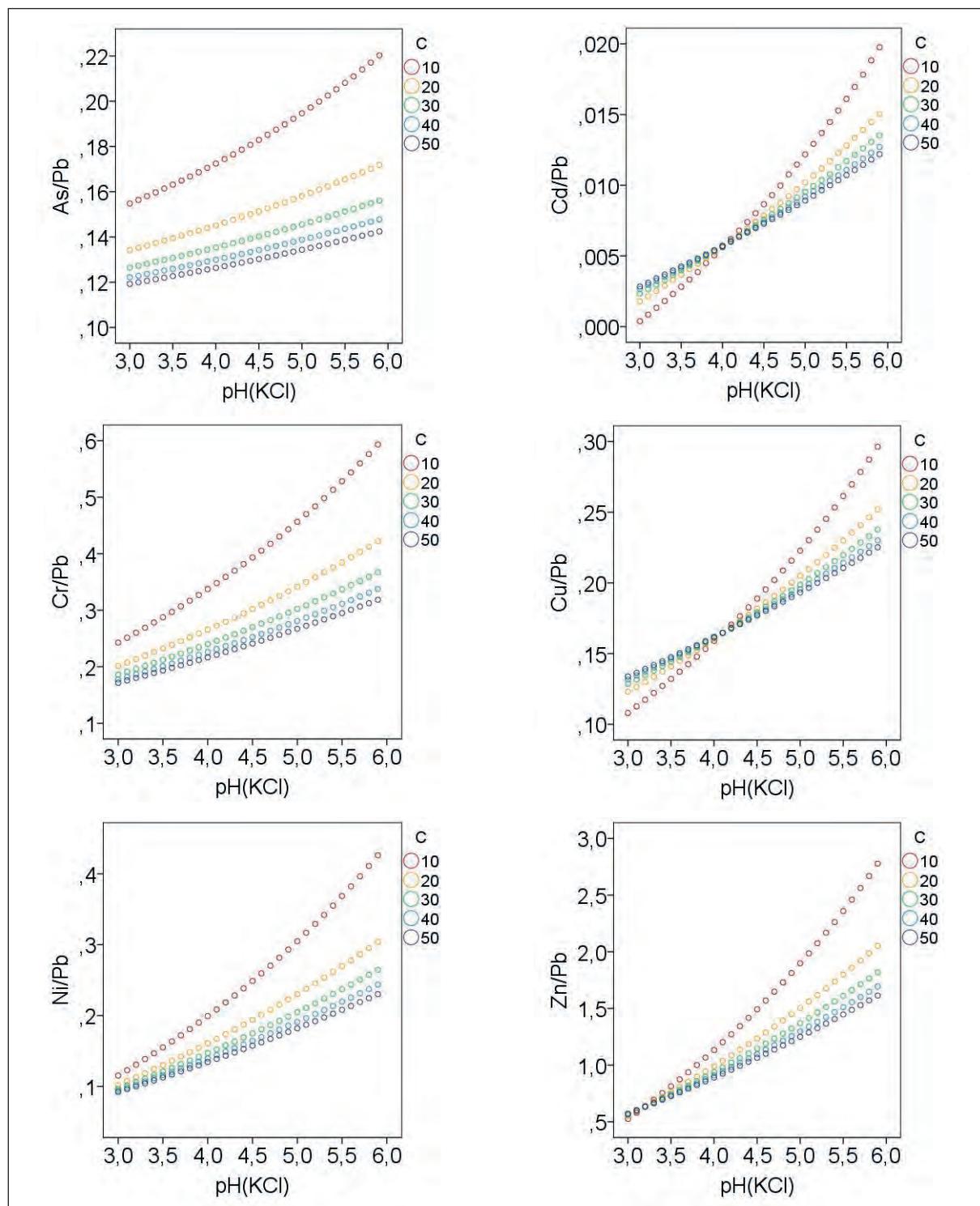


Abb. 6: Relationen der As-, Cd-, Cr-, Cu, Ni- und Zn-Gehalte zum Pb-Gehalt in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe als Funktion von pH(KCl)-Wert und C-Gehalt [%o]

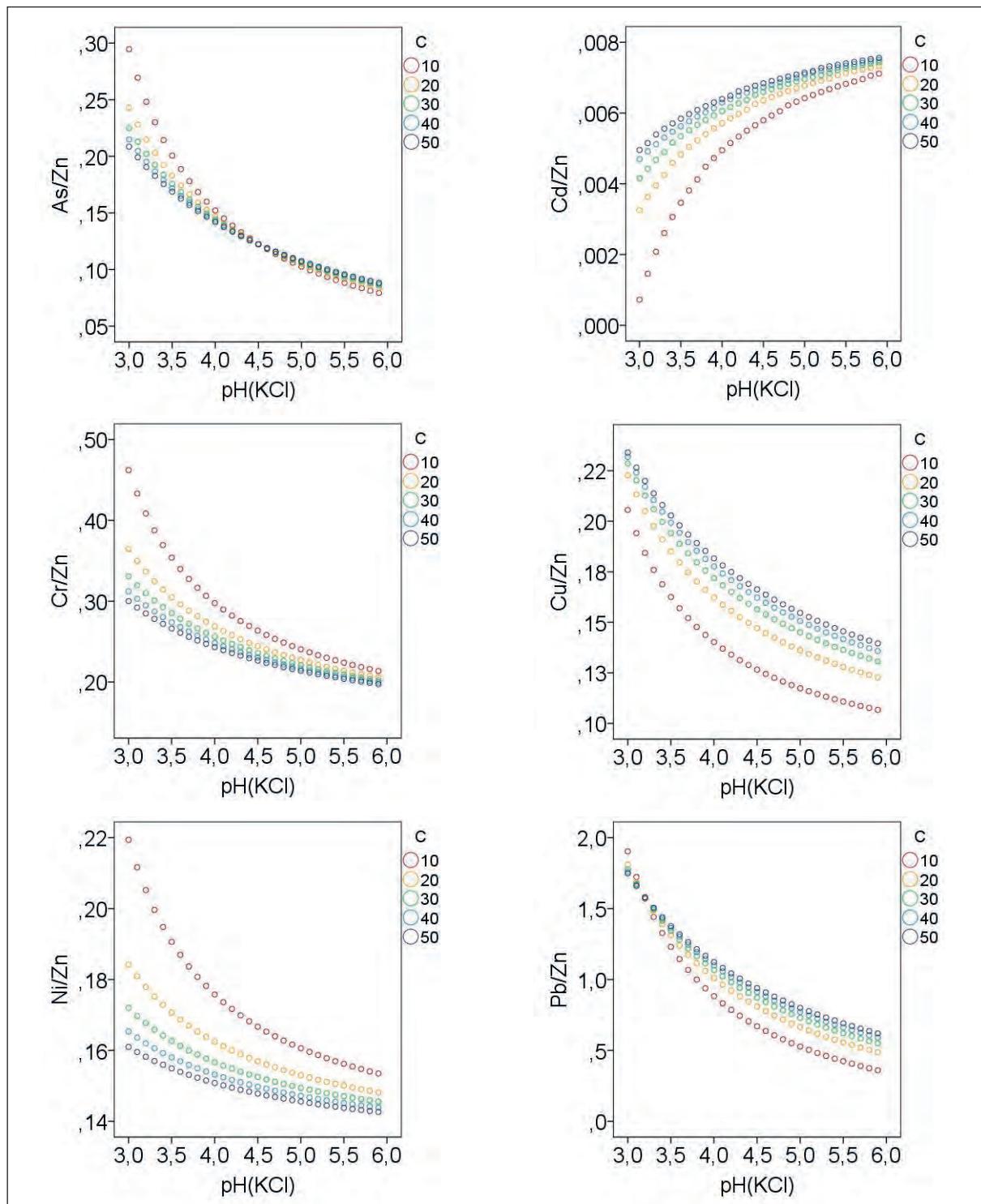
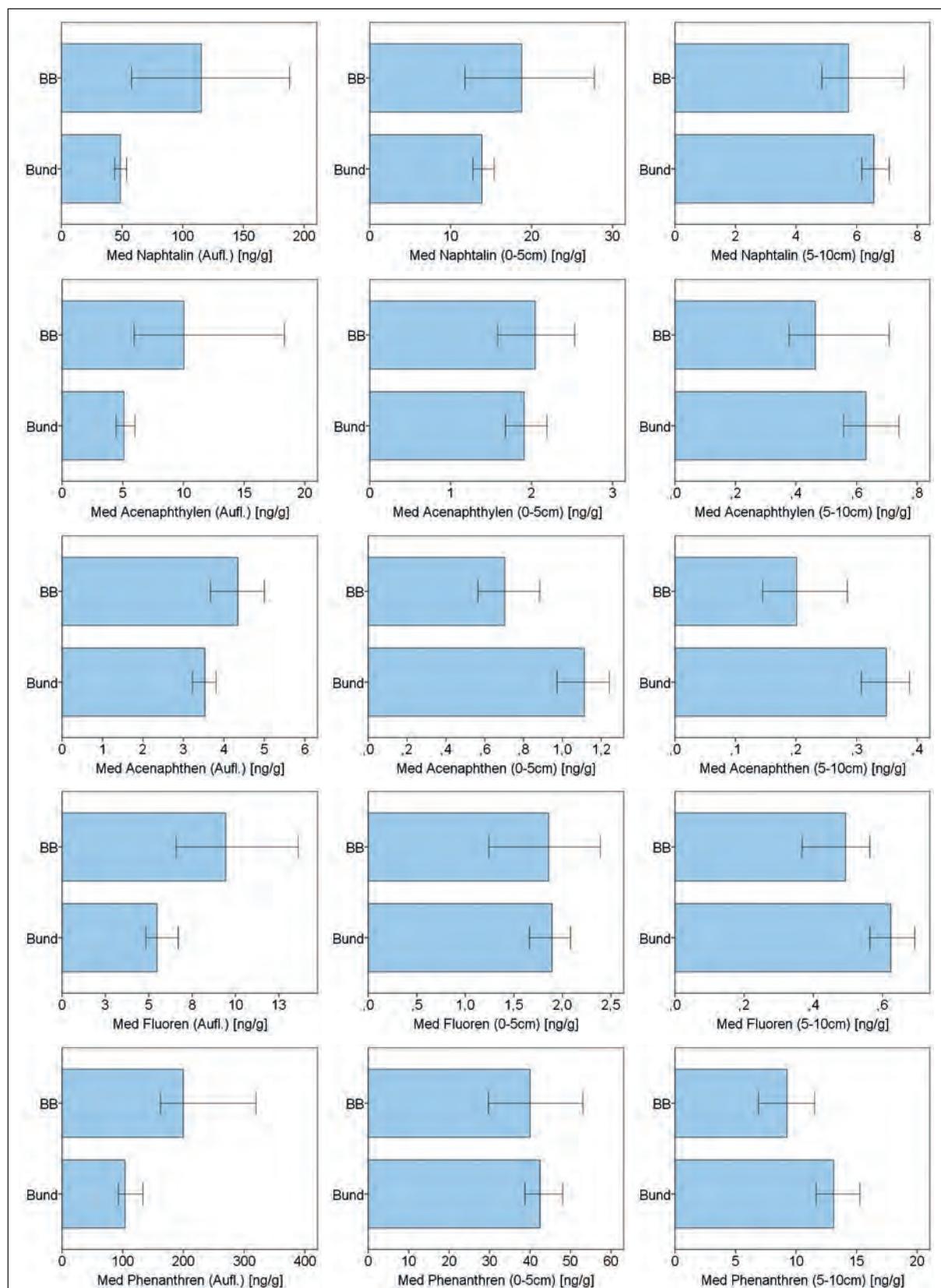
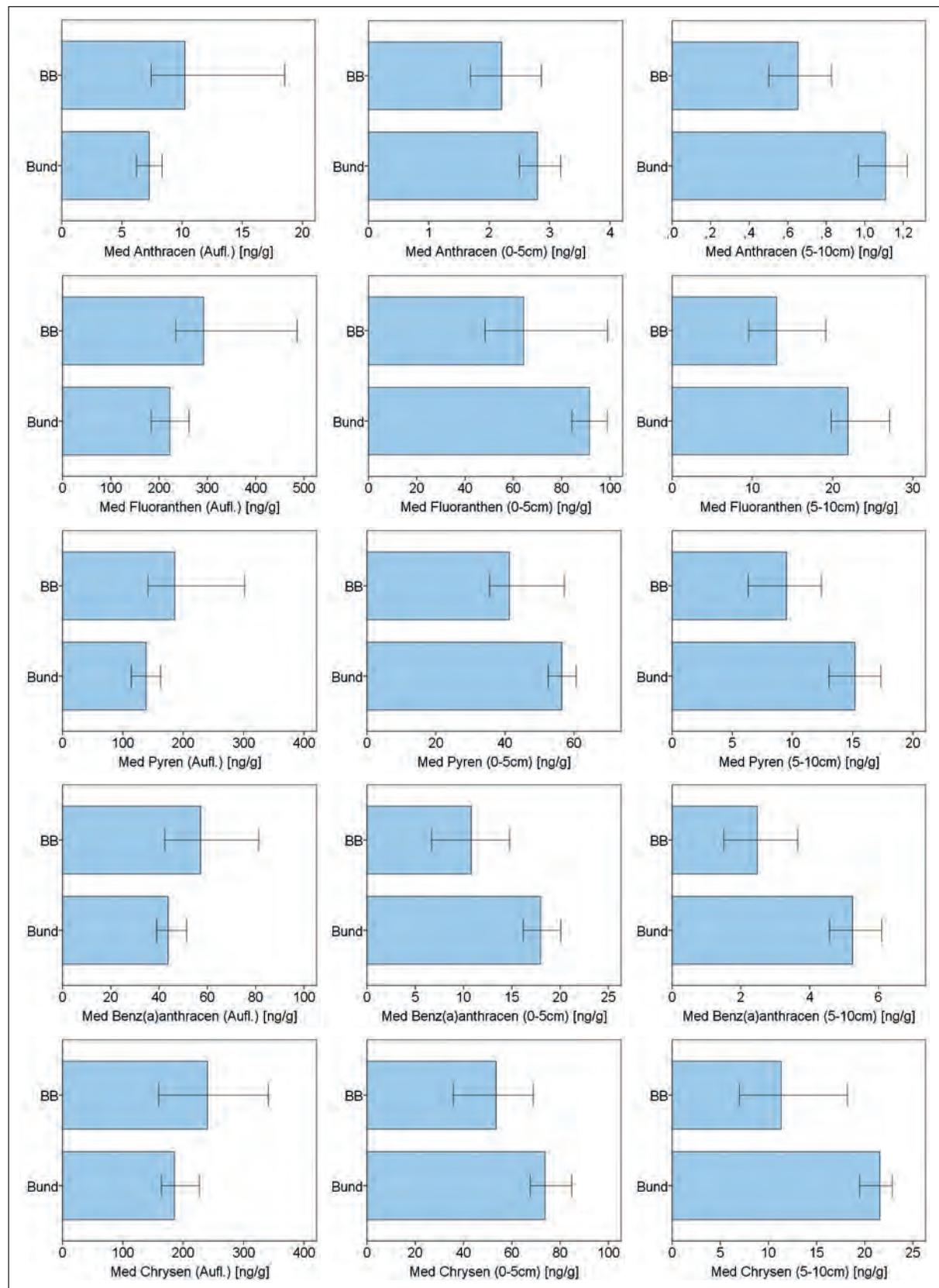


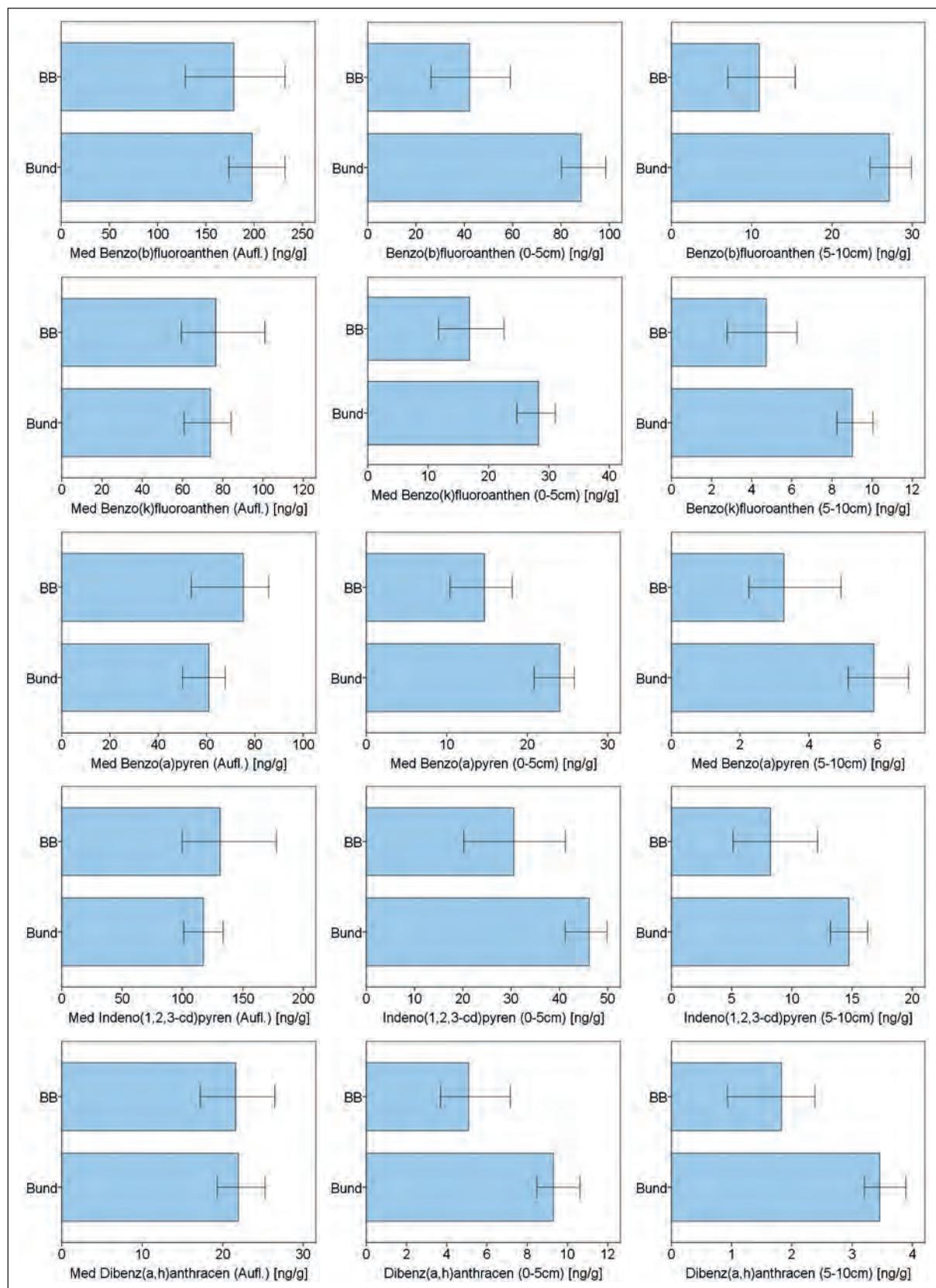
Abb. 7: Relationen der As-, Cd-, Cr-, Cu-, Ni- und Pb-Gehalte zum Zn-Gehalt in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe als Funktion von pH(KCl)-Wert und C-Gehalt [%o]

## Anhang II

### Spurenelemente und Schadstoffe Kapitel 7.4.1







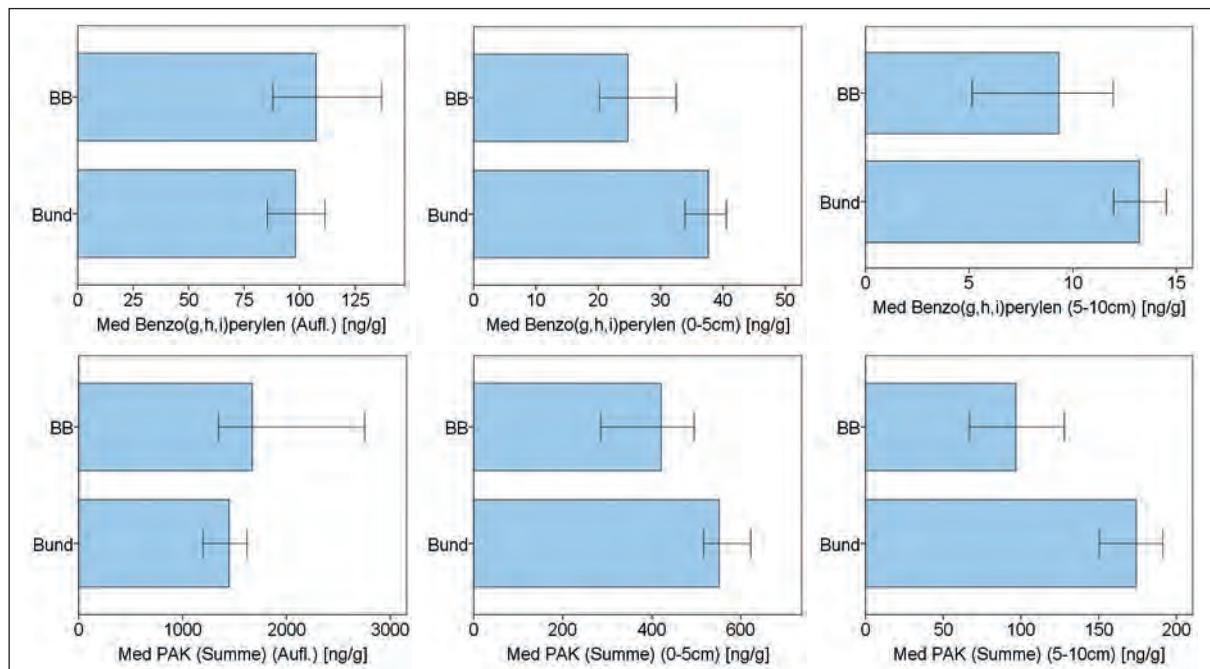
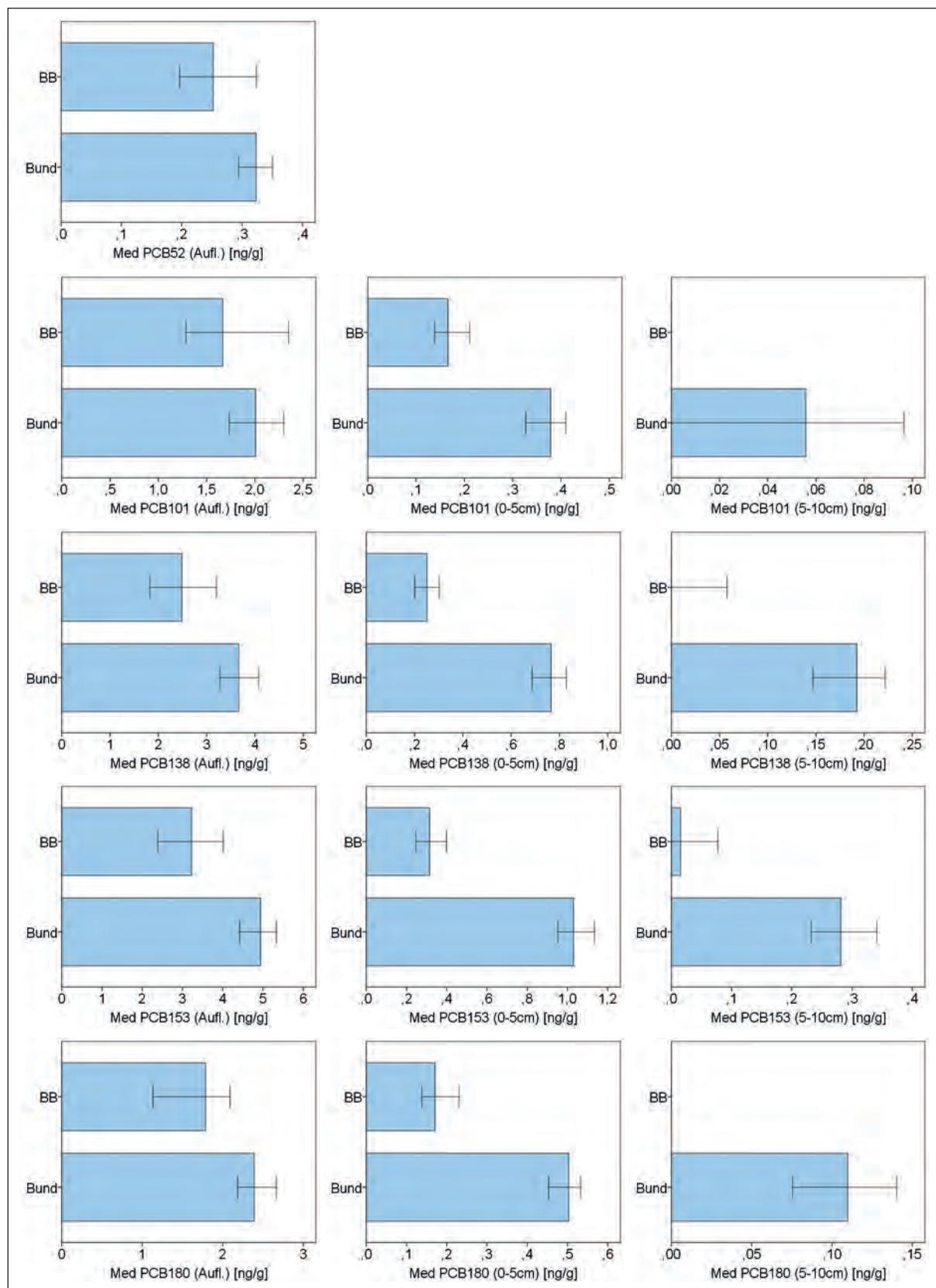


Abb. 1: Mediane und 95 %-Konfidenzbereiche der Gehalte von 16 Weisersubstanzen der PAK-Belastung und deren Summe in Humusaufgabe, 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe im Vergleich von bundesweiter und brandenburgischer BZE-Stichprobe



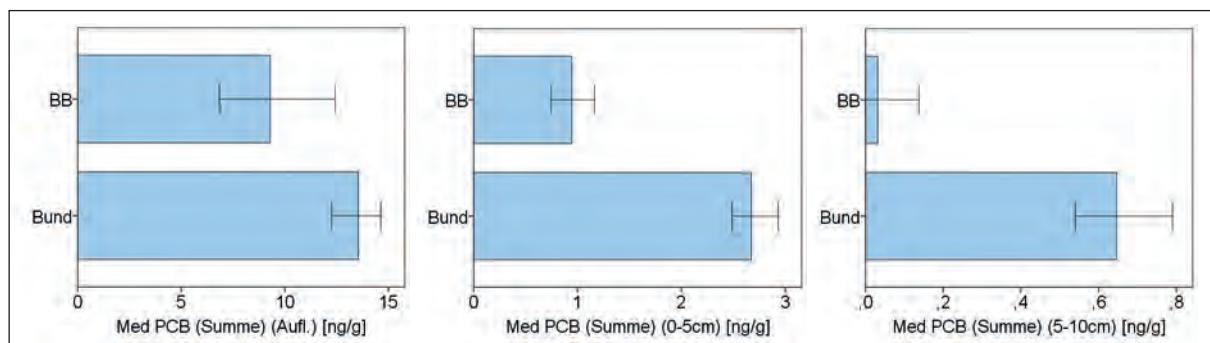
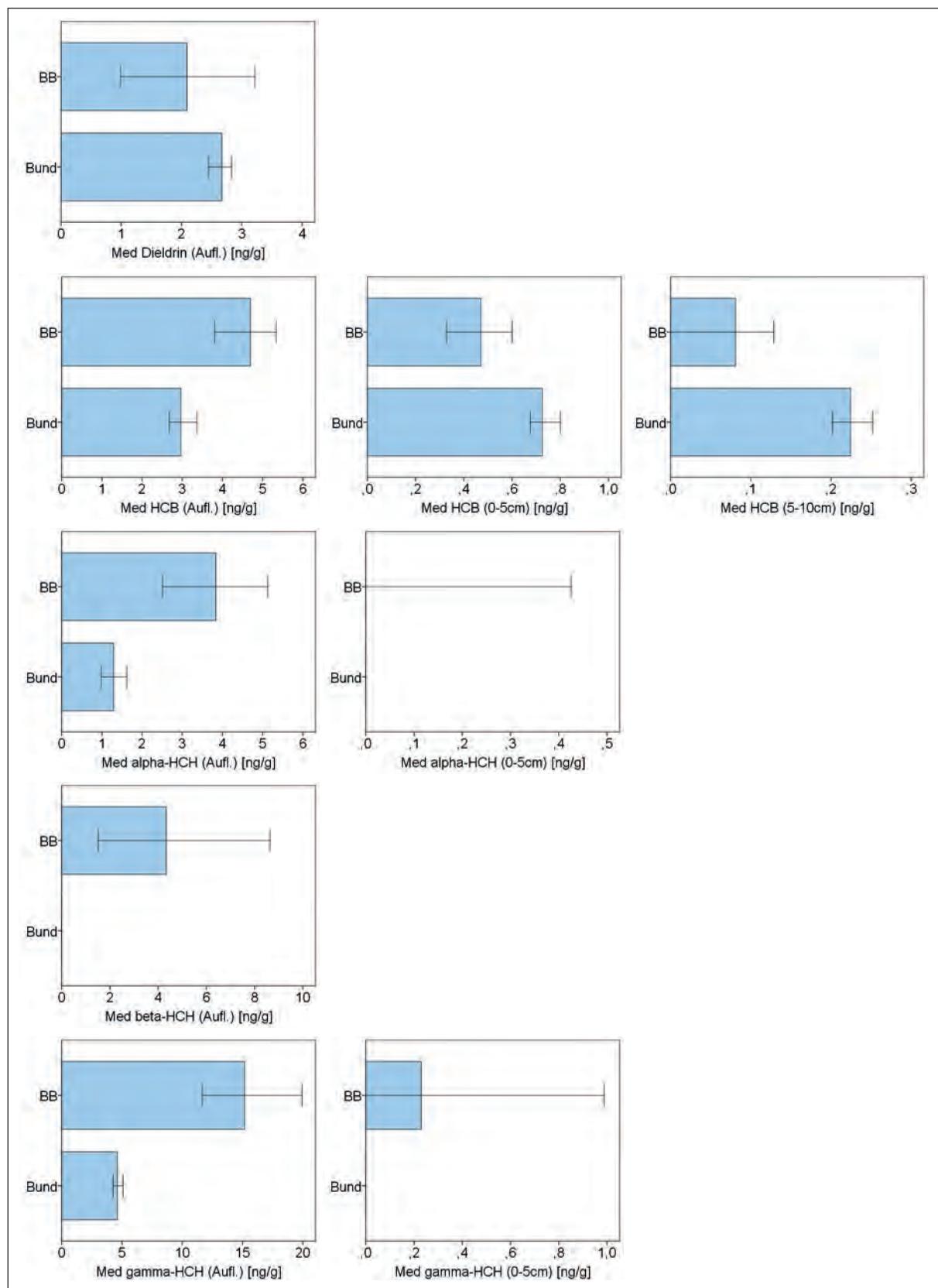
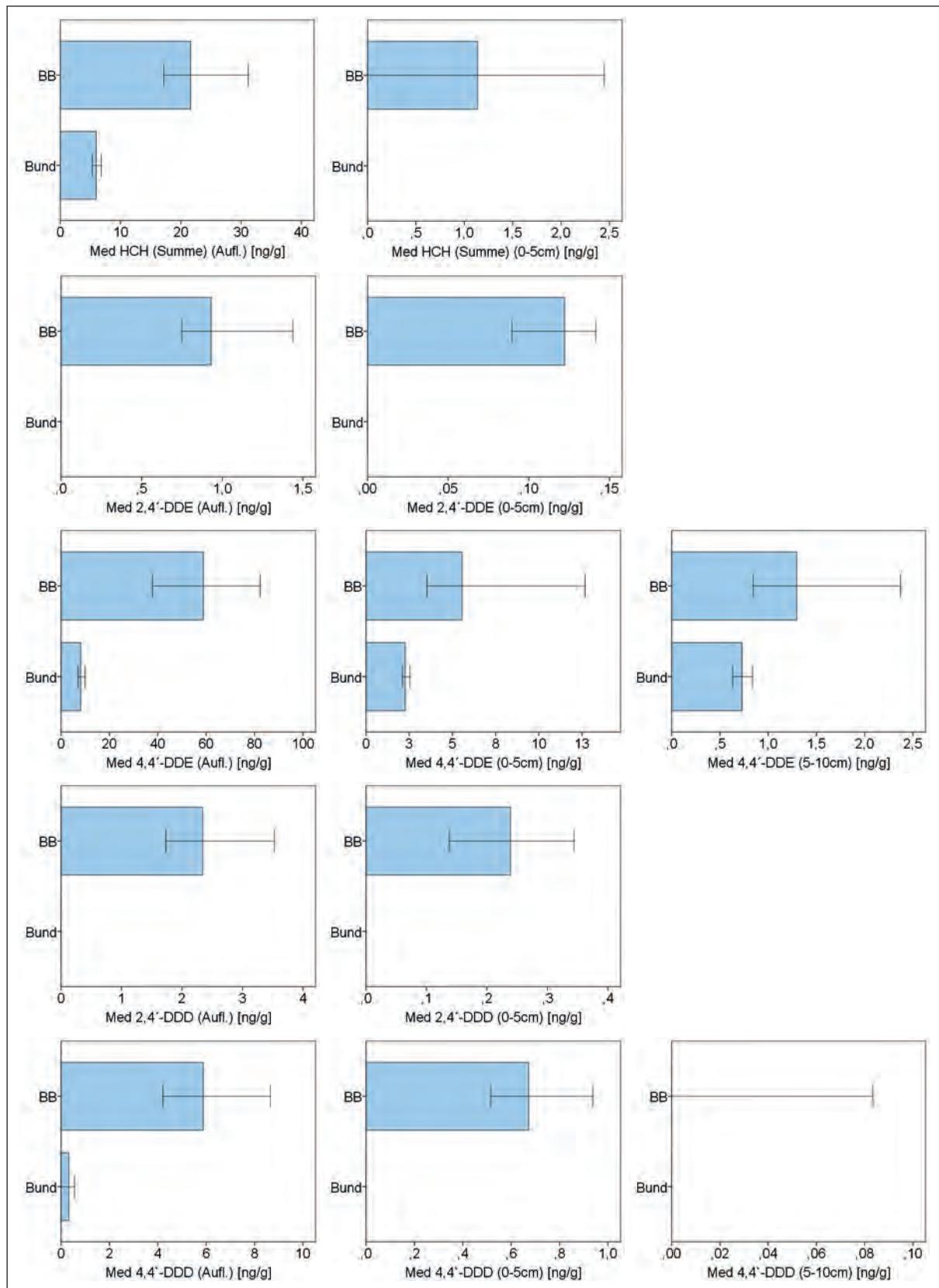


Abb. 2: Mediane und 95 %-Konfidenzbereiche der Gehalte von Weisersubstanzen der PCB-Belastung (Kongonere Nr. 52, 101, 138, 153 und 180) und deren Summe in Humusaufklage, 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe im Vergleich von bundesweiter und brandenburgischer BZE-Stichprobe (Stoffe mit Median =< Bestimmungsgrenze sind nicht dargestellt)





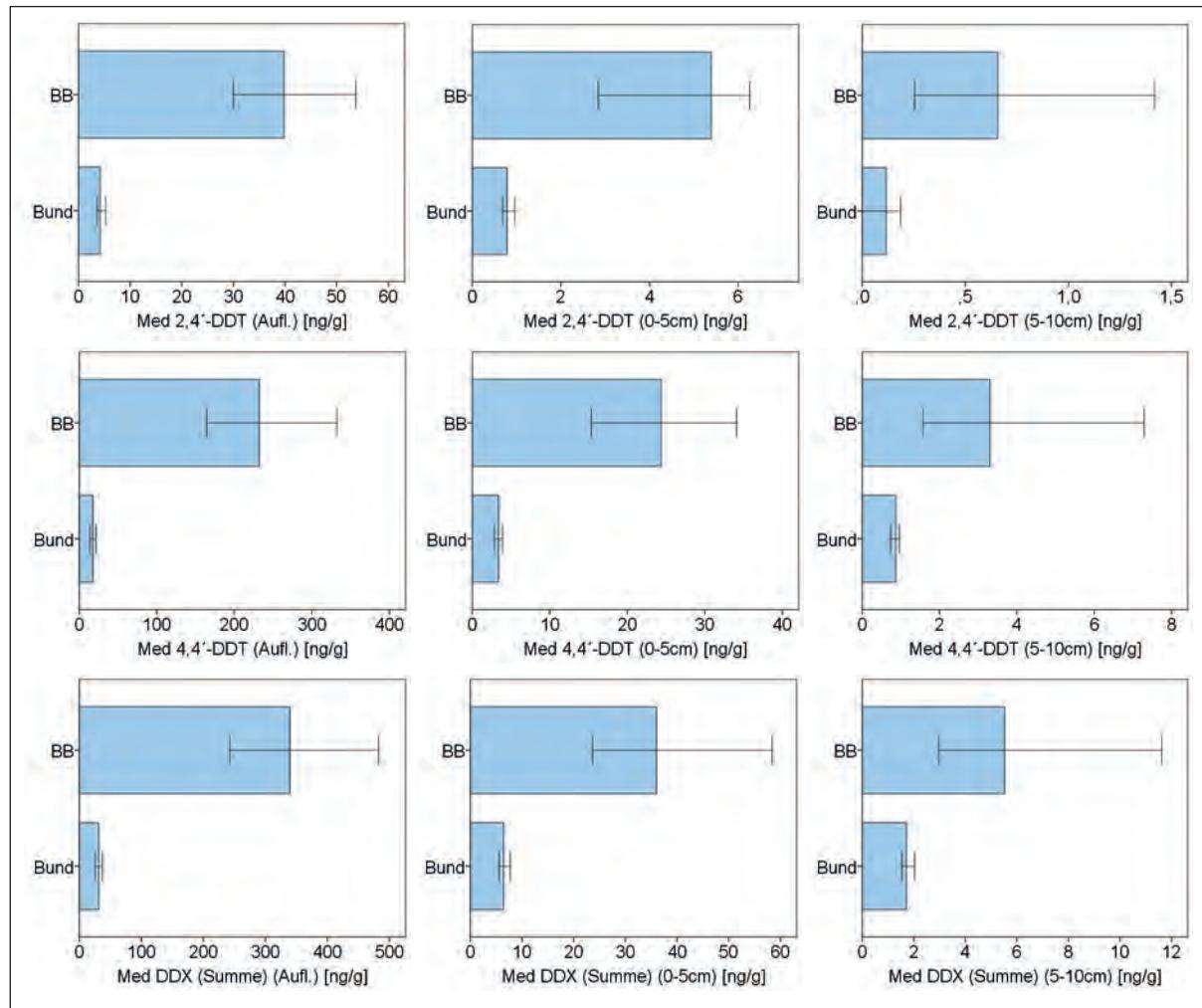


Abb. 3: Mediane und 95 %-Konfidenzbereiche der Gehalte der Pestizide Dieldrin, Hexachlorbenzol (HCB), Hexachlorcyclohexan ( $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH), DDT und Metabolite (DDE, DDE) sowie Summen der HCH bzw. DDX in Humusaufgabe, 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe im Vergleich von bundesweiter und brandenburgischer BZE-Stichprobe (Stoffe mit Median  $\leq$  Bestimmungsgrenze sind nicht dargestellt)

# Anhang III

## Steckbriefe ausgewählter BZE-Punkte<sup>1</sup>

### 1. Steckbrief Punkt 120156

#### 1.1 Lage und Klima



©GeoBasis-DE/LGB2014 (Geobasisdaten)

**Wuchsgebiet:** Düben-Niederlausitzer Altmoränenland (WG 25)

**Wuchsbezirk:** Elsterwerdaer Niederung (WB 2507)

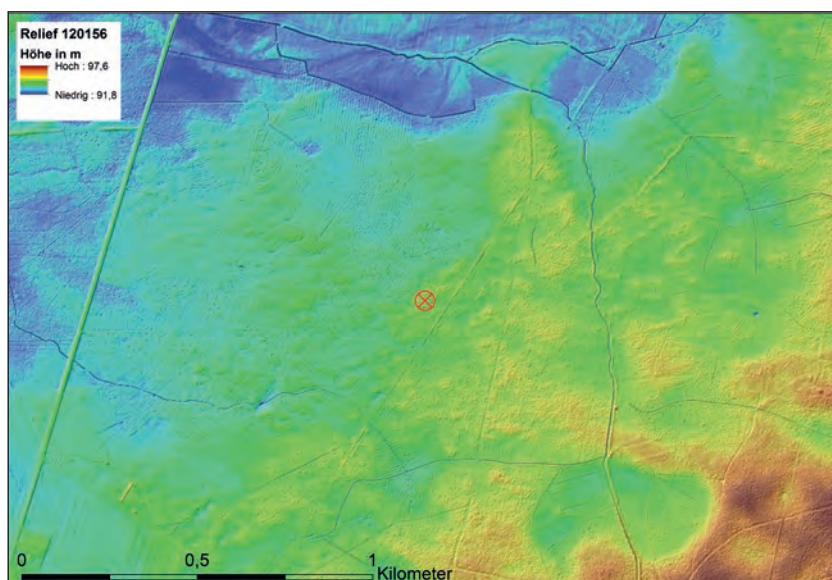
**Höhe ü. NHN:** 94 m

**Jahresmitteltemperatur:** 8,9°C

**Jahresniederschlag:** 608 mm

**KWB Sommer:** -202 mm

**KWB Winter:** 162 mm



©GeoBasis-DE/LGB2014 (Geobasisdaten)

**Ortslage:**  
Tettau

**Oberförsterei:**  
Senftenberg

**Abteilung:**  
3524 c2

**Reliefformtyp:**  
ebener Tiefbereich  
flächenhaft

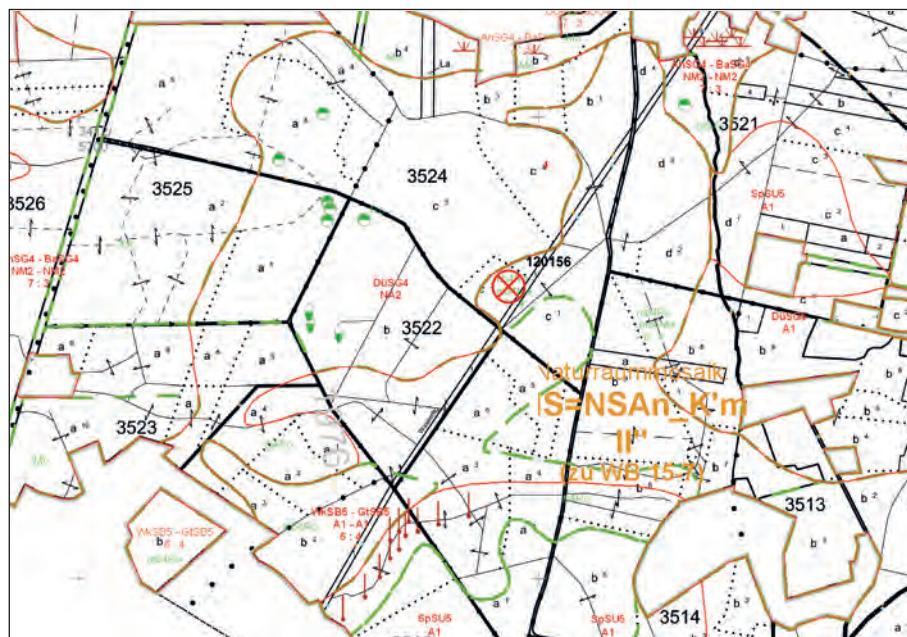
**Relieflage:**  
Zentrallage

**Hangneigung:**  
1-2°

**Exposition:**  
Südwest

<sup>1</sup> Bearbeiter/in: Caroline Krüger, Maurice Schwoy, Dr. Jens Hannemann

## 1.2 Standortkennzeichnung (SEA95)



**KMgCaP-Serie:**  
III

**Grundwasserform:**  
schwach grund-  
wasserbeeinflusst

**Stauwasserform:**  
stauwasserfrei

**Substratfolgetyp:**  
Grand

**Horizontfolgetyp:**  
Humusrostpodsol

**Nährkraft:**  
A<sup>2</sup>

**Feinbodenform:** AtS – Alteicher Grand-Humusrostpodsol

**Standortsformengruppe:** A2

## 1.3 Bestand



**Hauptbaumart:**  
GKi / GKi

**BHD:**  
40,00 cm / 22,50 cm

**Grundfläche:**  
10,00 m<sup>2</sup> / 9,00 m<sup>2</sup>

**Mittelhöhe:**  
22,00 m / 21,00 m

**Bestandesalter:**  
52 Jahre

**Ertragsklasse:**  
0,0 / 0,3

**Beschreibung:** mittleres Kiefernbaumholz (Altholz) mit horstweise in die Oberschicht eingewachsenem schwa-  
chem Kiefernbaumholz

#### 1.4 Bodenprofil (Aufnahme 25.09.2006)

Tiefe	Horizont	Ausgangsmaterial	Bemerkungen
+10	L+Of		
+2	Oh		
-6	Aeh	Geschiebedecksand	carbonatfrei
-15	Ae	Geschiebedecksand	carbonatfrei
-20	Bsh	Geschiebedecksand	carbonatfrei
-35	Bhs	Geschiebedecksand	carbonatfrei
-65	Bsv	Geschiebedecksand	carbonatfrei
-90	Bv	Geschiebedecksand	carbonatfrei
-105	Bv-ilCv	Flusssand	carbonatfrei
< - 200	ilCv	Flusssand	carbonatfrei



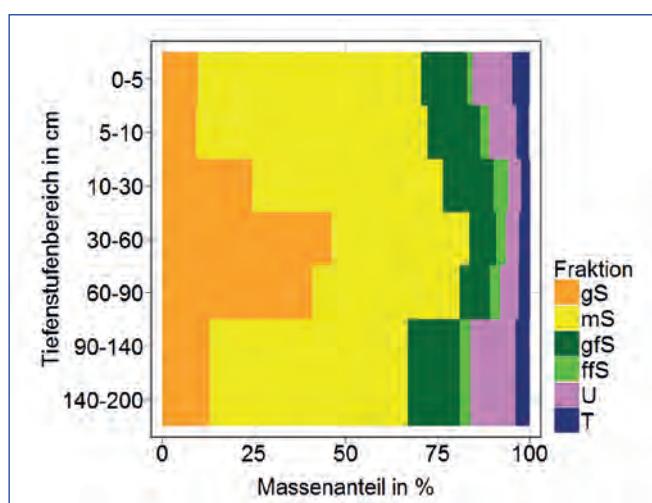
**Humusform:** feinhumusarmer Moder [MOA]

**Bodentyp:** Normpodsol [PP]

**Substrattyp:** Geschiebedecksand über Flusssand  
[pky-ss(Sp)//fp-ss(Sf)]

#### 1.5 Bodenphysik

Tiefenstufe	Feinboden [M-%]						Skelett [V-%]	Bodenart	TRD [g/cm³]
	gS	mS	gfS	ffS	U	T			
0-5 cm	9,9	60,6	12,6	1,4	10,8	4,7	0,0		
5-10 cm	9,3	62,9	14,5	2,4	7,4	3,4	0,0	Su2	0,98
10-30 cm	24,6	51,9	13,7	4,1	3,4	2,4	0,0	mSfs	1,37
30-60 cm	46,1	37,5	7,3	2,7	3,6	2,9	1,6	mSgs	1,46
60-90 cm	40,9	40,1	8,3	2,7	5,0	3,1	0,7	mSgs	1,56
90-140 cm	13,0	53,8	14,2	2,8	12,3	3,9	0,0	mSgs	1,67
140-200 cm	13,0	53,8	14,2	2,8	12,3	3,9	0,0	Su2	1,60



eff. Wurzelraum ( $W_{eff}$ ): 114 cm

nFK im  $W_{eff}$  /  $W_{100}$  /  $W_{200}$ :  
137 mm / 117 mm / 247 mm

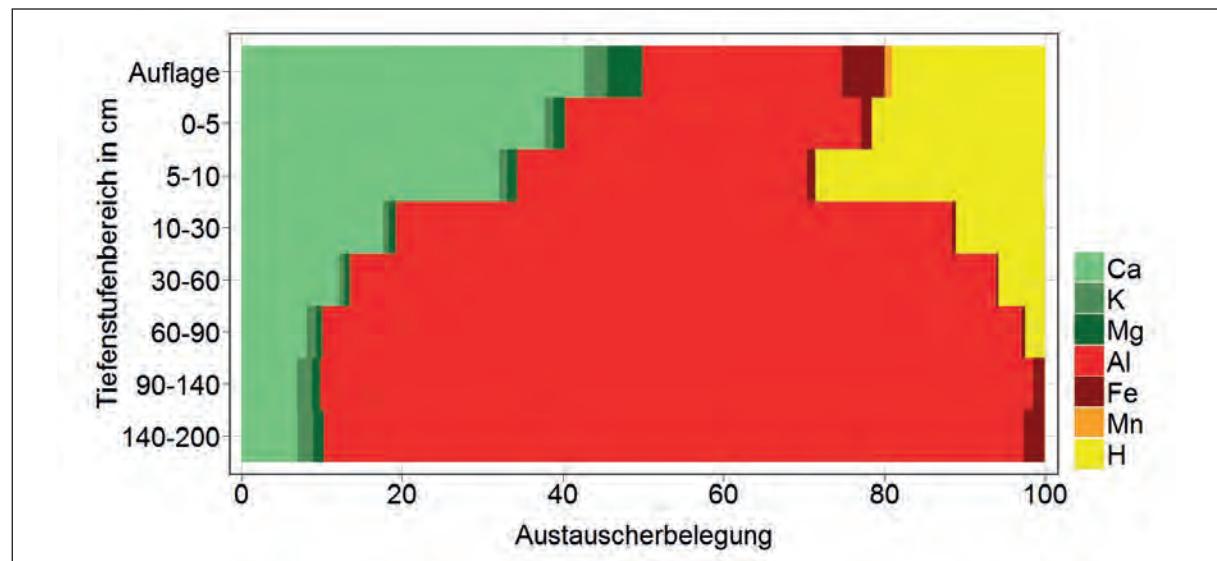
kap. Aufstieg in den  $W_{eff}$  /  $W_{100}$  /  $W_{200}$   
(bis Grundwasseroberfläche):  
6 mm/a; 4 mm/a; 60 mm/a

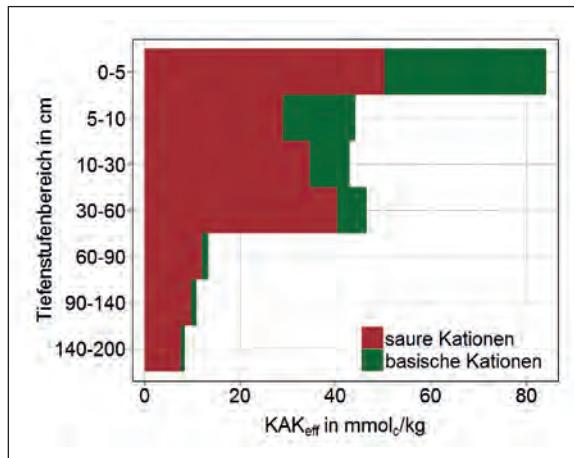
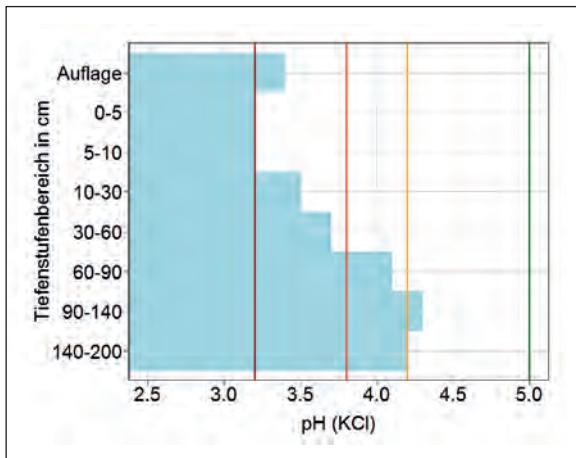
## 1.6 Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor

Tiefenstufe	C [%]	C [kg/ha]	N [%]	N [kg/ha]	C/N	P [%]	P [kg/ha]	C/P
Auflage	323,90	37829	12,74	1488	25,42	0,78	91	417,72
0-5 cm	86,96	42573	2,50	1224	34,78	0,11	52	812,71
5-10 cm	21,37	14677	0,57	391	37,49	0,03	23	628,53
10-30 cm	12,45	35734	0,32	929	38,47	0,16	466	76,70
0-30 cm	26,36	92984	0,73	2544	36,55	0,13	542	171,67
30-60 cm	10,90	50519	0,27	1270	39,77	0,21	991	50,98
60-90 cm	2,20	11032	0,02	100	110	0,04	185	59,54

## 1.7 Säure-Base-Zustand

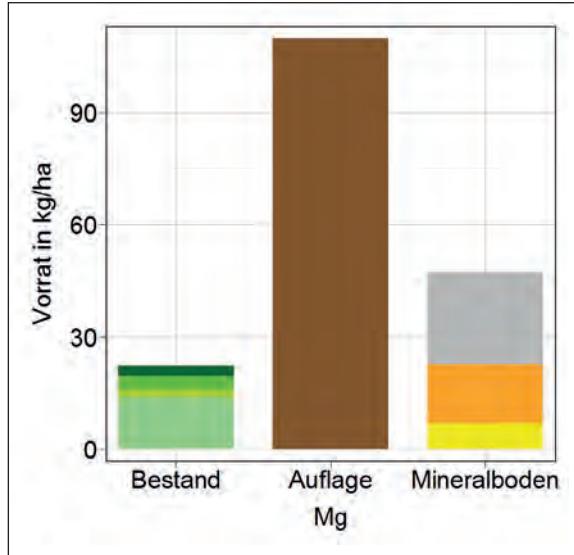
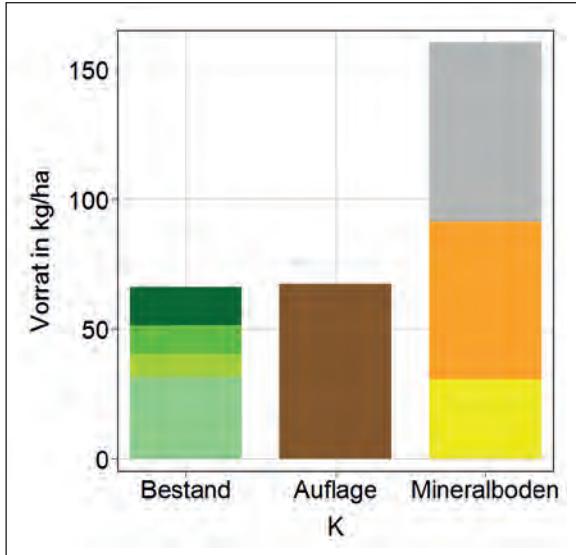
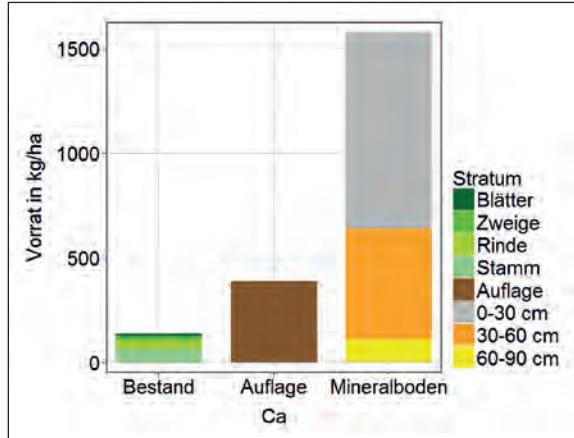
Tiefenstufe	pH(KCl)	KAKeff [mmolc/kg]	Anteile an der KAKeff [%]							BS [%]
			Ca	K	Mg	Al	Fe	Mn	H	
Auflage	3,4	271,04	42,7	2,9	4,3	24,8	5,3	1,0	19,1	49,9
0-5 cm	3,2	84,08	37,7	1,1	1,5	36,8	1,3	0,1	21,6	40,4
5-10 cm	3,2	44,25	32,1	1,0	1,2	36,1	1,0	0,0	28,5	34,4
10-30 cm	3,5	42,97	17,6	0,8	0,8	69,2	0,5	0,0	11,1	19,2
30-60 cm	3,7	46,65	12,2	0,7	0,6	80,4	0,3	0,0	5,8	13,5
60-90 cm	4,1	13,39	8,1	1,2	0,8	87,0	0,4	0,0	2,5	10,1
90-140 cm	4,3	10,91	6,9	1,9	1,0	88,7	1,4	0,1	0,0	9,8
140-200 cm	4,2	8,53	7,0	2,0	1,3	87,0	2,6	0,1	0,0	10,3





### 1.8 Verfügbare Basenvorräte im Boden und Festlegung im Bestand

Stratum	Vorrat [kg/ha]		
	Mg	Ca	K
Nadeln/Blätter	2,69	11,73	14,83
Zweige m.R.	3,69	26,18	11,01
Stammrinde	2,25	36,68	8,79
Stamm o.R.	13,65	63,75	31,67
Auflage	109,57	388,22	67,41
0-30 cm	24,70	940,86	68,89
30-60 cm	15,85	527,84	60,76
60-90 cm	6,71	109,49	30,64

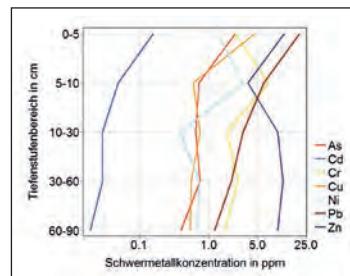


### 1.9 Mittel- bis langfristig verfügbare Basenvorräte

Tiefenstufe	Vorrat [kg/ha]		
	Ca	K	Mg
0-30 cm	1135	1243	470
30-60 cm	839	1277	585
60-90 cm	526	1322	569

### 1.10 Schwermetalle

Tiefenstufe	Konzentration [ppm]						
	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Auflage	10,35	0,67	10,83	15,47	5,52	76,92	59,85
0-5 cm	2,39	0,16	2,39	4,59	1,34	20,10	12,10
5-10 cm	0,72	0,05	7,14	0,60	3,15	6,15	3,65
10-30 cm	0,65	0,03	1,81	0,75	0,39	3,10	9,73
30-60 cm	0,75	0,03	2,61	0,56	0,74	2,11	11,66
60-90 cm	0,40	0,02	1,70	0,54	0,68	1,21	9,69



### 1.11 Nadelanalysewerte

Baumart	Jahrgang	Elementgehalte [g/kg]					
		N	Ca	Mg	P	K	S
GKi	0	15,60	3,82	0,92	1,59	5,03	1,08
	1	14,20	6,48	0,56	1,30	3,92	1,04

Baumart	Jahrgang	Elementgehalte [mg/kg]									
		Mn	Al	Fe	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
GKi	0	354,20	256,80	57,77	0,18	0,12	0,50	6,09	0,91	0,89	56,29
	1	585,40	293,00	88,40	0,18	0,14	1,69	48,54	1,19	1,15	84,68

■ = Mangel  
■ = latenter Mangel

■ = Normalbereich  
■ = Luxusbereich

Baumart	Jahrgang	Stickstoffverhältnisse			
		N/Ca	N/K	N/Mg	N/P
GKi	0	4,08	3,10	17,03	9,81
	1	2,19	3,62	25,49	10,89

■ = krit. Schwellenwert überschritten

■ = krit. Schwellenwert unterschritten

## 2. Steckbrief Punkt 120146

### 2.1 Lage und Klima



© GeoBasis-DE/LGB2014 (Geobasisdaten)

**Ortslage:**  
Graustein

**Oberförsterei:**  
Drebkau

**Abteilung:**  
753 b3

**Wuchsgebiet:** Düben-Niederlausitzer Altmoränenland (WG 25)

**Wuchsbezirk:** Grausteiner Platte (WB 2516)

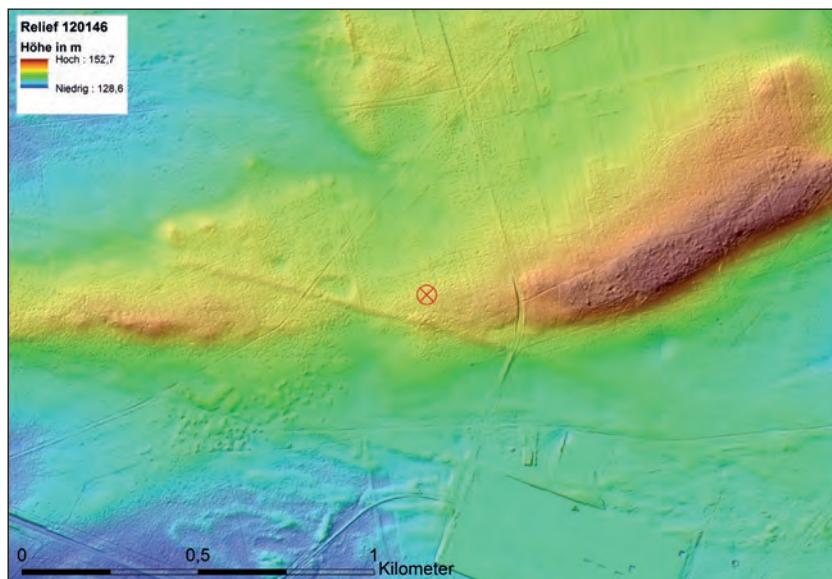
**Höhe ü. NHN:** 141 m

**Jahresmitteltemperatur:** 8,9°C

**Jahresniederschlag:** 623 mm

**KWB Sommer:** -191 mm

**KWB Winter:** 165 mm



© GeoBasis-DE/LGB2014 (Geobasisdaten)

**Reliefformtyp:**  
ebener Kulminationsbereich,  
gerundet

**Relieflage:**  
Randlage

**Hangneigung:**  
 $<1^\circ$

**Exposition:**  
Nordwest

## 2.2 Standortkennzeichnung (SEA95)



**Feinbodenform:** NeS/L – Nedlitzer Sand-Braunerde, lehmunterlagert

## **Standortsformengruppe: M2**

## 2.3 Bestand



KMgCaP-Serie:  
III

**Grundwasserform:**  
grundwasserfrei

**Stauwasserform:**  
stauwasserfrei

## **Substratfolgetyp:**

**Horizontfolgetyp:**  
Braunerde

## Nährkraft: M'

## Hauptbaumart: GKi

**BHD:**  
10,86 cm

**Grundfläche:**  
35,71 m<sup>2</sup>

**Mittelhöhe**  
10.26 m

**Bestandesalter:**  
19 Jahre

**Ertragsklasse:**  
-0,9

## Beschreibung: Kieferndickung

## 2.4 Bodenprofil (Aufnahme 02.10.2006)

Tiefe	Horizont	Ausgangsmaterial	Bemerkungen
+5	L		
+2	Of		
-22	rAp+Aeh	Geschiebedecklehm	carbonatfrei
-34	rAp-Bhv	Geschiebedecklehm	carbonatfrei
-55	Al+Bv	Geschiebedecklehm	carbonatfrei
-85	Ael+Bv+Sw	Geschiebedecksand	carbonatfrei
-115	Ael+Swd	Moränenablagerungen	carbonatfrei
-185	Btv+Sd	Moränenablagerungen	carbonatfrei
< -195	Bv+Sg	Moränenablagerungen	carbonatfrei
< -200	iCv	Flusssand	carbonatfrei



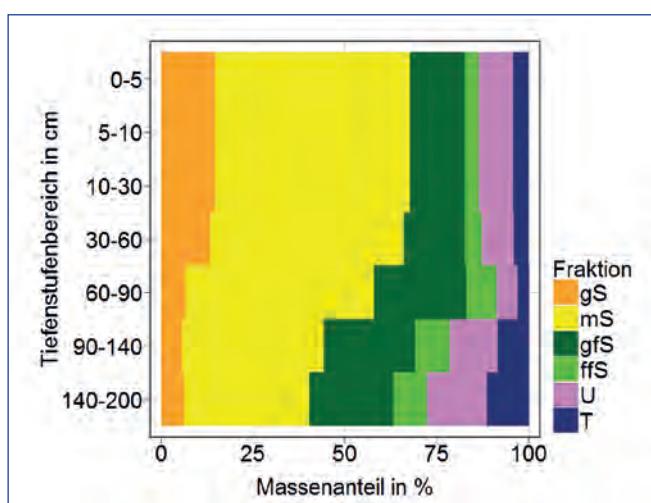
**Humusform:** feinhumusarmer Moder [MOA]

**Bodentyp:** Braunerde-Pseudogley [BB-SS]

**Substrattyp:** Geschiebedecklehm über Geschiebemergel  
[pky-ss(Sp)//fp-ss(Sf)]

## 2.5 Bodenphysik

Tiefenstufe	Feinboden [M-%]						Skelett [V-%]	Bodenart	TRD [g/cm³]
	gS	mS	gfS	ffS	U	T			
0-5 cm	14,7	53,0	14,9	3,9	9,3	4,2	0,0	mSfs	1,28
5-10 cm	14,7	53,0	14,9	3,9	9,3	4,2	0,0	mSfs	1,20
10-30 cm	14,7	53,0	14,9	3,9	9,3	4,2	0,0	mSfs	1,43
30-60 cm	13,3	52,7	16,7	4,6	8,7	4,0	0,0	mSfs	1,57
60-90 cm	6,7	51,2	25,2	8,1	5,8	3,1	0,0	mSfs	1,65
90-140 cm	5,7	38,5	24,9	9,4	13,1	8,5	0,0	SI3	1,73
140-200 cm	6,4	33,9	22,8	9,3	16,3	11,4	1,6	SI3	1,77



eff. Wurzelraum ( $W_{eff}$ ): 78 cm

nFK im  $W_{eff}$  /  $W_{100}$  /  $W_{200}$ :  
79 mm / 101mm / 208 mm

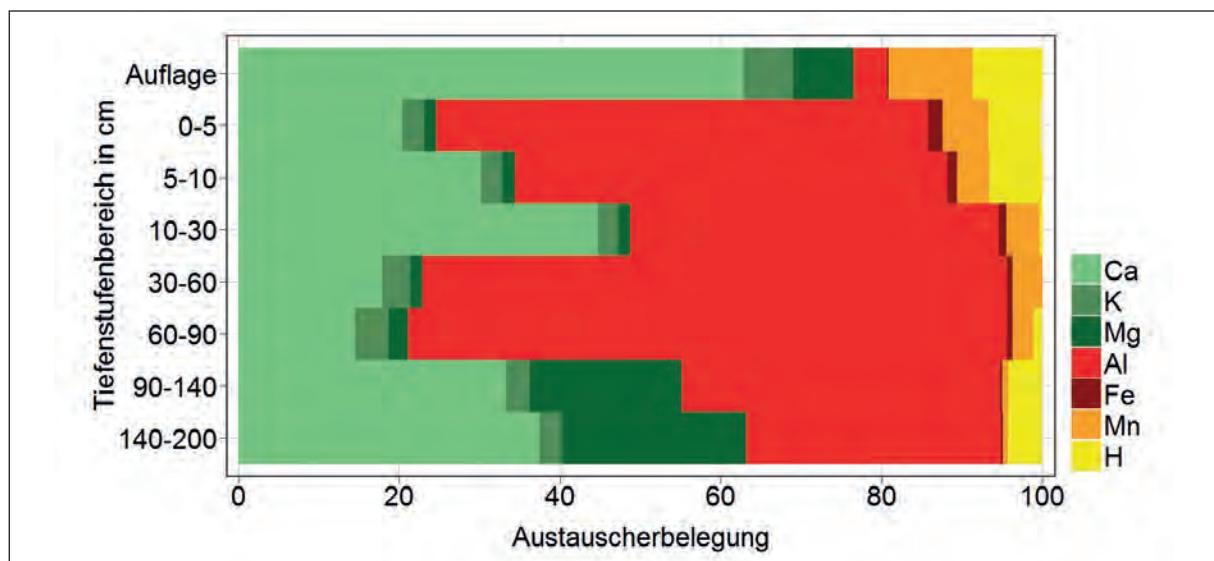
kap. Aufstieg in den  $W_{eff}$  /  $W_{100}$  /  $W_{200}$   
(bis Grundwasseroberfläche):  
0 mm/a; 0 mm/a; 0 mm/a

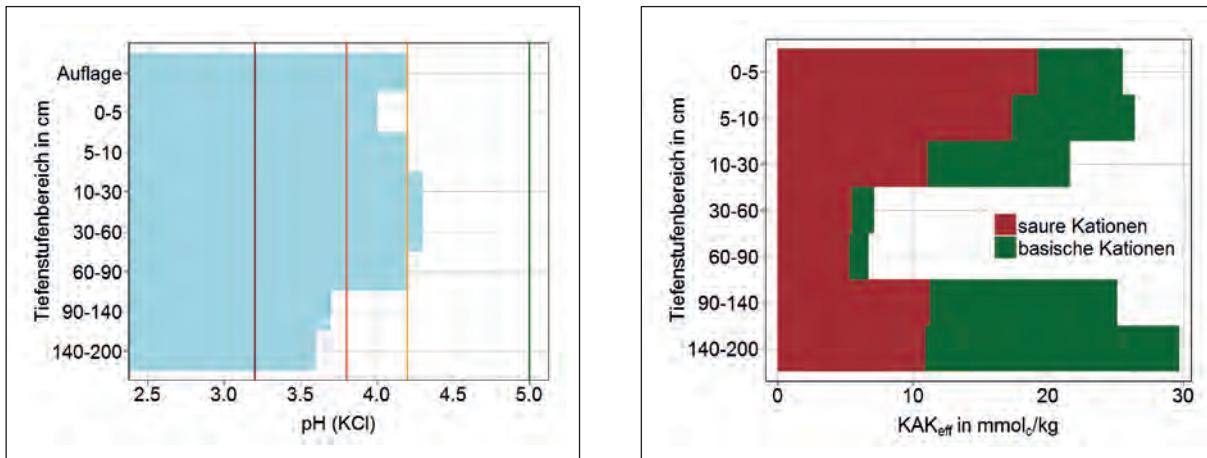
## 2.6 Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor

Tiefenstufe	C [%]	C [kg/ha]	N [%]	N [kg/ha]	C/N	P [%]	P [kg/ha]	C/P
Auflage	402,90	8348	11,35	235	35,50	0,58	12	693,94
0-5 cm	16,95	10832	0,58	371	29,22	0,10	65	166,18
5-10 cm	20,15	12111	0,67	403	30,07	0,11	68	178,32
10-30 cm	11,09	31674	0,35	1001	31,63	0,08	236	134,43
0-30 cm	13,58	54616	0,44	1775	30,77	0,09	369	148,12
30-60 cm	2,16	10214	0,06	291	35,11	0,08	391	26,09
60-90 cm	0,53	2616	0,03	148	17,67	0,05	229	11,40

## 2.7 Säure-Base-Zustand

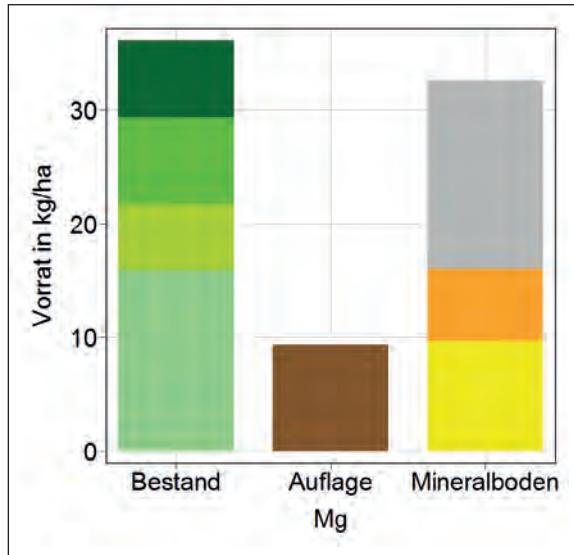
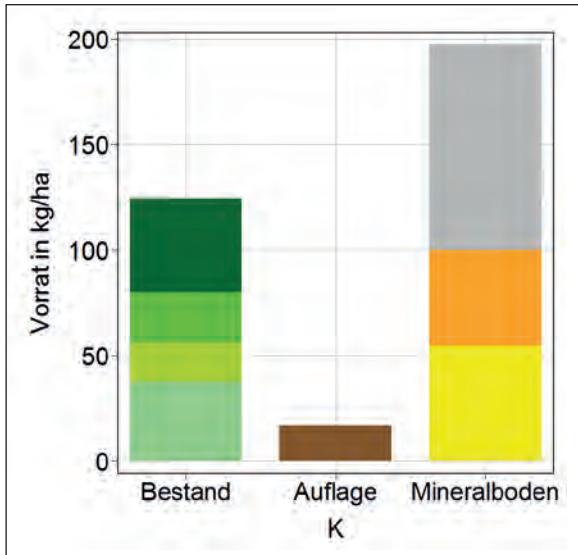
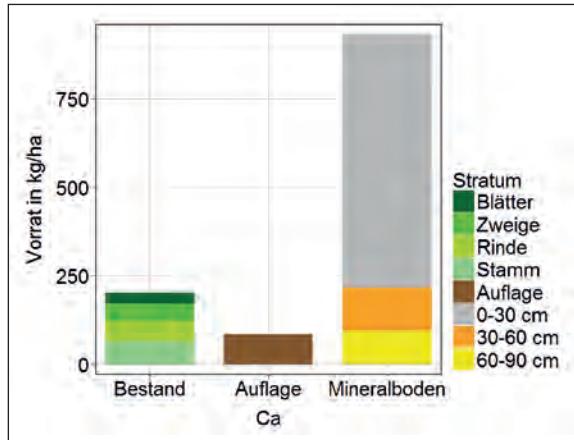
Tiefenstufe	pH(KCl)	KAKeff [mmolc/kg]	Anteile an der KAKeff [%]							BS [%]
			Ca	K	Mg	Al	Fe	Mn	H	
Auflage	4,2	252,35	62,9	6,1	7,5	4,2	0,2	10,5	8,7	76,5
0-5 cm	4,0	25,57	20,4	2,7	1,5	61,2	1,8	5,7	6,6	24,7
5-10 cm	4,2	26,41	30,2	2,7	1,5	53,8	1,2	4,0	6,7	34,3
10-30 cm	4,3	21,60	44,7	2,6	1,4	45,9	0,9	4,1	0,5	48,7
30-60 cm	4,3	7,16	17,9	3,5	1,5	72,7	0,7	3,8	0,0	22,8
60-90 cm	4,2	6,73	14,5	4,2	2,4	74,5	0,7	2,6	1,1	21,1
90-140 cm	3,7	25,15	33,3	3,0	18,8	39,7	0,2	0,8	4,2	55,1
140-200 cm	3,6	29,70	37,5	2,8	22,8	31,8	0,2	0,6	4,3	63,1





## 2.8 Verfügbare Basenvorräte im Boden und Festlegung im Bestand

Stratum	Vorrat [kg/ha]		
	Mg	Ca	K
Nadeln/Blätter	6,74	31,22	44,21
Zweige m.R.	7,64	50,89	24,26
Stammrinde	5,85	56,16	18,45
Stamm o.R.	15,87	64,44	37,51
Auflage	9,36	84,99	16,71
0-30 cm	16,54	714,89	97,28
30-60 cm	6,31	120,83	45,62
60-90 cm	9,70	96,43	54,35

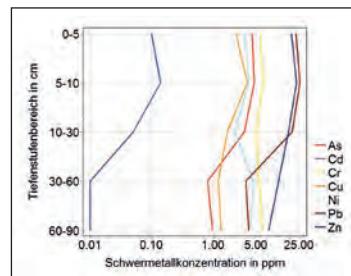


## 2.9 Mittel- bis langfristig verfügbare Basenvorräte

Tiefenstufe	Vorrat [kg/ha]		
	Ca	K	Mg
0-30 cm	15998	3579	3532
30-60 cm	12106	2842	3035
60-90 cm	59091	6943	11435

## 2.10 Schwermetalle

Tiefenstufe	Konzentration [ppm]						
	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Auflage	10,35	0,67	10,83	15,47	5,52	76,92	59,85
0-5 cm	2,39	0,16	2,39	4,59	1,34	20,10	12,10
5-10 cm	0,72	0,05	7,14	0,60	3,15	6,15	3,65
10-30 cm	0,65	0,03	1,81	0,75	0,39	3,10	9,73
30-60 cm	0,75	0,03	2,61	0,56	0,74	2,11	11,66
60-90 cm	0,40	0,02	1,70	0,54	0,68	1,21	9,69



## 2.11 Nadelanalysewerte

Baumart	Jahrgang	Elementgehalte [g/kg]					
		N	Ca	Mg	P	K	S
GKi	0	14,30	3,24	0,73	1,10	5,05	1,00
	1	13,70	5,18	0,57	1,02	4,53	1,05
	2	11,90	5,54	0,50	0,90	4,23	0,98

Baumart	Jahr-gang	Elementgehalte [mg/kg]									
		Mn	Al	Fe	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
GKi	0	884,80	234,60	43,31	0,15	0,20	0,11	4,56	0,57	0,55	48,69
	1	1316,00	324,80	86,83	0,16	0,20	0,20	3,85	0,50	1,00	60,76
	2	1213,00	378,10	69,46	0,14	0,15	0,16	2,90	0,37	0,81	53,40

■ = Mangel  
■ = Normalbereich  
■ = latenter Mangel  
■ = Luxusbereich

Baumart	Jahrgang	Stickstoffverhältnisse			
		N/Ca	N/K	N/Mg	N/P
GKi	0	4,41	2,83	19,51	13,05
	1	2,64	3,02	24,20	13,43
	2	2,15	2,82	23,99	13,27

■ = krit. Schwellenwert überschritten  
■ = krit. Schwellenwert unterschritten

### 3. Steckbrief Punkt 120083

#### 3.1 Lage und Klima



© GeoBasis-DE/LGB2014 (Geobasisdaten)

**Ortslage:**  
Zootzen

**Oberförsterei:**  
Brieselang

**Abteilung:**  
7434 b2

**Wuchsgebiet:** Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland (WG 24)

**Wuchsbezirk:** Havelländisches Luch (WB 2406)

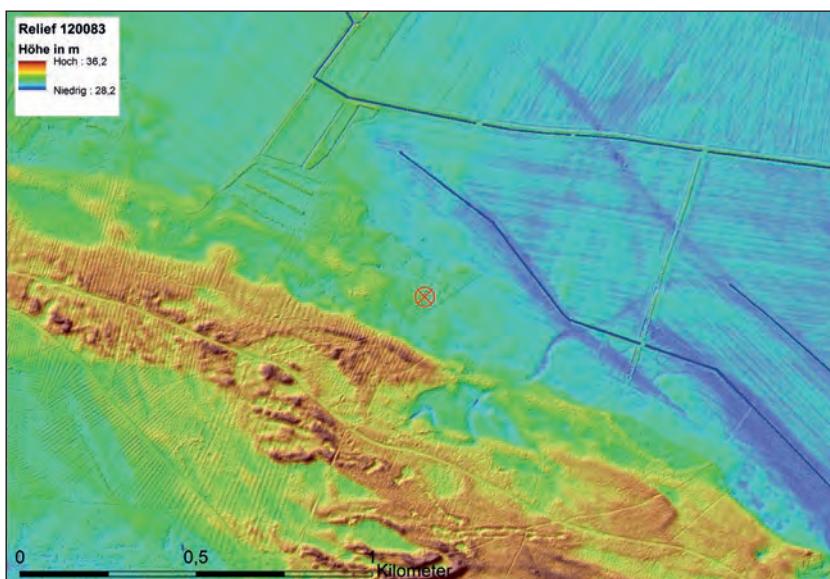
**Höhe ü. NHN:** 31 m

**Jahresmitteltemperatur:** 9,2°C

**Jahresniederschlag:** 563 mm

**KWB Sommer:** -220 mm

**KWB Winter:** 155 mm



© GeoBasis-DE/LGB2014 (Geobasisdaten)

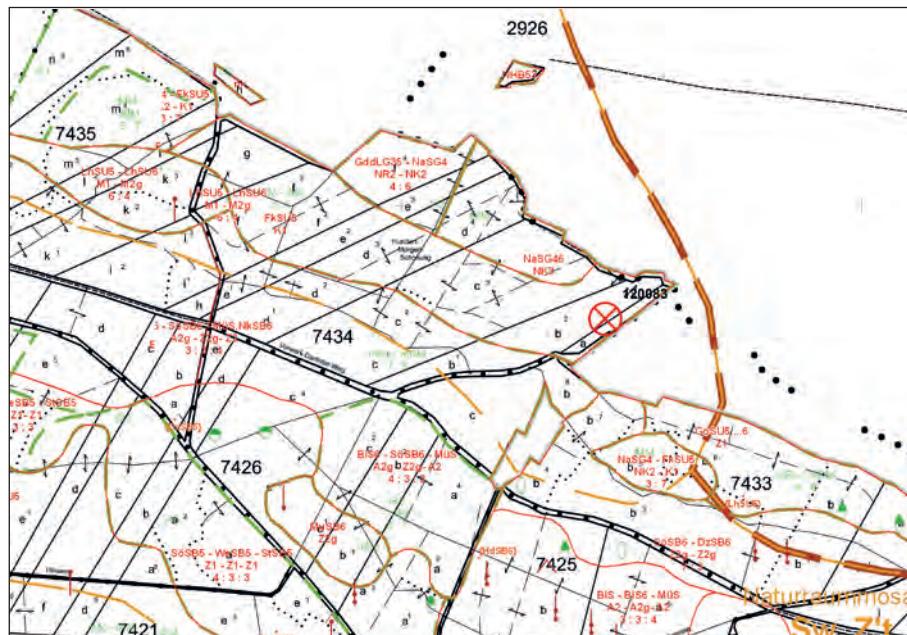
**Reliefformtyp:**  
ebener Tiefenbereich,  
flächenhaft

**Relieflage:**  
Randlage

**Hangneigung:**  
 $<1^\circ$

**Exposition:**  
Nordwest

### 3.2 Standortkennzeichnung (SEA95)



**Feinbodenform:** BaSG – Barkower Sand-Humusgley

**Standortsformengruppe:** NM2

### 3.3 Bestand



**KMgCaP-Serie:**  
III

**Grundwasserform:**  
halbzeitig grund/  
wasserbeherrscht

**Stauwasserform:**  
stauwasserfrei

**Substratfolgetyp:**  
Sand

**Horizontfolgetyp:**  
Humusgley

**Nährkraft:**  
M'''

**Hauptbaumart:**  
GKi

**BHD:**  
26,55 cm

**Grundfläche:**  
31,23 m<sup>2</sup>

**Mittelhöhe:**  
23,25 m

**Bestandesalter:**  
83 Jahre

**Ertragsklasse:**  
I,6

**Beschreibung:** Dichtbestocktes schwaches Kiefernbaumholz mit einzelnen Fichten im Unterstand; im Südosten angrenzend ein Hainbuchenriegel, dahinter Feld

## 3.4 Bodenprofil (Aufnahme 12.07.2006)

Tiefe	Horizont	Ausgangsmaterial	Bemerkungen
+5	L+Of		
+2	Oh		
-20	rGo-Ah	Flusssand	carbonatfrei
-30	rFr-Gw-Ah	Sandmudde	carbonatfrei
-60	rFr+rGw	Sandmudde	carbonatfrei
-115	rGr-Gw	Flusssand	carbonatfrei
-260	Gr	Flusssand	carbonatfrei



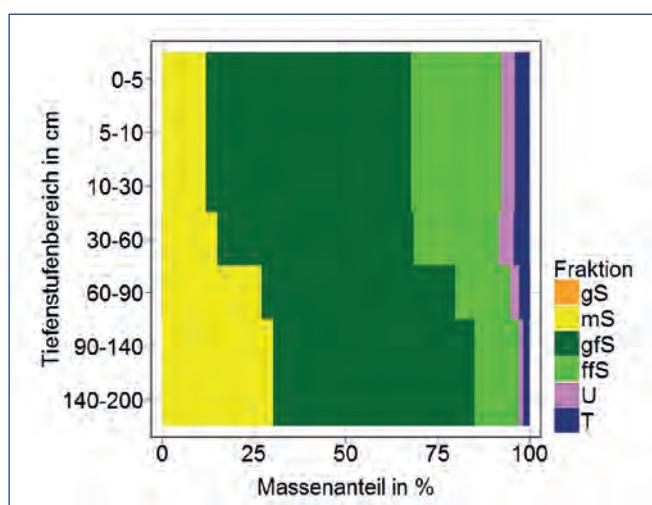
**Humusform:** feinhumusreicher Moder [MOR]

**Bodentyp:** Protopedon-Gley [JP-GG]

**Substrattyp:** Flusssand über Sandmudde über Flusssand  
[ff-ss(Sf)\fl-Fms(Fms)//ff-ss(Sf)]

## 3.5 Bodenphysik

Tiefenstufe	Feinboden [M-%]						Skelett [V-%]	Bodenart	TRD [g/cm³]
	gS	mS	gfS	ffS	U	T			
0-5 cm	0,0	11,9	55,9	24,5	3,7	4,0	0,0	fS	0,95
5-10 cm	0,0	11,9	55,9	24,5	3,7	4,0	0,0	fS	1,06
10-30 cm	0,0	11,9	55,9	24,5	3,7	4,0	0,0	fS	1,14
30-60 cm	0,1	15,0	53,4	23,1	4,1	4,3	0,0	fS	1,55
60-90 cm	0,1	27,0	52,7	15,0	2,5	2,8	0,0	fSms	1,58
90-140 cm	0,0	30,3	54,6	12,2	1,2	1,7	0,0	fSms	1,57
140-200 cm	0,0	30,3	54,6	12,2	1,2	1,7	0,0	fSms	1,57



eff. Wurzelraum ( $W_{eff}$ ): 102 cm

nFK im  $W_{eff}$  /  $W_{100}$  /  $W_{200}$   
(bis Grundwasseroberfläche):  
139 mm / 137 mm / 153 mm

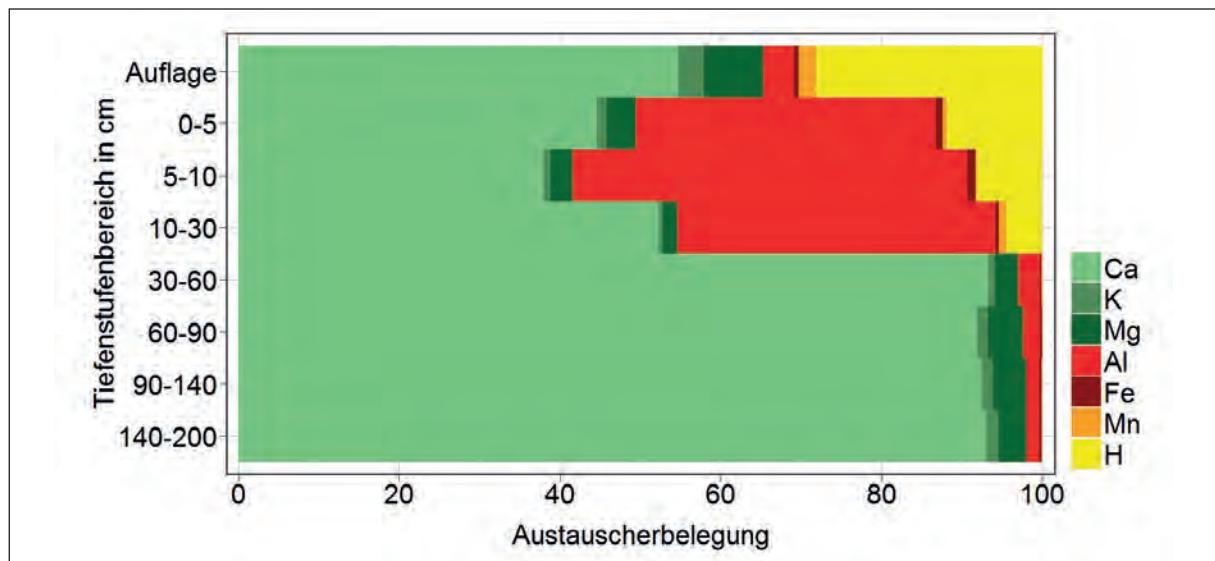
kap. Aufstieg in den  $W_{eff}$  /  $W_{100}$  /  $W_{200}$ :  
308 mm/a; 310 mm/a; 301 mm/a

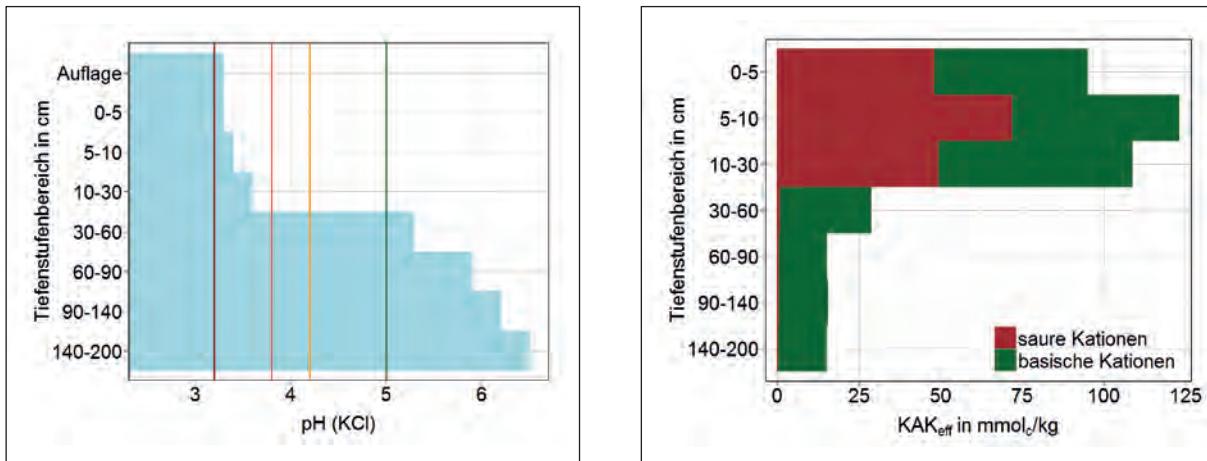
### 3.6 Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor

Tiefenstufe	C [%]	C [kg/ha]	N [%]	N [kg/ha]	C/N	P [%]	P [kg/ha]	C/P
Auflage	396,20	29111	17,53	1288	26,07	0,69	51	571,30
0-5 cm	77,09	36504	5,87	2780	28,82	0,30	142	256,97
5-10 cm	60,12	31839	5,07	2685	32,61	0,28	148	214,71
10-30 cm	33,94	77599	2,90	6630	32,93	0,27	615	126,26
0-30 cm	45,50	145942	3,76	12095	12,07	0,28	905	161,28
30-60 cm	3,19	14878	0,22	1020	33,03	0,10	472	31,54
60-90 cm	0,49	2317	0,04	175	28,07	0,08	393	5,90

### 3.7 Säure-Base-Zustand

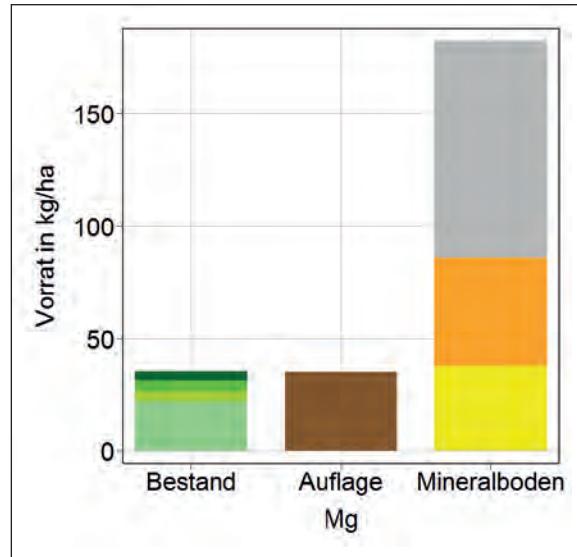
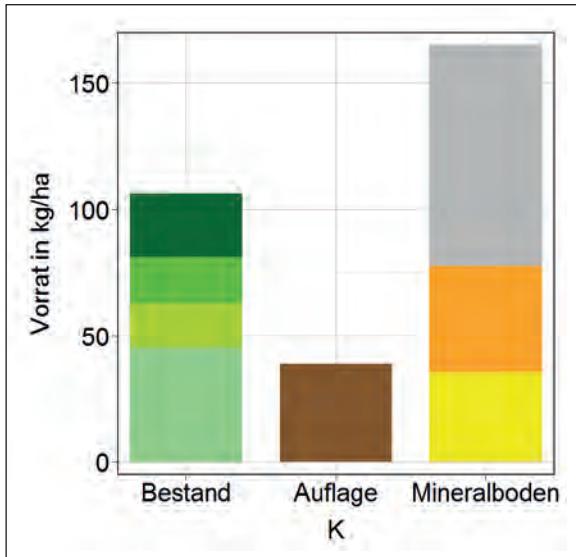
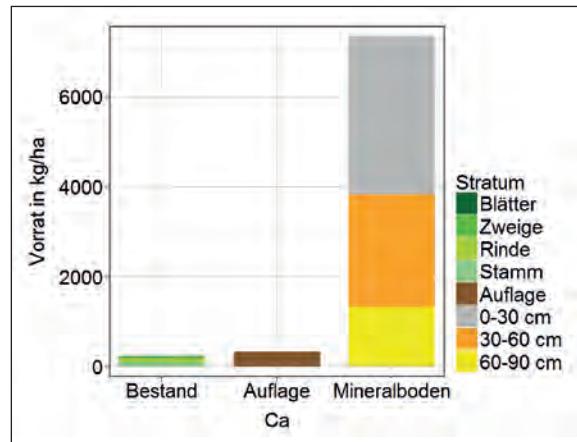
Tiefenstufe	pH(KCl)	KAKeff [mmolc/kg]	Anteile an der KAKeff [%]							BS [%]
			Ca	K	Mg	Al	Fe	Mn	H	
Auflage	3,3	182,59	54,8	3,1	7,4	3,8	0,6	2,1	28,3	65,3
0-5 cm	3,3	94,97	44,6	1,2	3,6	37,4	0,8	0,5	12,0	49,4
5-10 cm	3,4	123,11	38,0	0,8	2,8	49,1	1,0	0,2	8,1	41,6
10-30 cm	3,6	108,88	52,3	0,5	1,8	39,6	0,4	0,9	4,5	54,6
30-60 cm	5,3	28,80	93,3	0,8	2,9	2,7	0,2	0,2	0,0	97,0
60-90 cm	5,9	15,13	91,9	1,3	4,4	2,1	0,3	0,1	0,0	97,5
90-140 cm	6,2	15,47	92,5	1,3	4,2	1,6	0,3	0,1	0,0	98,0
140-200 cm	6,5	15,10	93,1	1,5	3,4	1,6	0,3	0,1	0,0	98,0





### 3.8 Verfügbare Basenvorräte im Boden und Festlegung im Bestand

Stratum	Vorrat [kg/ha]		
	Mg	Ca	K
Nadeln/Blätter	3,94	20,74	24,99
Zweige m.R.	4,99	38,27	18,63
Stammrinde	4,34	67,19	17,10
Stamm o.R.	22,13	103,88	45,50
Auflage	35,16	332,33	38,81
0-30 cm	96,56	3506,28	87,72
30-60 cm	47,90	2510,86	42,04
60-90 cm	38,15	1322,80	35,47

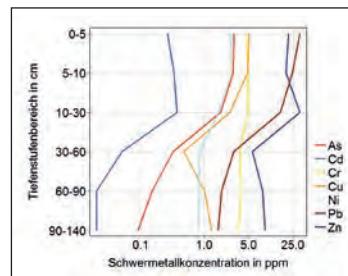


### 3.9 Mittel- bis langfristig verfügbare Basenvorräte

Tiefenstufe	Vorrat [kg/ha]		
	Ca	K	Mg
0-30 cm	4506	1017	1172
30-60 cm	4506	1989	1651
60-90 cm	3130	2191	1503

### 3.10 Schwermetalle

Tiefenstufe	Konzentration [ppm]						
	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Auflage	2,28	0,40	5,70	16,65	3,51	46,97	56,30
0-5 cm	2,92	0,26	4,60	5,04	2,56	31,86	21,05
5-10 cm	2,85	0,33	4,86	4,80	2,70	24,39	19,34
10-30 cm	1,80	0,37	4,84	2,52	1,66	15,81	32,02
30-60 cm	0,32	0,05	3,58	0,47	0,85	2,89	5,69
60-90 cm	0,15	0,02	3,83	1,01	0,85	1,86	8,28
90-140 cm	0,09	0,02	3,42	1,29	0,80	1,65	8,98



### 3.11 Nadelanalysewerte

Baumart	Jahrgang	Elementgehalte [g/kg]						
		N	Ca	Mg	P	K	S	
GKi	0	15,00	3,45	1,10	1,44	3,66	1,09	
	1	14,70	5,26	0,67	1,33	3,31	1,12	

Baumart	Jahr-gang	Elementgehalte [mg/kg]									
		Mn	Al	Fe	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
GKi	0	360,70	142,90	44,55	0,12	0,13	0,25	3,63	0,20	0,45	37,35
	1	519,40	192,30	75,21	0,11	0,10	0,36	3,34	0,21	0,74	38,88
	2	481,10	182,80	71,17	0,11	0,10	0,33	3,50	0,34	0,45	34,36

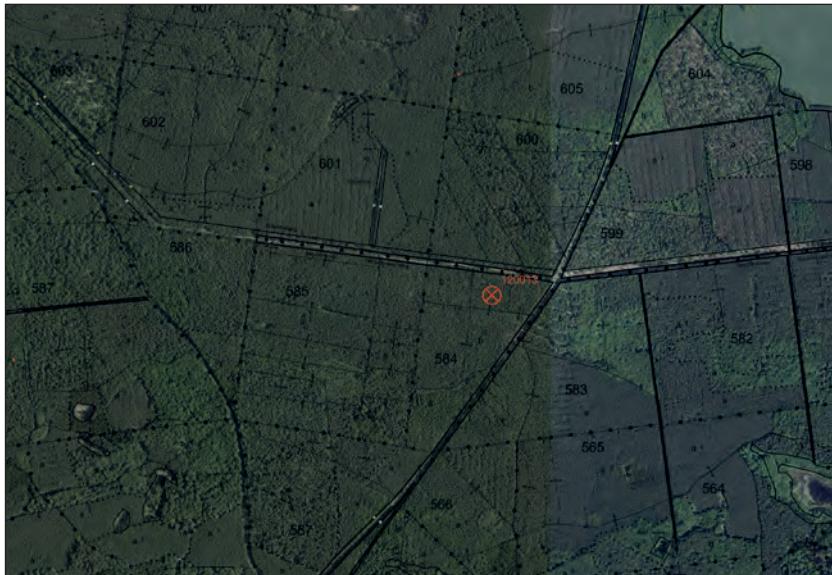
■ = Mangel  
■ = Normalbereich  
■ = latenter Mangel  
■ = Luxusbereich

Baumart	Jahrgang	Stickstoffverhältnisse			
		N/Ca	N/K	N/Mg	N/P
GKi	0	4,35	4,10	13,59	10,45
	1	2,79	4,44	21,88	11,04

■ = krit. Schwellenwert überschritten  
■ = krit. Schwellenwert unterschritten

#### **4. Steckbrief Punkt 120013**

## 4.1 Lage und Klima



© GeoBasis-DE/LGB2014 (Geobasisdaten)

**Wuchsgebiet:** Ostmecklenburg-Nordbrandenburger Jungmoränenland (WG 10)

### **Wuchsbeirk: Tramper Platte (WB 1019)**

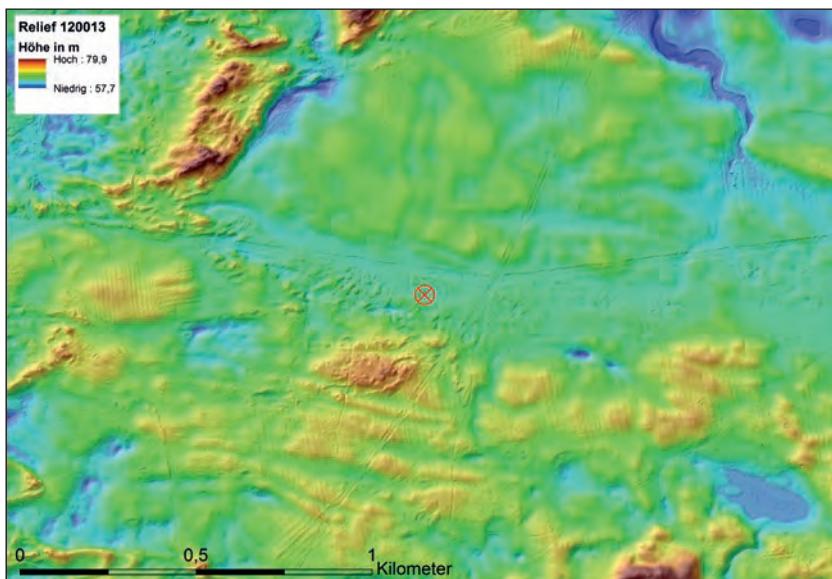
Höhe ü. NHN: 66 m

Jahresmitteltemperatur: 8,6°C

Jahresniederschlag: 606 mm

**KWB Sommer:** -192 mm

**KWB Winter: 172 mm**



**Reliefformtyp:**  
ebener Tiefenbereich,  
muldenförmig

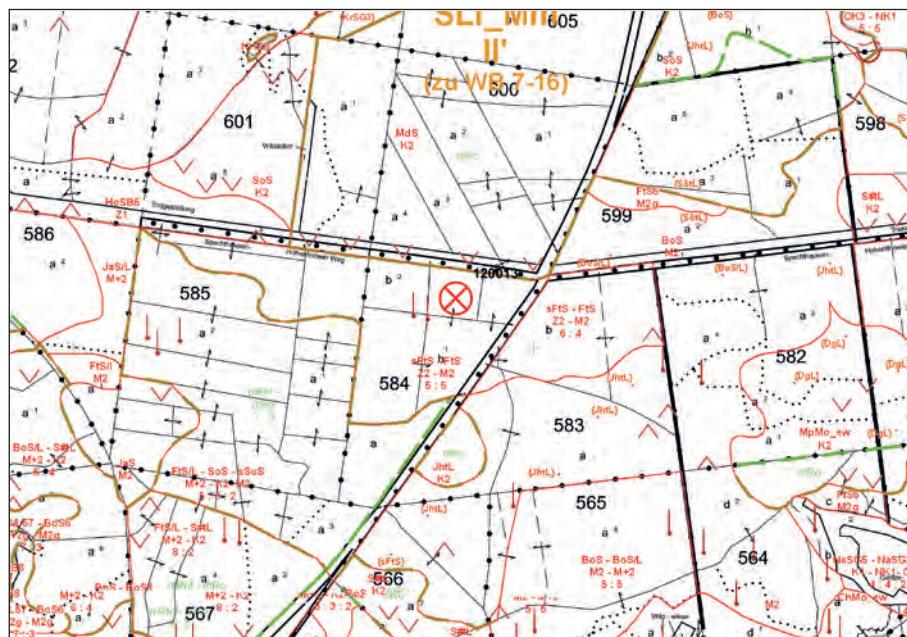
## **Relieflage: Zentrallage**

**Hangneigung:**  
 $<0,5^\circ$

## **Exposition:** ohne Richtung

© GeoBasis-DE/LGB2014 (Geobasisdaten)

## 4.2 Standortkennzeichnung (SEA95)



**Feinbodenform:** hFtS – humusreiche Finowtaler Sand-Braunerde

**Standortsformengruppe:** M2

## 4.3 Bestand



**KMgCaP-Serie:**

I

**Grundwasserform:**  
grundwasserfrei

**Stauwasserform:**  
stauwasserfrei

**Substratfolgetyp:**  
Sand

**Horizontfolgetyp:**  
Braunerde

**Nährkraft:**  
M''''

**Hauptbaumart:**  
GKi

**BHD:**  
25,11 cm

**Grundfläche:**  
36,45 m<sup>2</sup>

**Mittelhöhe:**  
24,30 m

**Bestandesalter:**  
61 Jahre

**Ertragsklasse:**  
0,06

**Beschreibung:** Schwaches Kiefernbaumholz mit geringer Buchennaturverjüngung und vereinzelter Spätblühender Traubenkirsche

#### 4.4 Bodenprofil (Aufnahme 22.08.2006)

Tiefe	Horizont	Ausgangsmaterial	Bemerkungen
+10	L		
+7	Of		
+4	jICv	Geschiebedecksand	carbonatfrei
+2	Oh+Of	Sandmudde	carbonatfrei
-5	Aeh	Geschiebedecksand	carbonatfrei
-30	Bv-Ah	Geschiebedecksand	carbonatfrei
-55	Bv-Ah	Geschiebedecksand	carbonatfrei
-90	iICv	Schmelzwassersand	carbonatfrei
-140	fG01	Schmelzwassersand	carbonatfrei
-195	fGo2	Schmelzwassersand	carbonatfrei
-300	fGr	Schmelzwassersand	carbonatfrei



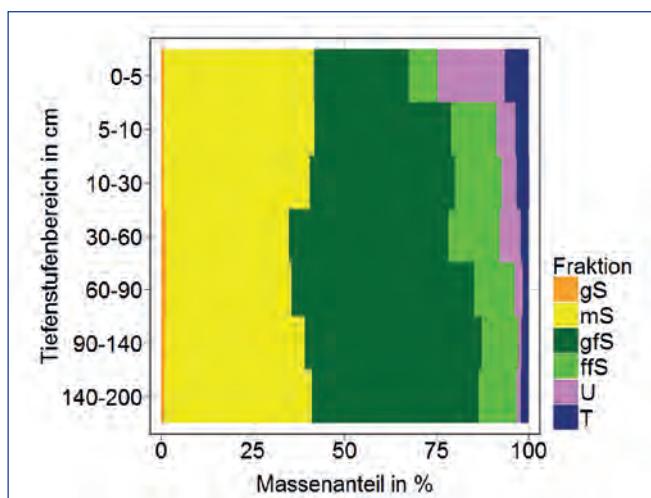
**Humusform:** feinhumusarmer Moder [MOA]

**Bodentyp:** podsolige Normbraunerde [pBB]

**Substrattyp:** Geschiebedecksand über Schmelzwassersand  
[pky-ss(Sp)/pky-ss(Sgf)//fg-ss(Sgf)]

#### 4.5 Bodenphysik

Tiefenstufe	Feinboden [M-%]						Skelett [V-%]	Bodenart	TRD [g/cm³]
	gS	mS	gfS	ffS	U	T			
0-5 cm	1,0	40,6	25,9	7,8	18,2	6,5	0,0	SI2	1,16
5-10 cm	0,7	41,1	37,2	12,2	5,2	3,6	0,0	fSms	1,41
10-30 cm	0,8	39,7	39,4	12,7	4,2	3,3	0,0	fSms	1,41
30-60 cm	1,4	33,3	43,5	13,9	5,7	2,2	0,0	fSms	1,50
60-90 cm	1,5	34,0	49,6	11,0	2,3	1,6	0,0	fSms	1,54
90-140 cm	1,2	38,0	48,1	10,0	0,9	1,8	0,0	fSms	1,52
140-200 cm	1,0	40,1	45,2	10,4	1,2	2,1	0,0	fSms	1,60



**eff. Wurzelraum ( $W_{eff}$ ):** 107 cm

**nFK im  $W_{eff}$  /  $W_{100}$  /  $W_{200}$ :**  
127,44 mm / 119,50 mm / 229,50 mm

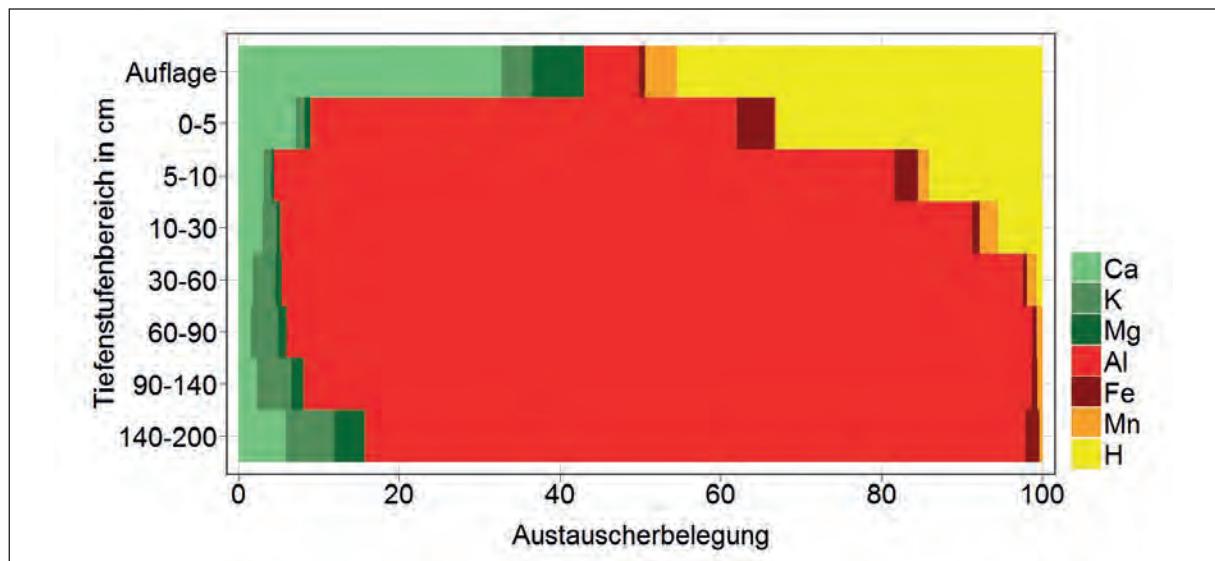
**kap. Aufstieg in den  $W_{eff}$  /  $W_{100}$  /  $W_{200}$ :**  
0 mm/a; 0 mm/a; 0 mm/a

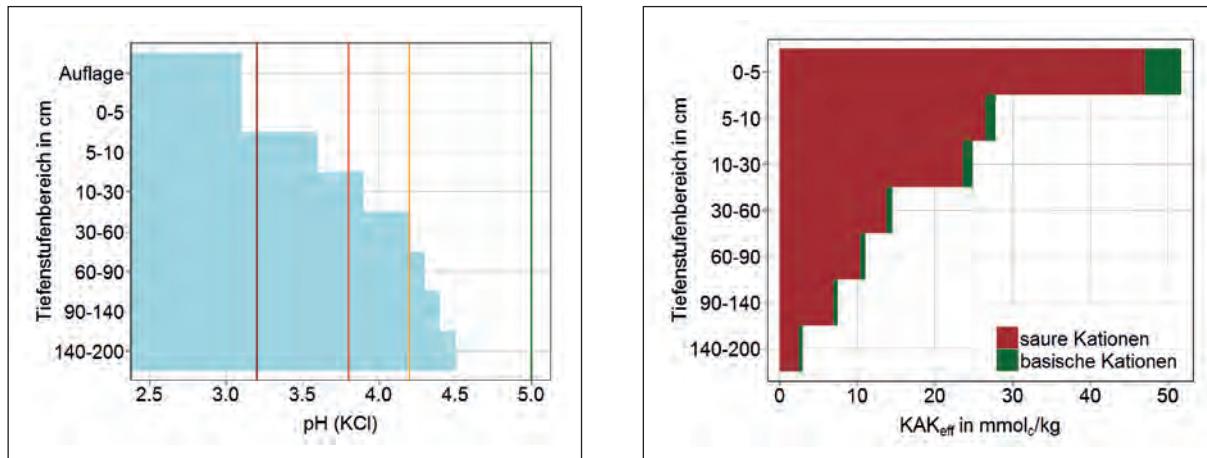
#### 4.6 Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor

Tiefenstufe	C [%]	C [kg/ha]	N [%]	N [kg/ha]	C/N	P [%]	P [kg/ha]	C/P
Auflage	420,50	32136	16,13	1233	26,07	0,80	61	522,62
0-5 cm	36,31	21069	1,26	731	28,82	0,07	38	547,66
5-10 cm	10,11	7109	0,31	218	32,61	0,13	89	80,24
10-30 cm	10,09	28384	0,31	862	32,93	0,18	510	55,64
0-30 cm	14,46	56562	0,47	1811	31,23	0,15	637	88,77
30-60 cm	4,60	20688	0,14	626	33,03	0,21	948	21,82
60-90 cm	1,86	8578	0,07	306	28,07	0,16	722	11,88

#### 4.7 Säure-Base-Zustand

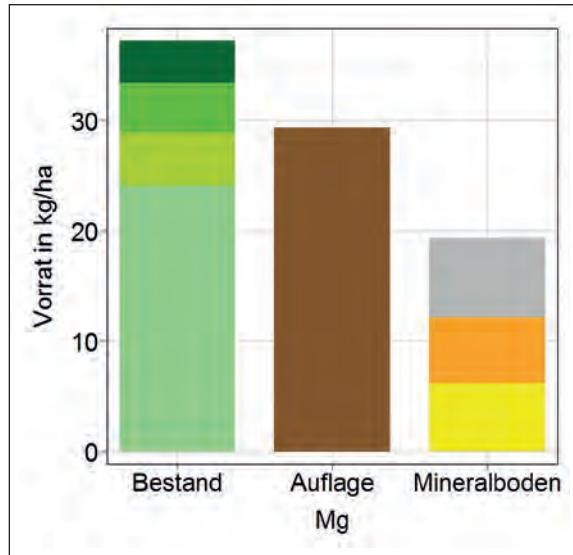
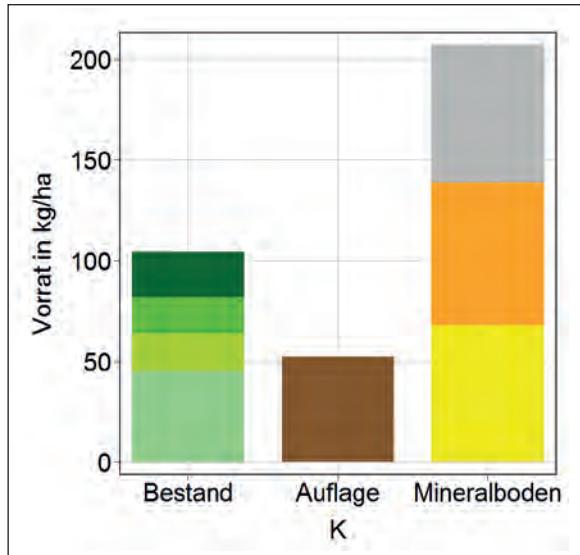
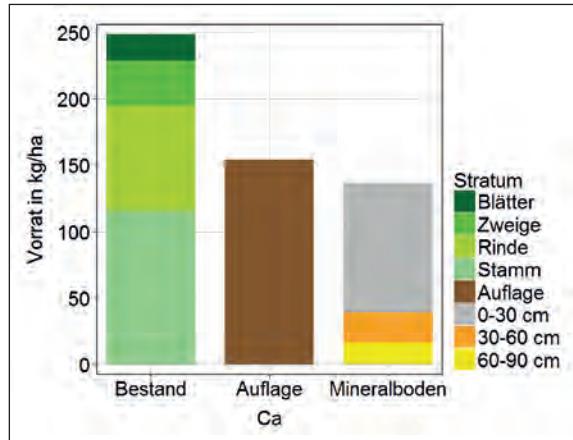
Tiefenstufe	pH(KCl)	KAKeff [mmolc/kg]	Anteile an der KAKeff [%]							BS [%]
			Ca	K	Mg	Al	Fe	Mn	H	
Auflage	3,1	207,13	32,8	3,8	6,4	6,8	0,8	4,0	45,5	42,9
0-5 cm	3,1	51,69	7,2	1,1	0,7	53,0	4,7	0,3	33,0	9,0
5-10 cm	3,6	27,79	3,2	0,9	0,4	77,1	2,9	1,4	14,1	4,6
10-30 cm	3,9	24,87	3,0	1,8	0,4	86,1	0,9	2,3	5,6	5,2
30-60 cm	4,2	14,52	1,8	2,8	0,8	92,2	0,5	1,2	0,8	5,3
60-90 cm	4,3	11,04	1,6	3,4	1,0	92,8	0,5	0,8	0,0	6,0
90-140 cm	4,4	7,52	2,3	4,3	1,5	90,6	0,7	0,7	0,0	8,1
140-200 cm	4,5	2,99	5,9	6,1	3,7	82,2	1,7	0,5	0,0	15,7





#### 4.8 Verfügbare Basenvorräte im Boden und Festlegung im Bestand

Stratum	Vorrat [kg/ha]		
	Mg	Ca	K
Nadeln/Blätter	3,81	19,61	22,42
Zweige m.R.	4,50	34,77	17,83
Stammrinde	4,83	78,73	19,02
Stamm o.R.	24,08	115,68	45,03
Auflage	29,35	154,45	52,10
0-30 cm	7,17	97,09	68,30
30-60 cm	6,02	22,92	70,88
60-90 cm	6,16	16,16	67,85

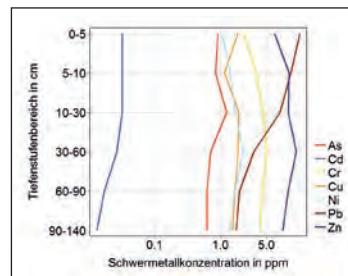


#### 4.9 Mittel- bis langfristig verfügbare Basenvorräte

Tiefenstufe	Vorrat [kg/ha]		
	Ca	K	Mg
0-30 cm	1110	1551	1201
30-60 cm	1223	2076	1955
60-90 cm	1293	2397	1881

#### 4.10 Schwermetalle

Tiefenstufe	Konzentration [ppm]						
	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Auflage	2,28	0,40	5,70	16,65	3,51	46,97	56,30
0-5 cm	2,92	0,26	4,60	5,04	2,56	31,86	21,05
5-10 cm	2,85	0,33	4,86	4,80	2,70	24,39	19,34
10-30 cm	1,80	0,37	4,84	2,52	1,66	15,81	32,02
30-60 cm	0,32	0,05	3,58	0,47	0,85	2,89	5,69
60-90 cm	0,15	0,02	3,83	1,01	0,85	1,86	8,28
90-140 cm	0,09	0,02	3,42	1,29	0,80	1,65	8,98



#### 4.11 Nadelanalysewerte

Baumart	Jahrgang	Elementgehalte [g/kg]						
		N	Ca	Mg	P	K	S	
GKi	0	15,00	3,45	1,10	1,44	3,66	1,09	
	1	14,70	5,26	0,67	1,33	3,31	1,12	

Baumart	Jahr-gang	Elementgehalte [mg/kg]									
		Mn	Al	Fe	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
GKi	0	767,50	289,10	50,56	0,14	0,20	0,33	4,82	3,56	0,35	43,33
	1	1208,00	360,80	69,42	0,14	0,16	0,39	3,02	1,10	0,63	48,86

■ = Mangel  
■ = Normalbereich  
■ = latenter Mangel  
■ = Luxusbereich

Baumart	Jahrgang	Stickstoffverhältnisse			
		N/Ca	N/K	N/Mg	N/P
GKi	0	4,35	4,10	13,59	10,45
	1	2,79	4,44	21,88	11,04

■ = krit. Schwellenwert überschritten  
■ = krit. Schwellenwert unterschritten

## 5. Steckbrief Punkt 120009

### 5.1 Lage und Klima



© GeoBasis-DE/LGB2014 (Geobasisdaten)

**Ortslage:**  
Lindow (Mark)

**Oberförsterei:**  
Neuruppin

**Abteilung:**  
6697 a1

**Wuchsgebiet:** Ostmecklenburg-Nordbrandenburger Jungmoränenland (WG 10)

**Wuchsbezirk:** Lindower Rhintal (WB 1004)

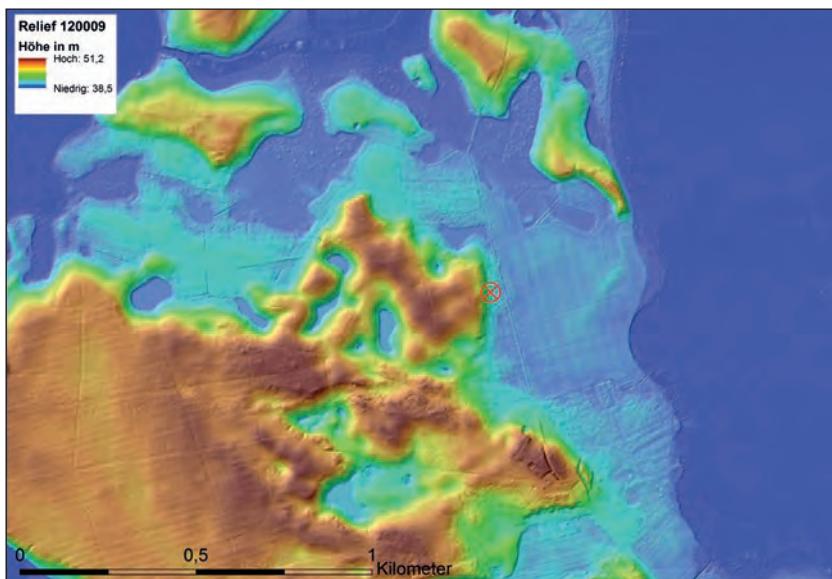
**Höhe ü. NHN:** 44 m

**Jahresmitteltemperatur:** 10,0°C

**Jahresniederschlag:** 601 mm

**KWB Sommer:** -205 mm

**KWB Winter:** 188 mm



© GeoBasis-DE/LGB2014 (Geobasisdaten)

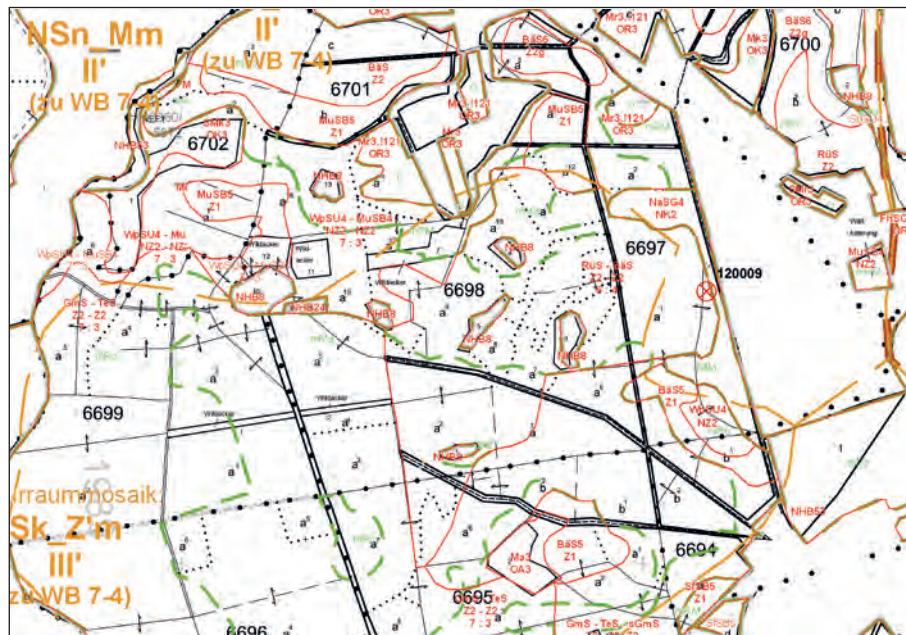
**Reliefformtyp:**  
Hang

**Relieflage:**  
Unterhang

**Hangneigung:**  
5-7°

**Exposition:**  
Nord-Ost

## 5.2 Standortkennzeichnung (SEA95)



**Feinbodenform:** LhSU – Lindhorster Sand-Graugley

**Standortsformengruppe:** NM3

## 5.3 Bestand



**KMgCaP-Serie:**

III

**Grundwasserform:**

ständig grund/  
wasserbeeinflusst

**Stauwasserform:**

stauwasserfrei

**Substratfolgetyp:**

Sand

**Horizontfolgetyp:**

Graugley

**Nährkraft:**

M'''

**Hauptbaumart:**

GKi

**BHD:**

39,25 cm

**Grundfläche:**

32,50 m<sup>2</sup>

**Mittelhöhe:**

32,50 m<sup>2</sup>

**Bestandesalter:**

71 Jahre

**Ertragsklasse:**

-1,58

**Beschreibung:** Altholzinsel ( $\varnothing$  60 m) aus mittlerem Kiefernbaumholz mit spätblühender Traubenkirsche im Unterstand; von schwachem Kiefernbaumholz umgeben

## 5.4 Bodenprofil (Aufnahme 11.10.2006)

Tiefe	Horizont	Ausgangsmaterial	Bemerkungen
+3	L+Of+Oh		
-10	Aeh+rAp	Geschiebedecksand	carbonatfrei
-35	rAp	Geschiebedecksand	carbonatfrei
-100	M	Geschiebedecksand	carbonatfrei
-180	Go	Geschiebedecksand	carbonatfrei
-230	Gr	Geschiebedecksand	carbonatfrei

**Humusform:** mullartiger Moder [MOM]

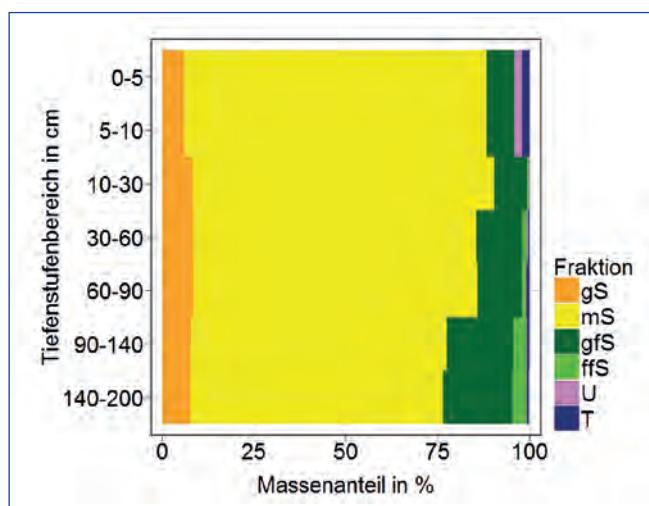
**Bodentyp:** Kolluvisol über Gley [YK//GG]

**Substrattyp:** Geschiebedecksand über Schmelzwassersand  
[oj-ss(Sp)//fg-ss(Sgf)]



## 5.5 Bodenphysik

Tiefenstufe	Feinboden [M-%]						Skelett [V-%]	Bodenart	TRD [g/cm³]
	gS	mS	gfS	ffS	U	T			
0-5 cm	6,0	82,3	7,5	0,0	2,2	2,0	0,0	mS	1,15
5-10 cm	6,0	82,3	7,5	0,0	2,2	2,0	0,0	mS	1,39
10-30 cm	8,5	81,9	8,9	0,5	0,3	0,0	0,0	mS	1,56
30-60 cm	8,6	77,0	12,4	1,3	0,4	0,3	0,0	mS	1,57
60-90 cm	8,6	77,3	12,0	1,0	0,1	1,0	0,0	mS	1,52
90-140 cm	7,9	69,6	18,0	3,6	0,2	0,7	0,0	mSfs	1,55
140-200 cm	7,8	68,7	18,7	3,9	0,2	0,6	0,0	mSfs	1,43



eff. Wurzelraum ( $W_{eff}$ ): 119 cm

nFK im  $W_{eff}$  /  $W_{100}$  /  $W_{200}$   
(bis Grundwasseroberfläche):  
112 mm / 94 mm / 174 mm

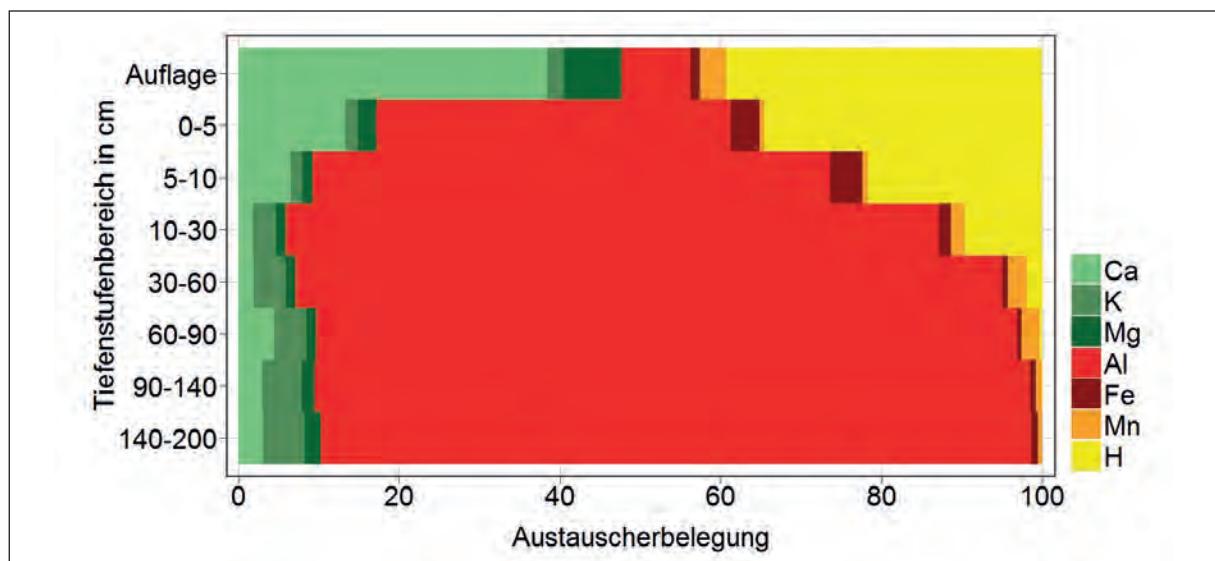
kap. Aufstieg in den  $W_{eff}$  /  $W_{100}$  /  $W_{200}$ :  
22 mm/a; 8 mm/a; 275 mm/a

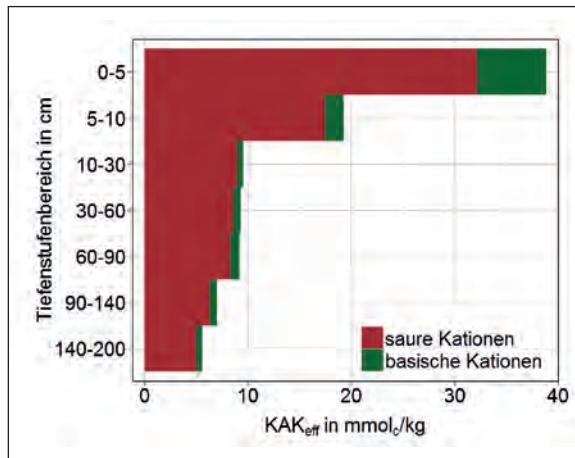
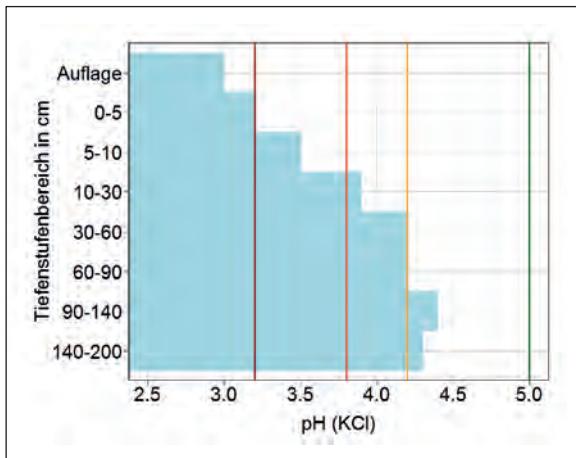
## 5.6 Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor

Tiefenstufe	C [%]	C [kg/ha]	N [%]	N [kg/ha]	C/N	P [%]	P [kg/ha]	C/P
Auflage	350,30	37112	13,01	1378	26,93	0,61	65	572,76
0-5 cm	37,52	21570	1,46	839	25,70	0,11	61	353,96
5-10 cm	7,48	5198	0,27	188	27,70	0,17	120	43,49
10-30 cm	3,85	12002	0,14	436	27,50	0,19	605	19,82
0-30 cm	10,07	38771	0,38	1463	26,49	0,17	786	49,33
30-60 cm	4,42	20842	0,17	779	26,77	0,24	1129	18,47
60-90 cm	4,48	20462	0,16	716	28,58	0,21	973	21,03

## 5.7 Säure-Base-Zustand

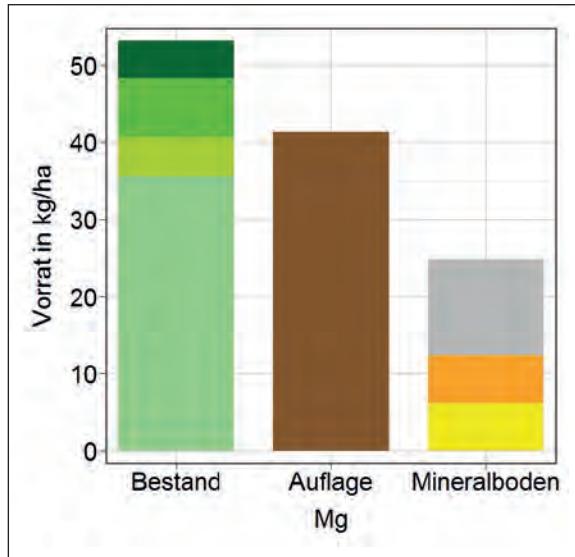
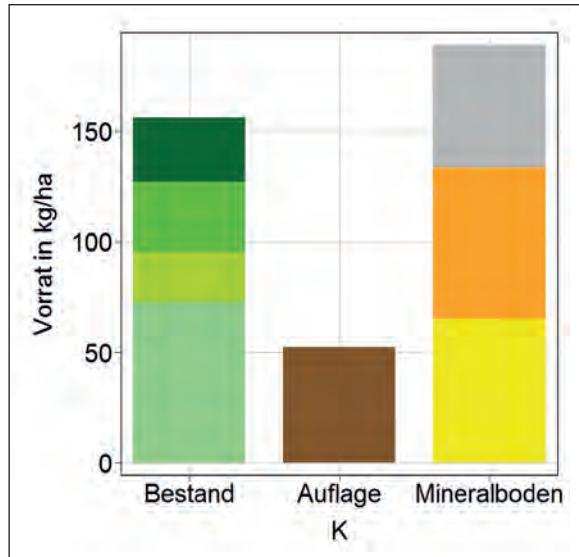
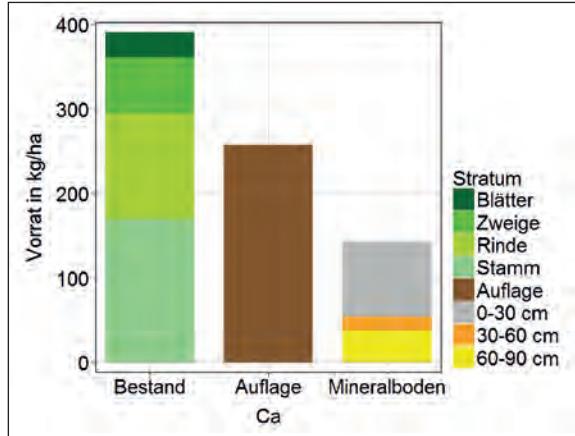
Tiefenstufe	pH(KCl)	KAKeff [mmolc/kg]	Anteile an der KAKeff [%]							BS [%]
			Ca	K	Mg	Al	Fe	Mn	H	
Auflage	3,0	245,25	38,4	2,1	7,2	8,5	1,2	3,3	39,3	47,7
0-5 cm	3,2	38,81	13,3	1,6	2,3	44,1	3,5	0,6	34,7	17,1
5-10 cm	3,5	19,26	6,5	1,5	1,2	64,4	4,0	0,7	21,7	9,2
10-30 cm	3,9	9,55	1,8	2,9	1,2	81,3	1,4	1,7	9,7	5,9
30-60 cm	4,2	9,26	1,9	4,0	1,2	87,9	0,7	2,4	2,0	7,1
60-90 cm	4,2	9,20	4,5	4,0	1,2	87,2	0,5	2,2	0,4	9,7
90-140 cm	4,4	6,96	3,0	4,9	1,6	89,0	0,7	0,8	0,1	9,5
140-200 cm	4,3	5,58	3,1	5,2	2,0	88,3	0,9	0,5	0,0	10,3





## 5.8 Verfügbare Basenvorräte im Boden und Festlegung im Bestand

Stratum	Vorrat [kg/ha]		
	Mg	Ca	K
Nadeln/Blätter	4,84	29,29	28,65
Zweige m.R.	7,68	67,11	31,85
Stammrinde	4,94	124,66	22,98
Stamm o.R.	35,66	170,06	72,42
Auflage	41,32	257,76	52,22
0-30 cm	12,34	87,81	55,50
30-60 cm	6,31	16,55	68,59
60-90 cm	6,10	37,86	64,91

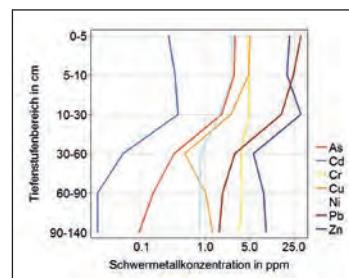


## 5.9 Mittel- bis langfristig verfügbare Basenvorräte

Tiefenstufe	Vorrat [kg/ha]		
	Ca	K	Mg
0-30 cm	1265	1256	906
30-60 cm	1609	1460	1161
60-90 cm	1385	1356	1054

## 5.10 Schwermetalle

Tiefenstufe	Konzentration [ppm]						
	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Auflage	2,07	0,44	4,47	10,45	4,05	50,26	47,26
0-5 cm	0,09	0,02	1,82	1,59	0,95	9,83	5,88
5-10 cm	0,70	0,02	2,39	0,78	1,34	9,17	6,95
10-30 cm	1,42	0,04	1,71	0,89	0,98	5,12	7,93
30-60 cm	1,05	0,06	2,51	1,97	1,37	4,77	14,94
60-90 cm	0,91	0,06	2,28	1,36	1,12	4,32	11,51
90-140cm	0,88	0,06	2,07	0,93	0,95	4,12	8,97



## 5.11 Nadelanalysewerte

Baumart	Jahrgang	Elementgehalte [g/kg]						
		N	Ca	Mg	P	K	S	
GKi	0	15,60	3,48	0,95	1,57	4,17	1,13	
	1	15,20	5,06	0,69	1,46	4,28	1,14	

Baumart	Jahr-gang	Elementgehalte [mg/kg]									
		Mn	Al	Fe	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
GKi	0	638,30	169,60	54,96	0,11	0,20	0,20	3,32	0,63	0,52	34,96
	1	977,70	250,30	61,52	0,14	0,16	0,23	3,14	0,34	0,51	35,91

■ = Mangel  
■ = Normalbereich  
■ = latenter Mangel  
■ = Luxusbereich

Baumart	Jahrgang	Stickstoffverhältnisse			
		N/Ca	N/K	N/Mg	N/P
GKi	0	4,48	3,74	16,51	9,95
	1	3,00	3,55	21,97	10,40

■ = krit. Schwellenwert überschritten  
■ = krit. Schwellenwert unterschritten

## In der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe sind bisher erschienen:

SCHULZ, P.M.: Biographie Walter Pfalzgraf, des ersten Leiters des Zentralforstamtes in der Sowjetischen Besatzungszone von 1945–1948. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 1. ISBN 3-933352-02-9

MILDNER, H.; SCHWARTZ, E.: Waldumbau in der Schorfheide, zum Andenken an Oberlandforstmeister Dr. phil. Erhard Hausendorff. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 2. ISBN 3-933352-06-1

HEINSDORF, D. et al.: Forstliche Forschung im Nordostdeutschen Tiefland (1992–1997). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 3. ISBN 3-933352-07-X

HOLLENDER, H. et al.: Planung der Waldentwicklung im Land Brandenburg, Vorträge zur Fachtagung am 4. November 1998 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 4. ISBN 3-933352-10-X

KÄTZEL, R. et al.: Forstsaatgutprüfung in Eberswalde 1899–1999, Grundlage für eine nachhaltige Forstwirtschaft. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 5. ISBN 3-933352-12-6

HEINSDORF, D.: Das Revier Sauen – Beispiel für erfolgreichen Waldumbau. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 6. ISBN 3-933352-22-3

HÖPPNER, K. et al.: Ökologische und ökonomische Gesichtspunkte der Waldbewirtschaftung im südlichen Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 7. ISBN 3-933352-24-X

KRAUT, H.; MÖCKEL, R.: Forstwirtschaft im Lebensraum des Auerhuhns, ein Leitfaden für die Waldbewirtschaftung in den Einstandsgebieten im Lausitzer Flachland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 8. ISBN 3-933352-23-1

KÄTZEL, R. et al.: Die Birke im Nordostdeutschen Tiefland; Eberswalder Forschungsergebnisse zum Baum des Jahres 2000. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 9. ISBN 3-933352-30-4

Abteilung Forstwirtschaft des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg: Landeswaldbericht 1997 und 1998, mit einem Sonderkapitel zur Naturalplanung in Brandenburg. (Sonderband) Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 10. ISBN 3-933352-31-2

JOACHIM, H.F.: Die Schwarzpappel (*Populus nigra* L.) in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 11. ISBN 3-933352-32-0

BRUECK, C. : Zertifizierung von Forstbetrieben. Beiträge zur Tagung vom 5. November 1999 in Fürstenwalde/Spree (Brandenburg). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 12. ISBN 3-933352-34-7

HEINSDORF, D.; BERGMANN, J.H.: Sauen 1994 – ein gelungener Waldumbau ... Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 13. ISBN 3-933352-35-5

Abteilung Forstwirtschaft des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg: Landeswaldbericht 1999 mit einem Sonderkapitel „Regionaler Waldbericht für die Zertifizierung der Waldbewirtschaftung in Brandenburg. (Sonderband) Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 14. ISBN 3-933352-37-1

RIEK, W. et al.: Funktionen des Waldes und Aufgaben der Forstwirtschaft in Verbindung mit dem Landschaftswasserhaushalt. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 15. ISBN 3-933352-47-9

MÜLLER, J. et al.: Privatwald in Brandenburg – Entwicklung, Rahmenbedingungen und aktuelle Situation. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 16. ISBN 3-933352-48-7

AUTORENkollektiv: Die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa* [L.] GAERTN.) im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 17. ISBN 3-933352-52-5

AUTORENkollektiv: Zertifizierung nachhaltiger Waldbewirtschaftung in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 18. ISBN 3-933352-53-3

- RIEK, W.; STÄHR, F. et al.: Eigenschaften typischer Waldböden im Nordostdeutschen Tiefland unter besonderer Berücksichtigung des Landes Brandenburg – Hinweise für die Waldbewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 19. ISBN 3-933352-56-8
- AUTORENkollektiv: Kommunalwald in Brandenburg – Entwicklung, Rahmenbedingungen und aktuelle Situation. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 20. ISBN 3-933352-57-6
- AUTORENkollektiv: Naturverjüngung der Kiefer – Erfahrungen, Probleme, Perspektiven. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 21. ISBN 3-933352-58-4
- MÜLLER, J. et al.: Die zweite Bundeswaldinventur (BWI2) – Ergebnisse für Brandenburg und Berlin. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 22. ISBN 3-933352-59-2
- AUTORENkollektiv: Zukunftsorientierte Waldwirtschaft: Ökologischer Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 23.
- HOFMANN, G.; POMMER, U.: Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin mit Karte im Maßstab 1 : 200 000. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 24. ISBN 3-933352-62-2
- AUTORENkollektiv: Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und ihrer Bewirtschaftung in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 25. ISBN 3-933352-63-0
- Wissenstransfer in die Praxis, Tagungsband zum 1. Eberswalder Winterkolloquium am 2. März 2006. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 26. ISBN 3-933352-64-9
- Die Schwarz-Pappel, Fachtagung zum Baum des Jahres 2006. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 27. ISBN 3-933352-63-0
- Naturschutz in den Wäldern Brandenburgs Beiträge der Naturschutztagung vom 2. November 2006 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 28. ISBN 3-933352-97-8
- Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum zweiten Winterkolloquium am 1. März 2007 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 29.
- AUTORENkollektiv: Waldwachstumskundliche Grundlagen für eine effektive Waldbewirtschaftung, Zum 100. Geburtstag von Professor Dr. habil. Werner Erteld. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 30.
- AUTORENkollektiv: 100 Jahre Naturschutzgebiet Plagefenn. Ein Beispiel für erfolgreiches Zusammenwirken von Forstwirtschaft und Naturschutz. Tagungsband zur Tagungs- und Exkursionsveranstaltung vom 11. – 12. Mai 2007 in Chorin. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 31.
- AUTORENkollektiv: Die Kiefer im Nordostdeutschen Tiefland. Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 32.
- Wald, Forstwirtschaft, Förster und Gesellschaft – Wälder schaffen Wachstum und sichern Lebensgrundlagen. Tagungsbericht der gemeinsamen Forstpolitischen Jahrestagung vom 14. Juni 2007 in Paaren/Glien. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 33.
- GROSS, J.: Waldfunktionen im Land Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 34.
- Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum dritten Winterkolloquium am 28. Februar 2008 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 35.
- Biodiversität-Lebensversicherung des Waldes – Tagungsband zur gemeinsamen Jahrestagung des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz und des Brandenburgischen Forstvereins e. V. am 24.04.2008. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 36.
- Hohenlubbichow: Naturgemäße Waldwirtschaft zwischen Verklärung und Realität – Natur- und Landschaftsschutz im Gebiet um Bellinchen/Bielinek und Hohenlubbichow/Lubiechów Górony. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 37.

HEINSDORF, D.; KRAUSS, H.H.: Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 38.

HOFMANN, G. et al.: Wildökologische Lebensraumbewertung für die Bewirtschaftung des wiederkäuenden Schalenwildes im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 39.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum vierten Winterkolloquium am 26. Februar 2009 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 40.

LOCKOW, K.W. : Die Hainbuche im nordostdeutschen Tiefland-Wuchsverhalten und Bewirtschaftungshinweise. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 41.

AUTORENKOЛEKTIV: Risikomanagement im Forstbetrieb. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 42.

AUTORENKOЛEKTIV: Die Douglasie im nordostdeutschen Tiefland. Chancen und Risiken in Klimawandel. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 43.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum fünften Winterkolloquium am 25. Februar 2010 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 44.

AUTORENKOЛEKTIV: Aktuelle Beiträge zur Wildökologie und Jagdwirtschaft in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 45.

AUTORENKOЛEKTIV: Naturnahe Waldwirtschaft-Dauerwald heute? Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 46.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum sechsten Winterkolloquium am 24. Februar 2011 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 47.

AUTORENKOЛEKTIV: Technik für den Wald – Eine Retrospektive zur Entwicklung der forstlichen Verfahrenstechnik und Mechanisierung in der DDR. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 48.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum siebten Winterkolloquium am 23. Februar 2012 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 49.

Nachhaltige Waldbewirtschaftung – Realität oder visionärer Anspruch? Tagungsband zur gemeinsamen Jahrestagung mit dem Brandenburgischen Forstverein e. V. am 10. Mai 2012 in Rangsdorf. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 50.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum achten Winterkolloquium am 21. Februar 2013 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 51.

HEINSDORF, D.: Zur Entwicklung und waldökologischen Bedeutung von neun Baumarten bei unterschiedlicher Nährstoffversorgung auf trockenen Sandstandorten Ergebnisse einer Langzeitstudie (1968-2012) im Süden Brandenburgs (Forstrevier Preschen). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 52.

Die Eiche – Chancen und Risiken einer Charakterbaumart im nordostdeutschen Tiefland. Tagungsband zur gemeinsamen Vortrags- und Exkursionsveranstaltung mit dem Brandenburgischen Forstverein am 23. Mai 2013 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 53.

HOFMANN, G. et al.: Die Waldvegetation Nordostdeutschlands. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 54.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum neunten Winterkolloquium am 27. Februar 2014 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 55.

Biomasseschätzung für Wälder mittels Fernerkundung und Modellierung – Ergebnisse des deutsch-polnischen Verbundprojekts „ForseenPOMERANIA“

Szacowanie biomasy leśnej za pomocą teledetekcji i modelunku – Wyniki projektu zrealizowanego w ramach współpracy polsko-niemieckiej „ForseenPOMERANIA“. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 56.

Wald-Monitoring-Konzeption des Landes Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 57.

Erhaltung und nachhaltige Nutzung forstlicher Genressourcen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 58.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum 10. Winterkolloquium am 19. Februar 2015 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 59.

Waldbodenbericht Brandenburg. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a (Band 1). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 60.

Maßnahmen zur Abwehr des Kiefern-Wurzelschwammes (*Heterobasidion annosum*) in der Bergbaufolgeland-schaft Südbrandenburgs. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 61.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum 11. Winterkolloquium am 25. Februar 2016 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 62.

30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg. Beiträge zur Fachtagung am 6. und 7. Juli 2016 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 63.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum 12. Winterkolloquium am 23. Februar 2017 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 64.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum 13. Winterkolloquium am 22. Februar 2018 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 65.

Ergebnisse der ersten Landeswaldinventur 2013 im Land Brandenburg im Kontext mit der dritten Bundes-waldinventur 2012 und der Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung 2012-2052. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 66.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum 14. Winterkolloquium am 21. Februar 2019 in Eberswalde. Die Aus-wirkungen des Dürrejahres 2018 auf den Wald in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 67.

**Ministerium für Ländliche Entwicklung,  
Umwelt und Landwirtschaft  
des Landes Brandenburg**

**Landesbetrieb Forst Brandenburg**  
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde

Alfred-Möller-Straße 1  
16225 Eberswalde  
Telefon: 03334 2759-100  
Fax: 03334 2759-206  
E-Mail: [ife@lfb.brandenburg.de](mailto:ife@lfb.brandenburg.de)  
Internet: [www.forst.brandenburg.de](http://www.forst.brandenburg.de)

