BERICHTE
FREIBURGER FORSTLICHE FORSCHUNG

HEFT 101

Holznutzung und Nährstoffnachhaltigkeit – Abschlussbericht zum Projekt „Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa)“

FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT
BADEN-WÜRTTEMBERG

ABTEILUNG BODEN UND UMWELT

2018

Bibliographische Information Der Deutschen Bibliothek
Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über http://dnb.dbb.de abrufbar.

ISSN 1436 – 1566

Die Herausgeber
Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Umschlaggestaltung
Bernhard Kunkler Design, Freiburg

Druck
Eigenverlag der FVA, Freiburg

Bestellung an
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Wonnhaldestraße 4
79100 Freiburg
Telefon: 0761/4018-0, Fax: 0761/4018-333
E-Mail: fva-bw@forst.bwl.de
www.fva-bw.de

Alle Rechte, insbesondere das Recht zur Vervielfältigung und Verbreitung sowie der Übersetzung vorbehalten.

INHALTSVERZEICHNIS

1 Vorwort 1

2 Biomassefunktionen an BWI-Punkten 3

2.1 Einleitung und Problemstellung 3

2.2 Material und Methoden 3

2.2.1 Datenakquise 5

2.2.2 Datenaufbereitung 9

2.2.3 Multiple Imputation 9

2.2.4 Modellbildung 11

2.3 Ergebnisse 15

2.3.1 Imputation 15

2.3.2 Modelle 18

2.4 Diskussion und Bewertung 28

2.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen 29

2.6 Literaturverzeichnis 29

3 Biometrische Schätzmodelle für Nährelementgehalte in Baumkompartimenten 33

3.1 Einleitung und Problemstellung 33

3.2 Material und Methoden 34

3.2.1 Nährelementanalysen in Biomasseproben 34

3.2.2 Statistische Methoden 37

3.3 Ergebnisse 39

3.3.1 Elementgehalte in Baumkompartimenten 39

3.3.2 Biometrische Modelle zur Schätzung von Elementgehalten 46

3.4 Diskussion und Bewertung 60

3.4.1 Datenumfang und biometrische Modelle 60

3.4.2 Elementgehalte in Abhängigkeit von der Baumart 61

3.4.3 Elementgehalte in Abhängigkeit vom Baumkompartiment 62

3.4.4 Elementgehalte in Abhängigkeit von Standorts- und Bodeneigenschaften 62

3.4.5 Elementgehalte in Abhängigkeit von Baumcharakteristika 64

3.4.6 Fehlerbetrachtung 65

3.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen 66

3.6 Literaturverzeichnis 67

4 Wasserhaushaltssimulationen und Klimadaten 74
4.1 Einleitung und Problemstellung 74
4.2 Material und Methoden 75
4.2.1 Modellparametrisierung von Brook90 75
4.2.2 Modellkopplung mit PROFILE 82
4.3 Ergebnisse 83
4.3.1 Blattflächenindex 83
4.3.2 Kenngrößen des Wasserhaushaltes 84
4.4 Diskussion und Bewertung 86
4.4.1 Blattflächenindex (LAI) 86
4.4.2 Kenngrößen des Wasserhaushaltes 87
4.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerung 88
4.6 Literaturverzeichnis 88
5 Funktionen zur Abschätzung der Elementgehalte in Waldböden 95
5.1 Einleitung und Problemstellung 95
5.2 Material und Methoden 96
5.2.1 Datenzusammenstellung 96
5.2.2 Statistische Methoden 97
5.3 Ergebnisse 98
5.3.1 Gesamt- und königswasserextrahierbare Elementgehalte in Waldböden 98
5.3.2 Ableitung von Gesamtelementgehalten in Waldböden 102
5.4 Diskussion und Bewertung 104
5.4.1 Funktionen zur Umrechnung von Königswasseraufschlüssen in Gesamtaufschlüsse 104
5.4.2 Funktionen zur Abschätzung von Gesamtelementgehalten 107
5.4.3 Probenbehandlung 109
5.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen 110
5.6 Literaturverzeichnis 110
6 Herleitung flächiger Verwitterungsraten 113
6.1 Einleitung und Problemstellung 113
6.2 Material und Methoden 114
6.2.1 Verwitterungsansätze 114

6.2.2 Literaturstudie zu Verwitterungsraten 123
6.3 Ergebnisse 123
6.4 Diskussion und Bewertung 133
6.4.1 Evaluierung der Verwitterungsoberflächen 133
6.4.2 Ableitung des normativen Mineralbestandes 135
6.4.3 Unsicherheiten der modellierten Verwitterungsraten 137
6.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen 141
6.6 Literaturverzeichnis 141
7 Herleitung flächiger Depositionsdaten 150
7.1 Einleitung und Problemstellung 150
7.2 Material und Methoden 152
7.2.1 Methodischer Ansatz 152
7.2.2 Datenzusammenstellungen 153
7.2.3 Verwendete Software 155
7.2.4 Statistische Methoden 155
7.3 Ergebnisse 157
7.3.1 Variabilität und Korrelationen 157
7.3.2 Statistische Depositionsmodelle 159
7.3.3 Sonderfall Stickstoffdeposition 163
7.3.4 Räumliche Verteilung der Deposition von basischen Kationen 164
7.4 Diskussion und Bewertung 165
7.4.1 Modellparameter 165
7.4.2 Evaluierung anhand von Literaturstudien 167
7.4.3 Vergleich mit anderen Ansätzen 168
7.4.4 Modellanwendung in einem Beispielgebiet 171
7.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen 174
7.6 Literaturverzeichnis 174
8 Stoffausträge mit dem Sickerwasser für die BZE II 181
8.1 Einleitung und Problemstellung 181
8.2 Material und Methoden 182
8.2.1 Konzentrationen starker Anionen (Chlorid, Nitrat, Sulfat) 184
8.2.2 Anorganischer gelöster Kohlenstoff 186

8.2.3 Kationenkonzentrationen....186
8.2.4 Berechnung der Stoffausträge mit dem Sickerwasser....188
8.3 Ergebnisse....188
8.3.1 Statistische Modelle zur Berechnung der Sickerwasserkonzentrationen....188
8.3.2 Sickerwasserflüsse....196
8.4 Diskussion und Bewertung....198
8.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen....201
8.6 Literaturverzeichnis....202
9 Nutzungsfreie Stoffbilanzen für die Punkte der BZE II....206
9.1 Einleitung und Problemstellung....206
9.2 Material und Methoden....207
9.3 Ergebnisse....208
9.4 Diskussion und Bewertung....218
9.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen....221
9.6 Literaturverzeichnis....221
10 Regionalisierung der Bodenbilanz an BWI-Punkten....227
10.1 Einleitung und Problemstellung....227
10.2 Material und Methoden....228
10.3 Ergebnisse....232
10.3.1 Anpassung der Regressionsmodelle an den BZE-Datensatz....232
10.3.2 Modellanwendung auf den BWI-Datensatz....236
10.4 Diskussion und Bewertung....238
10.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen....240
10.6 Literaturverzeichnis....240
11 Unsicherheitsanalysen zur Nährstoffbilanzierung auf Umweltmessnetzen....242
11.1 Einleitung und Problemstellung....242
11.2 Material und Methoden....243
11.2.1 Unsicherheitsanalysen mit der Monte-Carlo-Methode....243
11.2.2 Versuchsdesign....244
11.2.3 Eingangsdaten....248
11.3 Ergebnisse....251
11.3.1 Korrelationen....251

11.3.2 Monte-Carlo-Simulationen 251
11.4 Diskussion und Bewertung 260
11.4.1 Unsicherheitsbetrachtungen 260
11.4.2 Nährstoffbilanz 261
11.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen 262
11.6 Literaturverzeichnis 264
12 Berechnung der Ernteentzüge und Nutzungsszenarien 268
12.1 Einleitung und Problemstellung 268
12.2 Material und Methoden 268
12.2.1 Eingangsdaten 268
12.2.2 Daten aus Vorarbeiten innerhalb des Projekts 270
12.2.3 Notwendige Zusatzdaten zur Modellierung 271
12.2.4 Differenzierung nach Nutzungsszenarien 273
12.2.5 Berechnung von Nutzungsszenarien 275
12.3 Ergebnisse 276
12.3.1 Ernteentzüge 276
12.3.2 Nutzungsszenarien 282
12.4 Diskussion und Schlussfolgerung 282
12.5 Literaturverzeichnis 282
13 Wirkung intensiver Biomasseernte auf den Kohlenstoffhaushalt im Wald 284
13.1 Einleitung und Problemstellung 284
13.2 Material und Methoden 286
13.2.1 Parametrisierung des Bodenkohlenstoffmodells Yasso07 286
13.2.2 Ableitung des Kohlenstoffeintrags für typisierte Bestände 288
13.3 Ergebnisse 295
13.4 Diskussion und Bewertung 301
13.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen 305
13.6 Literaturverzeichnis 306
14 Betriebsbezogene Nutzungsszenarien in Testbetrieben 311
14.1 Einleitung und Problemstellung 311
14.2 Material und Methoden 311
14.2.1 Testbetrieb Staatswald im Altdorfer Wald 311

14.2.2 Testbetrieb Forstamt Fuhrberg, Revier Fuhrberg 313
14.3 Ergebnisse 314
14.3.1 Testbetrieb Altdorfer Wald 314
14.3.2 Testbetrieb Forstamt Fuhrberg 316
14.4 Zusammenfassung und Schlussfolgerung 322
14.5 Literaturverzeichnis 324
15 Standortangepasste Nutzungsintensitäten und forstliche Handlungsoptionen 325
15.1 Einleitung und Problemstellung 325
15.2 Herleitung der Stoffbilanz 326
15.2.1 Grundlagen der Bilanzierung 326
15.2.2 Ableitung verschiedener Nutzungsintensitäten 327
15.2.3 Behandlung des Bestandesalters bei der Bilanzierung 328
15.2.4 Behandlung von Kalkstandorten bei der Bilanzierung 329
15.2.5 Behandlung von BWI-Punkten mit Bodenschutzkalkung 330
15.2.6 Unsicherheiten und Interpretierbarkeit der Ergebnisse 331
15.3 Ergebnisse 332
15.3.1 Stoffbilanzen 332
15.3.2 Handlungsoptionen 337
15.4 Diskussion und Bewertung 351
15.4.1 Stoffbilanzen als Nachhaltigkeitsindikator 351
15.4.2 Nutzungsreduktion zur Sicherung der Nachhaltigkeit? 352
15.4.3 Möglichkeiten und Risiken einer Nutzungsintensivierung 353
15.4.4 Ausgleichsmaßnahmen zur Kompensation von Bilanzdefiziten 355
15.4.5 Bilanzierung auf Betriebsebene 358
15.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen 358
15.6 Literaturverzeichnis 363
16 Danksagung 374

1 Vorwort

Die Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA-BW), die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) sowie die Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft (LWF) betreiben praxisnahe forstliche Forschung und sind in dieser Hinsicht zusammen für fast 60 % der deutschen Waldfläche zuständig. In enger Kooperation und intensiver Zusammenarbeit haben diese drei Forschungsanstalten das Verbundvorhaben „Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa)“ nach sechs Jahren erfolgreich abgeschlossen. Im Ergebnis entstand ein auf Bundesebene einsetzbares, verlässliches Instrument zur nachhaltigen Sicherung der Bodenfruchtbarkeit bei der Holznutzung und zur Planung langfristiger Holzerntestrategien.

Das „Prinzip der Nachhaltigkeit“ ist nunmehr seit 300 Jahren Anspruch und Orientierung für die Forstwirtschaft in Deutschland. Entsprechend der sich ändernden wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen erfuhr der Nachhaltigkeitsbegriff im Laufe des 19. und 20. Jahrhunderts einen starken Bedeutungswandel. Während er sich ursprünglich auf die Holzproduktion bezog, ist es heute das erklärte Ziel, alle Leistungen und Funktionen des Waldes nachhaltig zu sichern. Dies spiegelt sich auch in der Waldstrategie 2020 der Bundesregierung wider. Dokumentiert wird die Nachhaltigkeit der Holzbiomassenutzungen durch die Bundeswaldinventuren (BWI), die nachhaltige Nährstoffverfügbarkeit in unseren Waldböden wird durch die Messnetze des Forstlichen Umweltmonitorings (Level II, BZE) überwacht. Sowohl die Lehren der Vergangenheit (Streunutzung) als auch das Bundeswaldgesetz und die Waldgesetze der Bundesländer verpflichten zu einer ordnungsgemäßen Bewirtschaftung, die die Bodenfruchtbarkeit hinreichend sichert.

Um dieser Pflicht in der Forstpraxis nachzukommen, bedarf es wissenschaftlich abgesicherter Entscheidungshilfen. Entsprechend war es das Ziel des Forschungsprojektes, diejenigen Holzbiomasse-Potentiale standortsabhängig zu quantifizieren, die in den Wäldern Deutschlands geerntet werden können, ohne die langfristige Nährstoffverfügbarkeit in den Waldböden und damit auch die Stabilität, Vitalität und Produktivität der aufstockenden Wälder zu gefährden. Außerdem sollten Strategieansätze abgeleitet werden, welche die Erhaltung der Nährstoffnachhaltigkeit im Zuge der Holzernte sicherstellen. Hierbei sollte einerseits die Anpassung der Nutzungsintensitäten und der daran gekoppelten Nährstoffentzüge mit der Holzernte an die nachschaffende Kraft der Böden und andererseits die Rückführung der mit der Holzernte exportierten Nährelementmengen als Regler der Nachhaltigkeitssteuerung geprüft werden. Die entwickelten Strategieansätze sollten schließlich der Praxis auf regionaler und exemplarisch, im Sinne einer Machbarkeitsstudie, auch auf lokaler Ebene zur Verfügung gestellt werden.

Mit der vorliegenden Zusammenstellung der verwendeten Methoden und erarbeiteten Ergebnisse wird dem umfassenden Projektansatz Rechnung getragen, der Daten aus den verschiedenen Inventur- und Monitoringprogrammen einbezieht. Der methodische Kern der Projektarbeit lag auf der Erstellung von Stoffbilanzen und deren Übertragung auf die Traktecken der Bundeswaldinventur (Regionalisierung) für die Pflanzennährstoffe Calcium, Magnesium und Kalium. Ein Alleinstellungsmerkmal dieses Projektes ist die mit ho-

hem Auswertungsaufwand durchgeführte Fehlerabschätzung, die den erarbeiteten Datenbestand mit einer für Planungszwecke hinreichenden statistischen Sicherheit versieht. Außerdem konnte in zwei Testgebieten gezeigt werden, dass auf lokaler Ebene mit den gleichen Auswertungsalgorithmen wie auf regionaler Ebene valide Nährelementbilanzen berechnet werden können. Unter Einbeziehung von Daten der Forsteinrichtung und der Betriebsinventur ist damit in vergleichbarer Weise eine auf quantitative Daten gestützte Nachhaltigkeitssteuerung für Forstbetriebe oder Bestände möglich. Gegenüber der bisherigen Bewirtschaftungspraxis hat die hier vorgeschlagene Nachhaltigkeitssteuerung mittels Nährstoffbilanzierungen den Vorteil, dass bei der forstlichen Planung die Nutzungsintensitäten standortsabhängig und baumartenspezifisch angepasst und auch Vorsorge- und Kompensationsmaßnahmen wie Bodenschutzkalkungen differenziert durchgeführt werden können. Zudem lassen sich mit diesem Verfahren die Handlungsempfehlungen leicht an veränderte Umwelteinflüsse anpassen, die das Forstliche Monitoring aufzeigt.

Die im Projekt erarbeiteten Daten werden dem Thünen-Institut für Waldökosysteme in Eberswalde übergeben und sind dort demnächst zusammen mit den Daten der Bundeswaldinventur zugriffsbereit. Damit stehen die Ergebnisse des Projektes für ein aktives Nährstoffmanagement in der Holzernte bundesweit zur Verfügung, so dass flächendeckend die Voraussetzungen zur Sicherung der Nährstoffnachhaltigkeit bei der Holzernte geschaffen sind. Wenn die Forstwirtschaft die in diesem Projekt gewonnen Erkenntnisse aktiv nutzt, um die Nachhaltigkeit der Waldbewirtschaftung zu gewährleisten, wird dies dazu beitragen, das Vertrauen der Gesellschaft in das Handeln der Forstbetriebe zu stärken.

Prof. Konstantin
Freiherr von Teuffel

Direktor
der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Prof. Dr. Hermann
Spellmann

Direktor
der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt

Olaf
Schmidt

Präsident
der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft

2 Biomassefunktionen an BWI-Punkten

Christian Vonderach

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Biometrie und Informatik

2.1 Einleitung und Problemstellung

Kompartimentsspezifische Biomassefunktionen werden benötigt, um an den BWI-Traktecken auf Basis der WEHAM-Simulationen den berechneten Bodenbilanzen die mit der Holzernte verbundenen Nährelement- und Massenentzüge gegenüberstellen zu können. Dadurch können verschiedene Nutzungsszenarien auf ihre Wirkung auf den Nährstoffhaushalt eingeschätzt werden. Zwar existieren in der Literatur schon diverse Biomassefunktionen, die auch die Masse verschiedener Kompartimente schätzen können (z.B. Wirth et al. 2004, Wutzler et al. 2008), allerdings wurden diese bisher nicht mit additiven Methoden hergeleitet. Die deutlich größere Datenbasis (mit Daten aus Rumpf et al. 2011, von Wilpert et al. 2011, Kändler & Bösch 2012, Pretzsch et al. 2012a), die zudem Informationen zu weiteren Baumarten in nicht unerheblichem Maße bereitstellt, war ein weiterer Grund neue Biomassefunktionen abzuleiten. Ziel war es, additive Biomassefunktionen für die verfügbaren Baumarten mit einem konsistenten Satz an Methoden zu entwickeln.

2.2 Material und Methoden

Zur Herleitung additiver, kompartimentsspezifischer Biomassefunktionen sind verschiedene Methoden in der Literatur beschrieben. Der viel beachtete Artikel von Parresol (2001) beschreibt drei bzw. zwei Verfahren für die lineare bzw. nichtlineare Regression. Ausgangspunkt sind dabei jeweils Kompartimentsfunktionen, die additiv verknüpft werden und damit gleichzeitig die Funktionen für die summarischen Kompartimente darstellen. Andere Autoren wie Poudel & Temesgen (2015) gehen von einer Funktion der oberirdischen Biomasse aus, entwickelten Funktionen für die Kompartimentsanteile und schätzten die Kompartimentsmassen über das Produkt von Gesamtbiomasse und Kompartimentsanteilen. In beiden Fällen (aggregative und disaggregative Form, siehe Dong et al. 2015) können sowohl univariate als auch multivariate Verfahren eingesetzt werden. Der Vorteil der multivariaten Verfahren ist die Berücksichtigung der Korrelationen zwischen den einzelnen Kompartimenten und damit effizientere Parameterschätzungen. Die aggregative Form von Parresol (2001), die Nonlinear Seemingly Unrelated Regression (NSUR), findet sich in der Literatur häufig (Dong et al. 2015, Zhao et al. 2015) und dient wiederholt als Vergleich für neuere Verfahren (Poudel & Temesgen 2015, Affleck & Diéguez-Aranda 2016). Bisher allerdings ist noch kein Verfahren deutlich besser, als die von Parresol (2001) vorgeschlagene Methodik.

Das Verfahren von Parresol (2001) basiert auf einer Minimierung der Residuenquadratsumme nach der Methode der kleinsten Quadrate (KQ). Eine Berücksichtigung von Zu-

fallseffekten – bei einer Metastudie im Normalfall angewandt – ist dabei nicht vorgesehen und eine Implementierung als gemischtes Modell erfordert in der Regel eine Schätzung der Parameter über Maximum Likelihood (ML) (Fahrmeir et al. 2009). Bisherige Versuche einer Umsetzung des Ansatzes nach Parresol (2001) mit ML-Software („*nlme*"-Paket in R) zeigten allerdings häufig Probleme bei der Konvergenz der Modelle. Die Ursache dafür ist unklar. Wirth et al. (2004) beschreiben ebenfalls Konvergenzschwierigkeiten in diesem Kontext. Affleck & Diéguez-Aranda (2016) führen die Hinzunahme der Summenkompartimente als Begründung von Singularitäten und Konvergenzschwierigkeiten bei ML geschätzten Modellen an und empfehlen aus verschiedenen theoretischen Gründen die Summenkompartimente nicht in das Modell mit aufzunehmen. Eine vollständige Umsetzung des gewünschten Modells mit einer Berücksichtigung von Zufallseffekten und der Hinzunahme der Summenkompartimente ist in keinem der beiden Modellansätze direkt möglich (theoretische Ablehnung und keine Konvergenz mit Summenkompartimenten bei ML; keine gemischten Modelle mit KQ) und muss deshalb über einen Umweg abgebildet werden. Da als Ziel auch die Modellierung der Summenkompartimente (*Stock mit Rinde*, *Derbholz mit Rinde* und *oberirdische Biomasse)* definiert wurde, wird konsequenterweise dem Ansatz von Parresol (2001) gefolgt. Der Vorteil ist, dass neben den Parameterschätzungen für jedes Kompartiment und Summenkompartiment auch deren Standardabweichung sowie Konfidenz- und Vorhersageintervalle direkt aus dem Modell ableitbar sind. Die Behandlung der Studieneffekte muss demnach separat erfolgen (siehe Kapitel 2.2.4.2).

Eine zweite Herausforderung ergibt sich aus der teilweisen Inkongruenz zwischen der vielfältigen Datenbasis und der angestrebten Kompartimentierung. Insbesondere aus der Literatur beschaffte Daten haben oft einen speziellen Hintergrund (z.B. Nadeluntersuchungen), sodass für Bäume dieser Studien nur Daten bestimmter Kompartimente vorliegen. Dies kann eine Untermenge der Kompartimente ausmachen, deren Summe die oberirdische Biomasse darstellt, und/oder eine Kompartimentierung sein, die die untersuchten Bäume anders aufteilt als dies durch diese Arbeit vorgesehen ist. Die geplante Kompartimentierung teilt die oberirdische Biomasse auf in die Kompartimente *Stock, Stockrinde, Derbholz, Derbholzrinde sowie Nichtderbholz mit Rinde* und bei Nadelbäumen zusätzlich *Nadeln*. Bei Laubholz werden die Blätter nicht berücksichtigt, da die Ernte im laublosen Zustand vorausgesetzt wird und so die im Laub enthaltenen Nährelemente dem internen, annuellen Nährelementkreislauf zuzurechnen sind.

Da das Verfahren von Parresol (2001) zumindest in der verfügbaren Implementierung vollständige Datensätze voraussetzt, muss ein Imputationsverfahren eingesetzt werden, um die Fehlstellen der Daten zu beseitigen. Eine complete-case-Analyse widerspricht der umfangreichen Datenerfassung, da in der Regel die Kompartimentierung innerhalb einer Studie konsistent ist, und kann zu verzerrten Ergebnissen führen (Little & Rubin 1987, van Buuren & Groothuis-Oudshoorn 2011). Während einfache Imputationsverfahren z.B. nur (bedingte) Mittelwerte ergänzen und die Unsicherheit der Ergänzung nicht berücksichtigen, kann über das von Rubin (1987) entwickelte Verfahren der *multiplen Imputation* diese Unsicherheit mit einbezogen und bis in die Ergebnisse des Regressionsmodells durchgereicht werden. Der Vorteil dieser Art der Imputation ist zudem, dass verschiedene Beprobungsschemata homogenisiert werden können (vgl. oben). Dies ist möglich, da auch Daten vorliegen, die in

einem Detaillierungsgrad vorliegen, dass alle Beprobungsschemata abgedeckt werden können. Im Folgenden werden die einzelnen Arbeitsschritte detailliert dargestellt. Die Darstellung der Arbeitsschritte wird auf die Baumart Buche reduziert, ist aber äquivalent für die anderen Baumarten gültig.

2.2.1 Datenakquise

2.2.1.1 Berücksichtigte Datensätze

Um allgemeingültige und in Deutschland anwendbare Biomassefunktionen ableiten zu können, werden umfangreiche Biomassedaten benötigt, die die standörtliche und baumindividuelle Vielfalt der einzelnen Baumarten in Deutschland reflektieren. Dazu wurde eine große Anzahl an Datensätzen innerhalb des Projekts akquiriert, aber auch Daten weiterer Projekte und aus der Literatur. Hinzu kamen Ergebnisse einer projektinternen Studie zur Ermittlung der Ernteverluste während der Energieholzernte bei der Buche (Westermann 2014). Kriterien für die Verwendung innerhalb der Modellbildung waren die wichtigsten Baumarten Deutschlands, der räumliche Kontext (Deutschland bzw. Mitteleuropa) sowie ein minimaler Brusthöhendurchmesser (Bhd) von 7 cm. Eine Übersicht über die verwendeten Studien zeigt Tab. 2.1.

Tab. 2.1: Übersicht über die verwendeten Studien sowie der Anzahl beprobter Bäume je Studie.

Studie	**Fichte**	**Tanne**	**Douglasie**	**Kiefer**	**Buche**	**Eiche**	**Esche**	**Bergahorn**
Kändler & Bösch (2012)	395	29	41	133	278	107		
Rumpf et al. (2012)	47		8	30	34	33		
Rumpf et al. (2014)					3	7	37	25
Weis & Göttlein (2012b)	122				119			
Biomassedaten W. Weis*	24	3		3	8			3
Westermann (2014)					60			
Pretzsch et al. (2012b)	181		112	155	270	110		
Wirth et al. (2004)	498							
Kiefern-Daten C. Wirth*				1252				
Cienciala et al. (2005, 2006 und 2008)				52	20	51		
Joosten et al. (2004)					116			
Schröder (2014)						10		
Heinsdorf & Krauß (1990)				82				
Krauß & Heinsdorf (2008)					14			
Pellinen (1986)					19			
Ellenberg et al. (1986)					29			
Summe	**1267**	**32**	**161**	**1707**	**970**	**318**	**37**	**28**
verwendet	**1150**	**32**	**161**	**460**	**918**	**313**	**37**	**28**

*: unveröffentlicht.

Die berücksichtigten Baumarten sind Fichte (*Picea abies*), Weißtanne (*Abies alba*), Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), Kiefer (*Pinus sylvestris*), Buche (*Fagus sylvatica*), Eiche (*Quercus spp.*), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Esche (*Fraxinus excelsior*)

(Tab. 2.1). Tatsächlich sind bei Fichte, Kiefer, Buche und Eiche nicht alle Datensätze bei der Modellbildung berücksichtigt worden. Kriterien dabei waren die geographische Verbreitung (Zielgebiet Mitteleuropa), Bhd > 7 cm und Einschränkungen hinsichtlich des Parameterumfangs (s. Imputation). Insbesondere bei der Kiefer spielten der geographische Ursprung sowie der Mindest-Bhd eine große Rolle. Eine Übersicht über die Wertebereiche der konsolidierten Daten gibt Tab 2.2. Die räumliche Verteilung der Daten ist in Abb. 2.1 und Abb. 2.2 dargestellt.

Tab. 2.2: Wertebereich der Prädiktoren und der oberirdischen Biomasse inkl. Stock (oiBT) der einzelnen Baumarten. NHN: Höhe über Normalhöhennull, D03: Durchmesser in 30 % der Baumhöhe, KL: Kronenlänge.

Baumart	Bhd [cm]	Höhe [m]	Alter [y]	NHN [m]	D03 [cm]	KL [m]	oiBT [kg]
Fichte	7–81	5–43	15–200	5–1300	7–61	3–29	6–3415
Tanne	13–84	13–42	25–270	239–1080	1–63	6–22	45–4670
Douglasie	7–86	10–45	20–100	115–765	6–68	5–24	15–5333
Kiefer	7–70	5–39	14–212	10–1080	7–58	2–18	9–2751
Buche	7–85	8–42	10–200	30–1100	6–63	2–32	10–7803
Eiche	8–95	7–38	15–220	40–610	7–79	2–24	14–6517
Esche	9–76	14–38	34–153	270–400	8–60	5–28	33–5824
Bergahorn	12–56	15–32	33–185	270–1080	10–42	5–19	50–2162

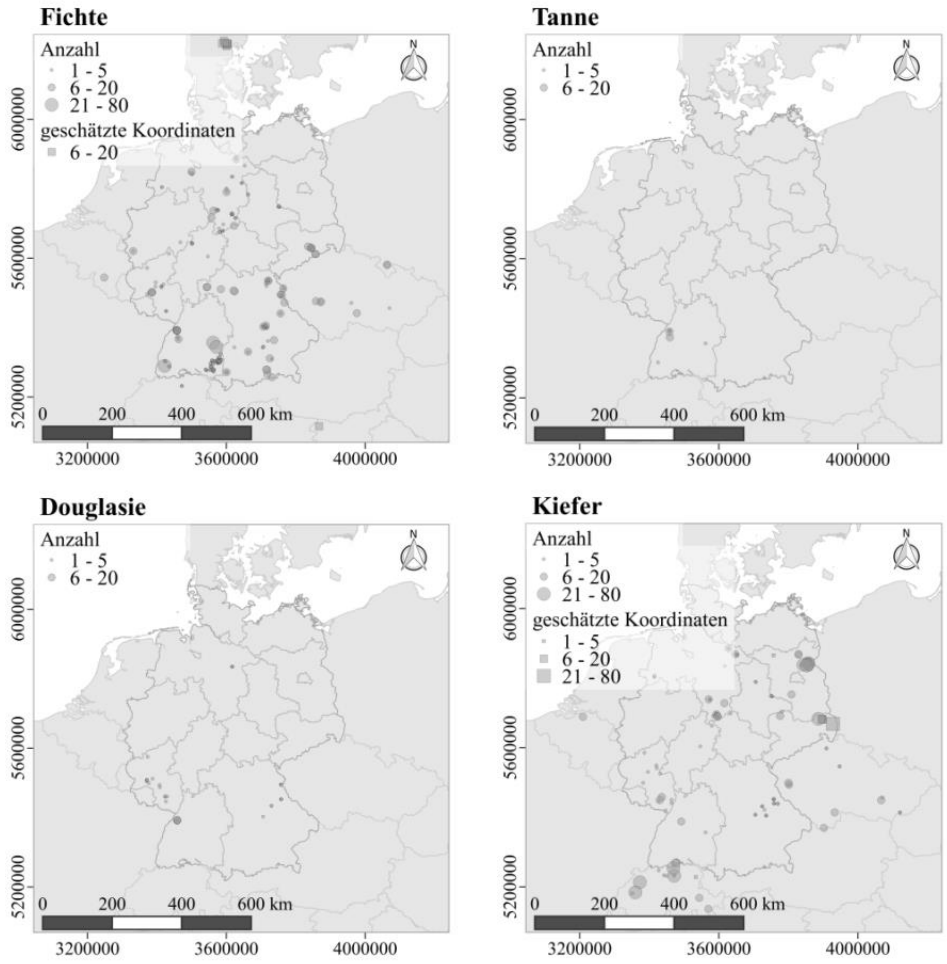


Abb. 2.1: Geographische Verbreitung der Nadelholz-Probebäume.

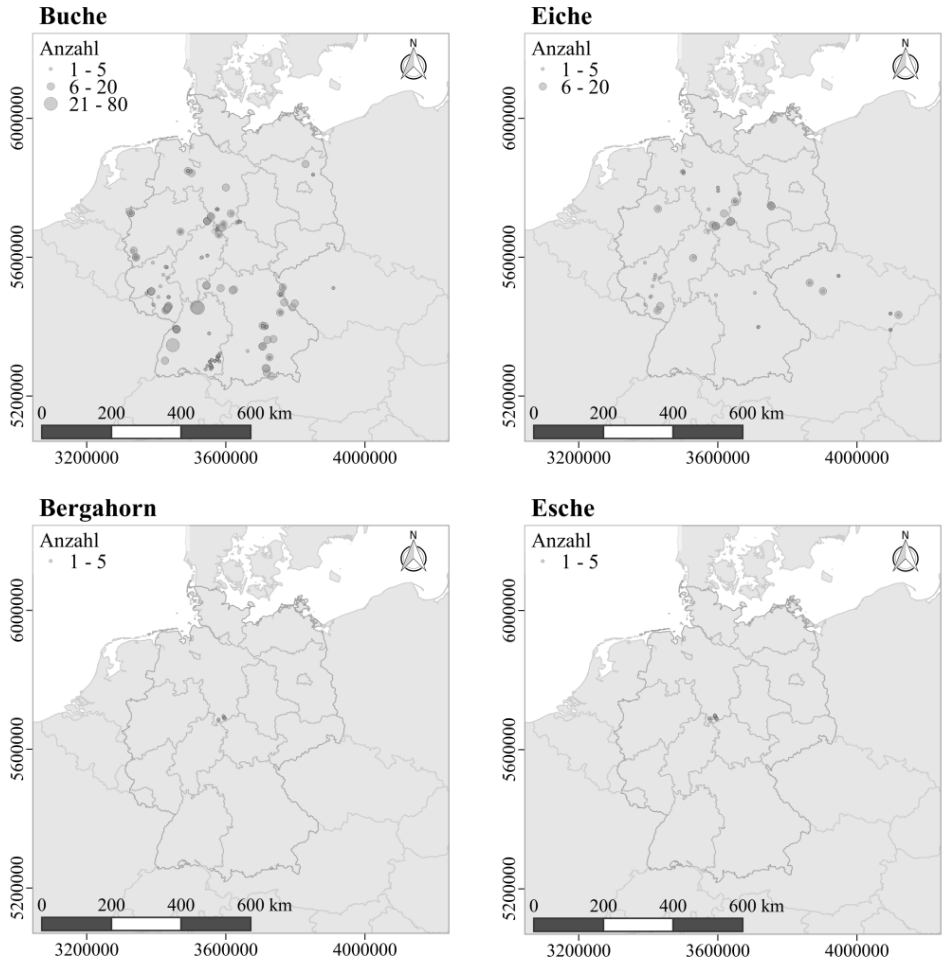


Abb. 2.2: Geographische Verbreitung der Laubholz-Probebäume.

2.2.1.2 Nicht-berücksichtigte Datensätze

Weitere Datensätze wurden aus der Literatur und datenhaltenden Stellen akquiriert, aber aus verschiedenen Gründen nicht in die Datenbank integriert. Dies betrifft die Datensätze von Burger (1929–1953), eine Datensammlung von M. J. Scheelhas (Wageningen UR) und Teile der Publikation von Wutzler et al. (2008). Die Studien von Burger (1929–1953) liegen nicht vollständig öffentlich vor (nur Nichtderbholz und Nadelmassen). Umfangreiche Daten zu Derbholzmassen wurden von der zuständigen Stelle (WSL, Birmensdorf, Schweiz) zur Verfügung gestellt, konnten durch Abgleich der Baumcharakteristika Bhd, Höhe, Alter und Erhebungszeitpunkt und -ort aber den öffentlichen Daten nicht zugeordnet werden. Die Berücksichtigung wurde verworfen, da in den Hauptkompartimenten durch die große Anzahl an Datensätzen ein hoher Anteil an Fehlstellen entstanden wäre, der die Imputation an ihre Grenzen geführt hätte. Da die Bäume zudem aus Anbauversuchen und aus

der Schweiz stammten, wurden sie verworfen. Die Datensammlung von M. J. Schelhaas wurde nicht berücksichtigt, da einerseits nur oberirdische Biomassen tabelliert waren und andererseits das Baumartenspektrum nicht zu den Zielbaumarten gepasst hat. Von Wutzler et al. (2008) wurden nur die (öffentlich) verfügbaren Datensätze verwendet.

2.2.2 Datenaufbereitung

Aufgrund der Vielzahl an berücksichtigten Studien (n = 16) mussten sehr unterschiedliche Datenbestände homogenisiert werden. Dies wurde erschwert durch die verschiedenen Kompartimentsdefinitionen und -differenzierung innerhalb der verschiedenen Studien. Für einige Studien (Rumpf et al. 2011, Kändler & Bösch 2012, Pretzsch et al. 2012b, Joosten et al. 2004, Weis & Göttlein 2012b, Biomassedaten W. Weis) lagen Rohdaten vor, sodass – neben den schon berechneten Kompartimenten – zusätzliche Kompartimente abgeleitet werden konnten. Damit lag für diesen Teil der Studien eine Datenbasis vor, mit der alle in den Studien verwendeten Beprobungsschemata (im Wesentlichen die Beprobungen entlang der Derbholzgrenze von 7 cm oder der Hauptachse) nachgebildet werden konnten. Dies war im Hinblick auf die Imputation zur Vervollständigung der Studien mit einer begrenzten oder einer gänzlich anderen Kompartimentierung notwendig. Ohne diese zusätzliche Datenaufbereitung hätten die entsprechenden Studien nicht in die Auswertung mit einbezogen werden können.

Das Ergebnis der Aufarbeitung ist eine detaillierte Kompartimentierung aller beprobten Bäume der genannten Studien. Die Bäume wurden aufgeteilt in die Kompartimente *Stock*, *Stammderbholz*, *Kronenderbholz der Hauptachse*, *Astderbholz* sowie die entsprechenden Rindenanteile dieser Kompartimente, *Nichtderbholz mit Rinde* sowie *Nadelmassen* bei Nadelbaumarten. Summarische Kompartimente können aus diesem Set leicht abgeleitet werden, zum Beispiel Derbholz der Hauptachse, Gesamtderbholz oder Gesamtastmassen. Für die oben genannten Studien lagen alle diese Kompartimentsinformationen vor, die restlichen Studien wiesen noch Fehlstellen für die aus der entsprechenden Studiensicht neu hinzugekommenen Kompartimente auf.

2.2.3 Multiple Imputation

Mit dem aufgearbeiteten und erweiterten Datenpool wurde zur Ergänzung der Fehlstellen eine Multiple Imputation durchgeführt. Dies ist ein Standardwerkzeug zur Datenergänzung (Little & Rubin 1987) und liefert im Vergleich zu Complete-Case-Analysen oder zur bedingten oder unbedingten Mittelwertschätzung unverzerrte Ergebnisse sowie angepasste Standardfehler. Nachdem das Imputationsmodell aufgesetzt wurde, besteht der zusätzliche Aufwand darin, die statistische Auswertung mehrfach („multiple“) anstatt einmalig durchzuführen und die Einzelergebnisse zusammenzufassen (Little & Rubin 1987). Eine Umsetzung der von Little & Rubin (1987) entwickelten Methode ist im R-Paket „*mice*“ (multivariate imputation by chained equations) enthalten.

Da eine direkte Imputation von Kompartimentsmassen unter Umständen die Additivität der Kompartimente stört (es fehlt z.B. eine Trennung in Derbholz und Derbholz-Rinde), wurde die Imputation auf dichotome Kompartimentsanteile zwischen je zwei Kompartimenten und

deren Summe (z.B. Derbholz, Derbholz-Rinde sowie die Summe Derbholz mit Rinde) aufgebaut. Damit die Imputation der Kompartimentsanteile nur Werte zwischen null und eins liefert, wurde die Methode „predictive mean matching“ (pmm) verwendet. Imputationswerte werden dabei – basierend auf den im Datensatz enthaltenen und als Prädiktor definierten Variablen – nur aus den beobachteten Werten gezogen. Abb. 2.3 und Abb. 2.4 zeigen die dichotome Aufteilung nach den beiden Biomasse-Beprobungsschemata „Derbholz“ und „Hauptachse“. Eine Aufteilung der Masse des Kompartiments Stock mit Rinde (StockmR) in die beiden Untermengen Holz (Stock) und Stockrinde (StockR) wird durch folgendes Vorgehen erreicht:

(1) s_stock = Stock/StockmR (für gegebene Beobachtungen)
(2) es gilt: StockR/StockmR = 1 – s_stock
(3) Imputation von fehlenden s_stock-Werten (auf Basis der Beobachtungen)
(4) Stock = StockmR * s_stock
(5) StockR = StockmR * (1 – s_stock)

Da der Imputationsalgorithmus die Kompartimente nacheinander abarbeitet, ist die Reihenfolge der Imputation der Kompartimente wichtig. Im dargestellten Beispiel muss im Vorfeld die *Stock mit Rinde*-Masse vorhanden bzw. schon ergänzt worden sein.

Falls die Wurzel des dichotomen Baums fehlt (oiBT in Abb. 2.3), wird dieser Wert aus vorhandenen Werten abgeleitet (oiB in Abb. 2.3) – die vorhandene Dreierbeziehung kann nicht nur hierarchisch abwärts, sondern auch aufwärts definiert werden. Da dies von der entsprechenden Studie abhängig ist, musste für jede Studie (genauer: jede Realisierung des Beprobungsschemas) ein eigener dichotomer Baum gebildet werden. Aus Abb. 2.3 und Abb. 2.4 wird deutlich, dass in der untersten Hierarchieebene (Blätter des Imputationsbaumes, nicht-fette Darstellung), trotz unterschiedlicher Beprobungsschemata die identischen Kompartimente vorhanden sind.

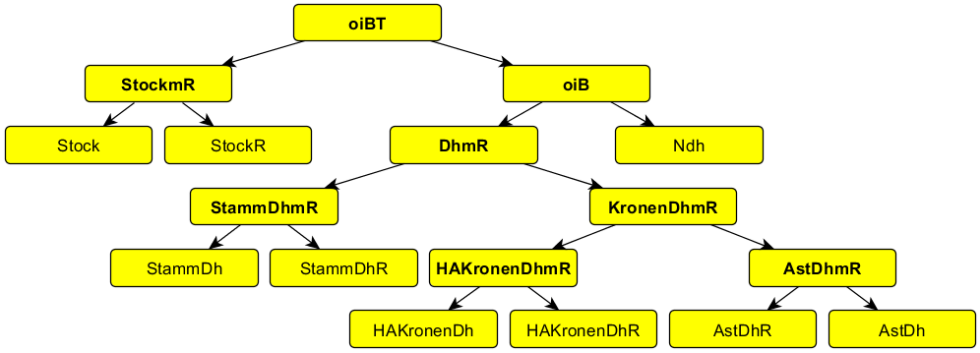


Abb. 2.3: Dichotome Aufteilung der Kompartimente nach dem Beprobungsschema "Derbholz". Fette Schrift zeigt summarische Kompartimente an. Abkürzungen sind: Dh = Derbholz, Ndh = Nicht-Derbholz, R = Rinde, mR = mit Rinde, HA = Hauptachse, oiB = oberirdische Biomasse ohne Stock, oiBT = oiB plus Stock.

Die endgültigen Kompartimentsmassen wurden aus den imputierten Anteilen multipliziert mit dem Summenkompartiment berechnet („passive Imputation“). Dies wurde für alle verfügbaren Kompartimente in der entsprechenden Hierarchie durchgeführt.

Die Multiple Imputation liefert mehrere vollständige Datensätze. Die Unterschiede zwischen diesen Datensätzen reflektieren die intrinsische Unsicherheit, die mit der Imputation einhergeht.

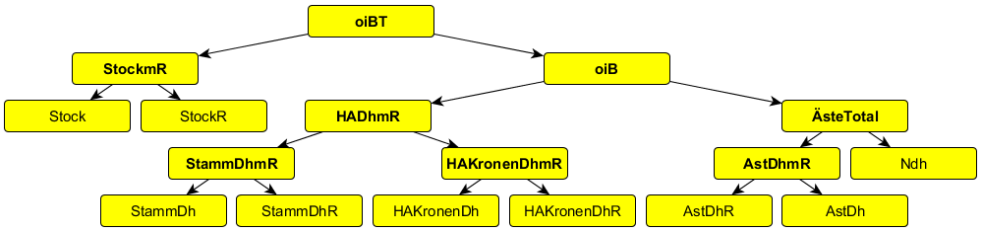


Abb. 2.4: Dichotome Aufteilung der Kompartimente nach dem Beprobungsschema "Hauptachse". Fette Schrift zeigt summarische Kompartimente an. Abkürzungen wie in Abb. 2.3.

Die Imputation wird durch verschiedene Parameter gesteuert. Erwähnt wurde bereits, dass mehrere vollständige Datensätze produziert werden. Die notwendige Anzahl zur Abdeckung der Unsicherheit wird mit 3-5 angegeben (van Buuren & Groothuis-Oudshoorn 2011), in der Literatur werden aber auch höhere Zahlen genannt (White et al. 2011, Kommentar Adriaan W. Hoogendoorn (persönliche Mitteilung) auf der Mailinglist zur Imputation der NorthWestern University, USA). Aufgrund des eher straffen, allometrischen Zusammenhangs, der teilweise langen Laufzeit des Regressionsmodells für Baumarten mit großen Datensätzen und dem Ziel konsistent geschätzter Funktionen für alle Baumarten, wurden jeweils $m = 10$ Imputationsdatensätze erzeugt.

Des Weiteren kann eine Prädiktormatrix festgelegt werden, die angibt, welche Variablen als Prädiktor zur Imputation benutzt werden. Zur Hinzunahme oder Entfernung von Variablen gibt es Hinweise in van Buuren & Groothuis-Oudshoorn (2011). Insbesondere die Abhängigkeitsstrukturen, der Einfluss auf das Fehlen der Daten und das letztlich geplante Regressionsmodell sowie die Erklärungsgüte für die Imputation müssen berücksichtigt werden. Van Buuren & Groothuis-Oudshoorn (2011, S. 22) weisen explizit darauf hin, dass es kein Widerspruch ist, Zielgrößen mit Variablen zu imputieren, deren Zusammenhang im Regressionsmodell erklärt werden soll.

Zuletzt wird, wie oben angedeutet, die Reihenfolge der zu ergänzenden Variablen und die maximale Anzahl der Iteration bis zur Konvergenz angegeben. Ersteres ergibt sich aus dem Beprobungsschema und der vorliegenden Datenstruktur. Die Anzahl von maximalen Iterationen wurde auf 30 gesetzt, den Empfehlungen von van Buuren & Groothuis-Oudshoorn (2011) folgend.

2.2.4 Modellbildung

Analog zu Parresol (2001) wurden in einem ersten Schritt unabhängige, nicht-lineare Kompartimentsmodelle entwickelt. Ziel dieser Kompartimentsmodelle war es, die auftretende Heteroskedastie zu modellieren sowie Korrelationen zwischen den Fehlern der Kompartimente sowie Zufallseffekte für den Faktor Studie abzuleiten. Diese Größen werden für den

zweiten Schritt der gemeinsamen Schätzung der Kompartimentsfunktionen mit NSUR benötigt.

2.2.4.1 Kompartimentsspezifische Funktionen

Für jedes in Kapitel 2.2.2 definierte Kompartiment wurden eigenständige allometrische Biomassefunktionen entwickelt. Diese dienen der Ermittlung signifikanter Prädiktoren, der Herleitung der Modellgleichungen und der Ableitung von Korrelations- und Varianzstrukturen für die gemeinsame Schätzung mittels NSUR.

Dabei wurde für alle Baumarten und Kompartimente eine allometrische Grundform gewählt ($Y = \beta_0 {X_1}^{\beta_1} {X_2}^{\beta_2} \cdots {X_n}^{\beta_n}$), wobei ein Y-Achsenabschnitt erlaubt wurde, falls dadurch die Normalverteilungsannahme der Residuen deutlich verbessert wurde. Gemischte Modelle wurden für die Baumarten Fichte, Douglasie, Kiefer, Buche und Eiche zur Berücksichtigung von Studieneffekten verwendet. Für Tanne, Esche und Bergahorn gab es entweder keinen zweiten Datensatz oder dieser war sehr klein, sodass kein gemischtes Modell zur Anwendung kam. Es wurden je Baumart und Kompartiment ein einfaches DH-Modell (also eine Modell mit den Prädiktoren Bhd (D) und Baumhöhe (H), sowie Stockhöhe für die Stockkompartimente) sowie ein erweitertes Modell (Prädiktoren Bhd, Baumhöhe, Stockhöhe, Baumalter, Durchmesser in 30 % der Baumhöhe, Kronenlänge und Höhe über NHN; Kronenlänge (nur für Kronenkompartimente)) entwickelt. Die Modelle wurden auf Basis des AIC (Sakamoto et al. 1986) sowie visueller Inspektion von Residuenplots evaluiert. Die Modellierung wurde mit dem R-Paket „*nlme"* durchgeführt.

Voruntersuchungen hatten gezeigt, dass die Heteroskedastie (nicht-konstante Varianz) gut durch eine Potenzfunktion modelliert werden kann:

$$Var(e) = \sigma^2 |v|^{\delta} \qquad (2.1)$$

Als Varianz-Prädiktor *v* wurde durchgehend der Bhd verwendet, während der Varianz-Parameter δ geschätzt wurde. Manche Kompartimente verschiedener Baumarten verlangten nach einer gruppierten Varianzmodellierung, mit „Studie" als Gruppierungsfaktor, um die Normalverteilungsannahme der Residuen besser zu erfüllen.

2.2.4.2 Entfernung von Zufallseffekten

Wie zu Beginn des Kapitels 2.2 dargestellt, können bei dem durch Parresol (2001) dargestellten Ansatz, basierend auf KQ, keine gemischten Modelle mit den zur Verfügung stehenden Algorithmen abgeleitet werden. Aus diesem Grund wurde – auf Basis der univariaten Modelle – eine Datenanpassung durch Entfernen des Studieneffekts durchgeführt. Der Studieneffekt ist der Anteil an der Beobachtung, der dem Studiendesign, der technischen Ausführung, dem Beobachter und anderen der Studie zugrunde liegenden Eigenschaften zuzuordnen ist. Es ist der Teil der Beobachtung, der die Erhebung studienspezifisch vom Populationsmittel abweichen lässt.

Abgeleitet werden kann der Studieneffekt direkt aus dem gefitteten gemischten Modell (und er wurde nur für diese Baumarten angewandt) als Differenz zwischen der studienspe-

zifischen und der populationsspezifischen Vorhersage. Damit ergibt sich folgende Anpassungsvorschrift:

$$Y_{korr} = Y_{obs} - (f(A\beta + Bb, v) - f(A\beta, v)) \quad (2.2)$$

wobei Y_{korr} die korrigierte und Y_{obs} die beobachtete Biomasse des entsprechenden Kompartiments ist, und $A\beta$ und Bb jeweils fester und zufälliger Effekt (gegeben die Designmatrizen A und B) der nicht-linearen Funktion f mit Varianz v sind.

2.2.4.3 Additive Kompartimentsfunktionen mit NSUR

In NSUR muss für die Ableitung des Parametervektors β die Residuenquadratsumme

$$\begin{aligned} S(\beta) &= \varepsilon' \Delta' (\Sigma^{-1} \otimes I) \Delta \varepsilon \\ &= (Y - f(X, \beta))' \Delta' (\Sigma^{-1} \otimes I) \Delta (Y - f(X, \beta)) \end{aligned} \quad (2.3)$$

minimiert werden (Parresol 2001). Dabei ist Y die Antwortvariable in Form eines gestapelten Kompartimentsvektors und X eine geblockte Designmatrix, ε sind die gestapelten Residuen zwischen den Kompartimentsdaten und den Modellvorhersagen, Δ ist eine transformierte Gewichtsmatrix und Σ ist die gewichtete Varianz-Kovarianz-Matrix, die die Korrelation zwischen den Gleichungen beinhaltet. Die Einheitsmatrix I hat die Dimension *n*, der Anzahl Bäume im Modell. Die Matrix Δ ist eine Zerlegung der originären, aus den Varianzmodellen der Kompartimentsfunktionen aufgebauten blockdiagonalen Varianzmatrix Ψ mit $\Delta = \sqrt{\Psi^{-1}}$. Die Einträge der Matrix Σ werden durch

$$\hat{\sigma}_{ij} = \frac{1}{\sqrt{(n - k_i)}\sqrt{(n - k_j)}} \, \varepsilon'_i \Delta'_i \Delta_j \varepsilon_j \quad (2.4)$$

gebildet, wobei i und j jeweils die Kompartimente indizieren und $n - k$ die Freiheitsgrade darstellen. Die Residuen ε stammen aus den Kompartimentsmodellen.

Für jedes Kompartiment wird eine eigene Modellgleichung benutzt, wobei summarische Kompartimente jeweils durch die Summe ihrer Teilkompartimente modelliert werden. Die gleichen Prädiktoren wie in den Teilkompartimenten werden auch in den Summenkompartimenten benutzt, weshalb die Matrix X, nicht Block-diagonal, sondern geblockt aufgebaut wird, wobei die Designmatrizen der Teilkompartimente diagonal stehen.

Die zur Minimierung der Gleichung 8.9 benötigten Elemente werden aus den Kompartimentsmodellen abgeleitet. Da für die summarischen Kompartimente (z.B. *Derbholz mit Rinde*) keine Varianzgleichungen und Residuen vorlagen, wurden auf Basis der entsprechenden, additiv verknüpften Kompartimentsmodelle Residuen abgeleitet, mittels Varianzfunktion modelliert und die Korrelationen zu den anderen Kompartimenten berechnet. Für jede Baumart und jedes Kompartiment, sowie für die beiden Modelltypen (einfaches und erweitertes Modell) wurden die im univariaten Schritt gefundenen Gleichungen und Vari-

anzmodelle verwendet, um auf Basis des Zufallseffekt-korrigierten Datensatzes alle Kompartimente einer Baumart simultan mittels NSUR zu schätzen.

Alle Schritte – Kompartimentsmodelle, Random-Effekts-Korrektur, Ableitung der Varianz- und Kovarianzmatrizen – wurden für jeden der zehn durch Imputation erzeugten, vollständigen Datensätze durchgeführt. Die NSUR-Modelle wurden mit dem R-Paket „*systemfit"* (OLS-Schätzung) gefittet, ergänzt um die Möglichkeit, eine Gewichtsmatrix aus der Varianzmodellierung zu berücksichtigen.

2.2.4.4 Pooling der Ergebnisse

Die Ergebnisse der einzelnen, auf den zehn Imputationsdatensätzen basierenden Regressionsmodelle wurden entsprechend nach den Imputationsregeln aus Little & Rubin (1987) zusammengeführt. Die Parameterschätzungen der zehn ausgewerteten Imputationsdatensätze werden über den Mittelwert zusammengeführt. Standardfehler der Parameterschätzungen bestehen aus zwei Teilen: der gemittelten Within-Imputation-Varianz $\bar{W}$ und der Between-Imputation-Varianz B. Erstere berechnet sich als Mittelwert der (Parameter-)Varianzen der einzelnen Imputationsdatensätze, die zweite als die Varianz der Parameterschätzungen aller m Imputationsdatensätze:

$$B = \frac{1}{m-1}\sum_{i=1}^{m}(\theta_i - \bar{\theta})^2 \qquad (2.5)$$

wobei $\bar{\theta}$ der gemittelte Parametervektor ist. Zusammengeführt werden die beiden Varianzen zur Gesamtvarianz T durch

$$T = \bar{W} + \frac{m+1}{m} B \qquad (2.6)$$

Dies wird entsprechend nicht nur für die Parameterschätzungen, sondern auch für andere Parameter und Varianzelemente des Modells durchgeführt. Genannt seien die Residualvarianz des Modells, die Kovarianzen zwischen den Kompartimenten (also Σ) und die Varianzparameter δ zur Modellierung der Heteroskedastie. Diese Größen werden auch benötigt um Vorhersageintervalle zu konstruieren.

2.2.4.5 Statistische Kenngrößen

Zur Bewertung der Modelle wurden verschiedene statistische Kenngrößen für jedes aus einer Imputation resultierende Modell abgeleitet und über alle Imputationen gemittelt. Die Kenngrößen sind RMSE (Wurzel der Summe des quadrierten, mittleren Fehlers, kg), Bias (mittlerer Fehler, kg) und das (Pseudo-) Bestimmtheitsmaß R^2 (ohne Einheit). Diese werden wie folgt berechnet:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(Y_i - \hat{Y}_i)^2}{n}} \qquad (2.7)$$

$$Bias = \frac{\sum_{i=1}^{n}(Y_i - \hat{Y}_i)}{n} \quad (2.8)$$

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(Y_i - \hat{Y}_i)^2}{\sum_{i=1}^{n}(Y_i - \bar{Y})^2} \quad (2.9)$$

Dabei ist Y_i die Beobachtung, $\hat{Y}_i$ die Modellvorhersage für Baum i und $\bar{Y}$ der Mittelwert aller Beobachtungen.

2.3 Ergebnisse

Für die wichtigsten acht Baumarten Deutschlands wurden von den Projektpartnern und aus öffentlich zugänglichen Datenquellen Biomassedaten erfasst. Für Fichte, Kiefer, Buche und Eiche sind die erfassten Datenumfänge erheblich, bei Douglasie immer noch umfangreich und für Tanne, Bergahorn und Esche eher eingeschränkt. Die geographische Verortung sowie eine Zusammenfassung der Daten finden sich in Abb. 2.1 und Abb. 2.2 sowie in Tab. 2.2. Die Ergebnisse werden hier für die Baumart Buche im Detail dargestellt, stehen aber stellvertretend auch für die weiteren bearbeiteten Baumarten.

2.3.1 Imputation

Die Ergänzung von fehlenden Kompartimentsinformationen durch das Verfahren der multiplen Imputation erzeugte zehn vollständige Datensätze. Die Plausibilität der Imputation wurde visuell durch Prüfung der Konvergenz des Gibbs-Samplers sowie der bedingten Verteilungen der imputierten Größen und der Zielgrößen bestätigt. Insgesamt wurden für die Baumart Buche 64 diagnostische Graphiken produziert, von denen eine beispielhafte Auswahl von vier Graphiken dargestellt wird.

Abb. 2.5 zeigt exemplarisch für fünf der ergänzten Variablen die Entwicklung des Mittelwerts und der Standardabweichung im Laufe der Iterationen. Sie dient der Diagnose von Trend und Mischung.

Insbesondere bei der ersten Variablen ist eine Anpassung von Mittelwert und Standardabweichung während der ersten fünf bis sieben Iterationen gegeben, danach erfolgt keine Änderung mehr (Abb. 2.5). Die Mischung der einzelnen Ketten (jede Kette produziert einen vollständigen Datensatz, separate Farbe je Kette in der Abbildung) ist ab der ersten bis zur letzten Iteration gegeben. Ein Trend ist nach einer anfänglichen Anpassung nicht mehr erkennbar. Eine saubere Konvergenz kann angenommen werden.

Eine Übersicht über die Randverteilungen der imputierten Variablen wird in Abb. 2.6 gegeben.

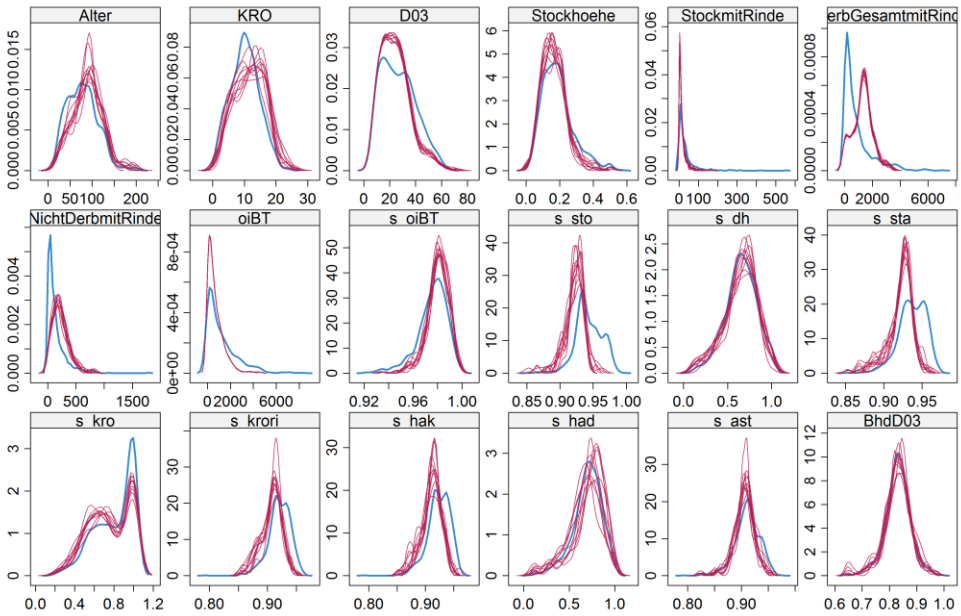


Abb. 2.5: Prüfung der marginalen Randverteilungen der einzelnen Variablen. Blaue Linie: Verteilung der beobachteten Daten, pinke Linien: Verteilungen der einzelnen Ketten.

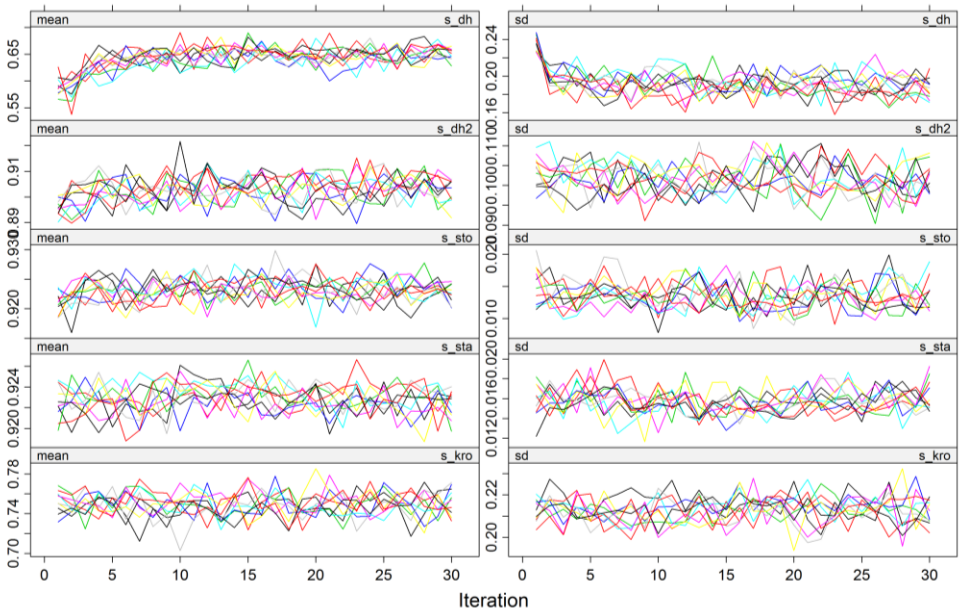


Abb. 2.6: Überprüfung des Gibbs-Samplers für exemplarisch gewählte Variablen auf Trend und Mischung der einzelnen, farbig dargestellten Ketten (links: Mittelwert, rechts: Standardabweichung).

Während die blaue Verteilung die beobachteten Daten darstellt, zeigen die pinken Verteilungen das Ergebnis je einer Kette (Abb. 2.6). Geringe Fallzahlen bei den Imputationen führen zu stärkeren Schwankungen innerhalb der Verteilungen. Auch in diesem Fall zeigt die Graphik, dass die verschiedenen Ketten sehr ähnliche Ergebnisse produzieren. Während die Kompartimentsanteile (s_*-Variablen) durchaus eine gewisse Variation enthalten, scheinen die Ergebnisse der Massen stabiler. Dies wird durch die Skalierung der Graphiken bedingt.

Die Abb. 2.7 und Abb. 2.8 zeigen die konkret ergänzten Werte für zwei exemplarische Größen (s_oiB = Anteil Derbholz an der oberirdischen Biomasse und oiBT = oberirdische Biomasse Total, also inklusive Stock). Beide Abbildungen zeigen klar, dass die Imputationen – sowohl die Anteile, als auch die daraus erzeugten Massen – im erwartbaren Wertebereich liegen. Auch sind die leichten Variationen sichtbar, die die Unsicherheit der Imputation beinhalten (insbesondere in Abb. 2.7).

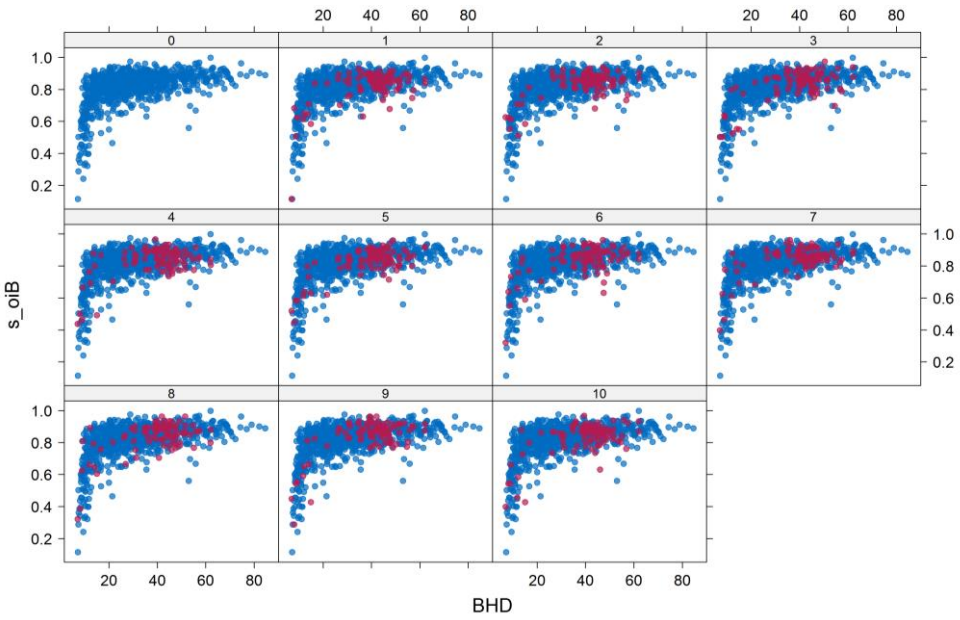


Abb. 2.7: Darstellung der Variable s_oiB: Anteil Derbholz an oberirdische Biomasse [%] für beobachtete (blau) und ergänzte (pink) Werte.

Die Variation der zehn Imputationen für einen fehlenden Wert führt in der weiteren Analyse (Regressionsmodell) zu leicht unterschiedlichen Parameterschätzungen. Die von Little & Rubin (1987) dargestellten Regeln führen im Anschluss an die Imputation und Regressionsanalyse zu zusammengefassten Regressionsergebnissen, die einen gemittelten Punktschätzer und die um die Between-Imputation-Varianz korrigierten Standardfehler beinhalten.

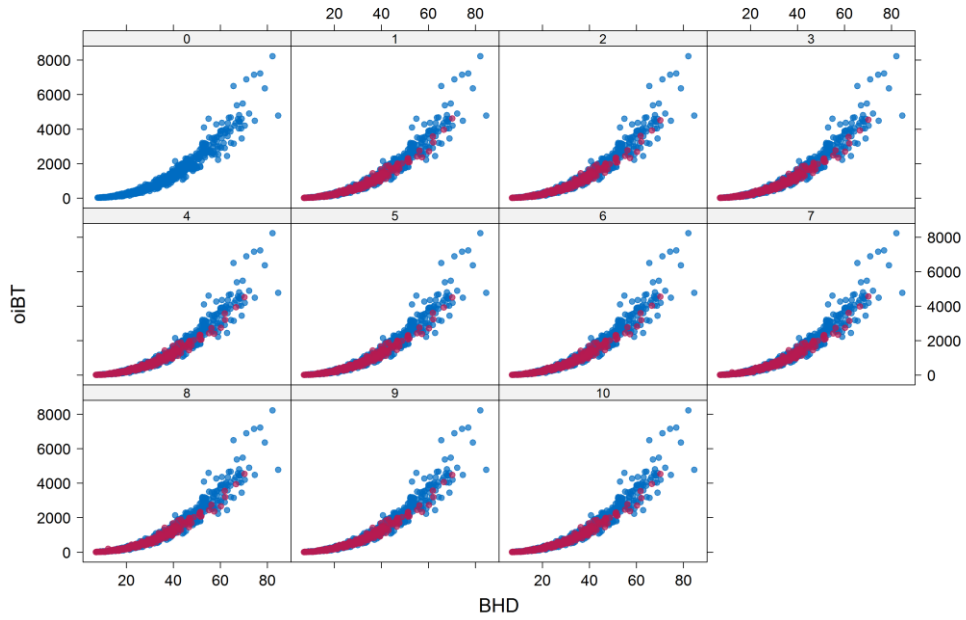


Abb. 2.8: Beobachtete und durch passive Imputation ergänzte Masse [kg] des Kompartiments oiBT: oberirdische Biomasse Total inkl. Stock. Die imputierten Werte liegen im Bereich der Beobachtungen.

2.3.2 Modelle

2.3.2.1 Kompartimentsmodelle

Auf die Ergebnisse der univariaten Regressionsmodelle für die einzelnen Kompartimente wird nicht näher eingegangen, da sie nur als Hilfsmittel zur Bestimmung einer plausiblen Modellgleichung und der Ableitung der Varianz-Kovarianz-Matrix dienten. Die Ergebnisse sind in Form von pdf-Dateien im digitalen Anhang zu diesem Bericht auf der Projekt-Webseite (www.enna.fva-bw.de) verfügbar.

2.3.2.2 Datenanpassung

Der Effekt der Datenanpassung mittels Zufallseffekt wird in Abb. 2.9 dargestellt. Die Korrektur wirkt auf das fixed-effects-Regressionsmodell, als ob ein Studieneffekt berücksichtigt würde. Dies gilt insbesondere für die Parameterschätzung. Die Standardfehler der Parameterschätzungen sind etwas geringer, da durch die Korrektur Varianz auf Basis des Studieneffekts aus den Daten entfernt wurde.

Der Effekt der Korrektur ist nicht immer so stark ausgeprägt, wie im Fall von Abb. 2.9 (eine Studie innerhalb des Kompartiments Stock der Baumart Buche). Zudem können sehr leichte Verschiebungen zwischen der fixed-effects-Schätzung der korrigierten Daten und der random-effects-Schätzung der unkorrigierten Daten auftreten (blauer Kreis und rotes Kreuz in Abb. 2.9). Dies wird mit der Erklärungsgüte der Zufallseffekte begründet: Zufalls-

effekte sind zusätzliche (Zufalls-) Parameter im Regressionsmodell. Da nach dem Prinzip der Parsimonie möglichst wenige Parameter zur Erklärung der Varianz genutzt werden sollen, sind nicht signifikante Zufallseffekte aus dem Modell entfernt worden – obwohl damit marginal Teile des Studieneffekts nicht berücksichtigt wurden.

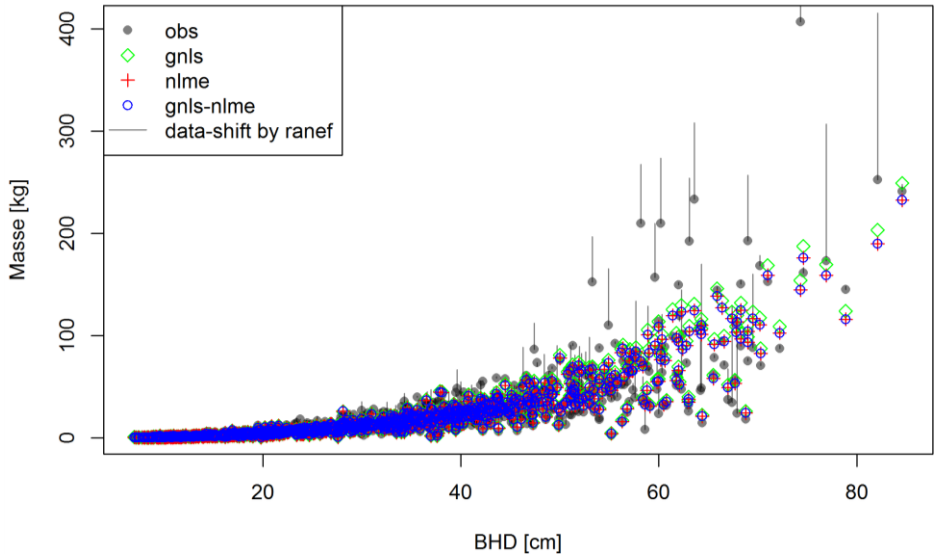


Abb. 2.9: Vergleich der beobachteten Werte mit den gnls-, nlme- und gnls/nlme- Schätzungen für Stock: Datenkorrektur auf Basis des gemischten Stock-DH-Kompartimentmodells für Buche zur Berücksichtigung von Zufallseffekten. Grauer Punkt: korrigierte Beobachtung; schwarze Linie: Verschiebung der Daten.

2.3.2.3 Additive Kompartimentsfunktionen mit NSUR

Als Ergebnisse der simultan geschätzten Biomassefunktionen werden einerseits diagnostische Graphiken (hier nur für die Baumart Buche) und andererseits die Gleichungen mit den geschätzten Parametern sowie statistische Kenngrößen dargestellt.

Die Prüfung der Annahmen des Regressionsmodells wird durch diagnostische Graphiken vorgenommen. Diese sind in Abb. 2.10 bis Abb. 2.13 dargestellt und in den Abbildungsunterschriften näher erläutert. Die graphischen Kontrollen für die verschiedenen Baumarten unterscheiden sich nicht wesentlich. Für alle Baumarten und Modelltypen (einfach und erweitert) liegen die entsprechenden Dateien im digitalen Anhang zu diesem Bericht, auf der Projektwebseite (www.enna.fva-bw.de), zur Ansicht bereit.

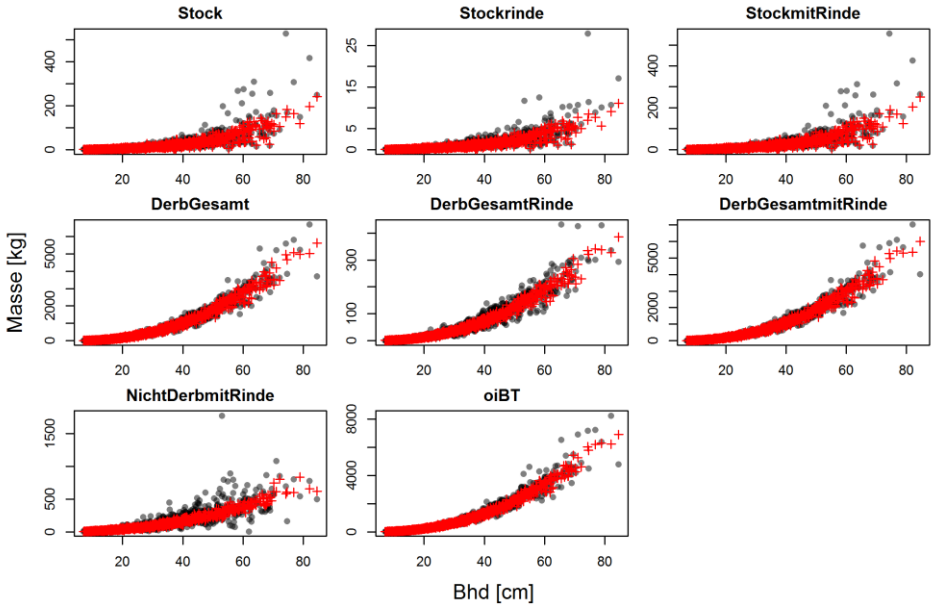


Abb. 2.10: Darstellung der beobachteten und der geschätzten Werte [kg] gegen Bhd [cm] (Buche, erweitertes Modell, erste Imputation). Grauer Punkt: Beobachtung; rotes Kreuz: Biomasse-Schätzung. Der allometrische Zusammenhang ist deutlich sichtbar.

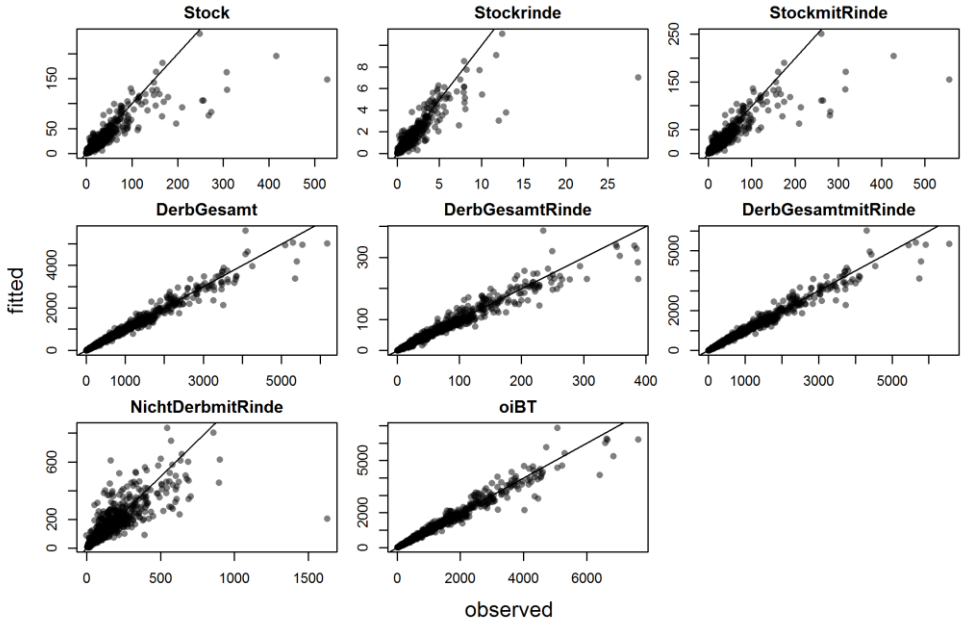


Abb. 2.11: Darstellung der beobachteten Werte gegen die geschätzten Werte (Buche, erweitertes Modell, erste Imputation).

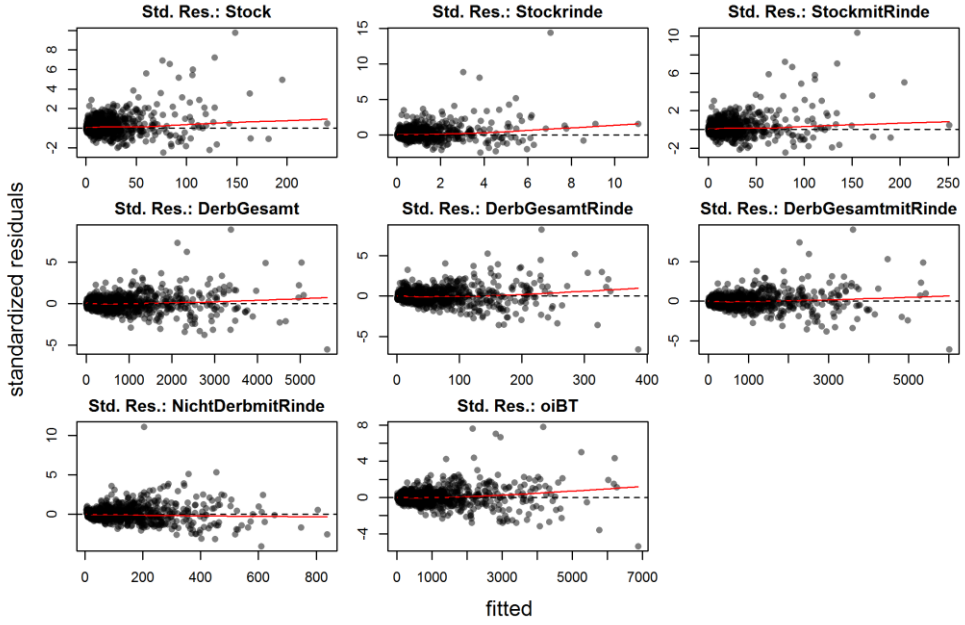


Abb. 2.12: Darstellung der standardisierten Residuen gegen die geschätzten Werte (Buche, erweitertes Modell, erste Imputation).

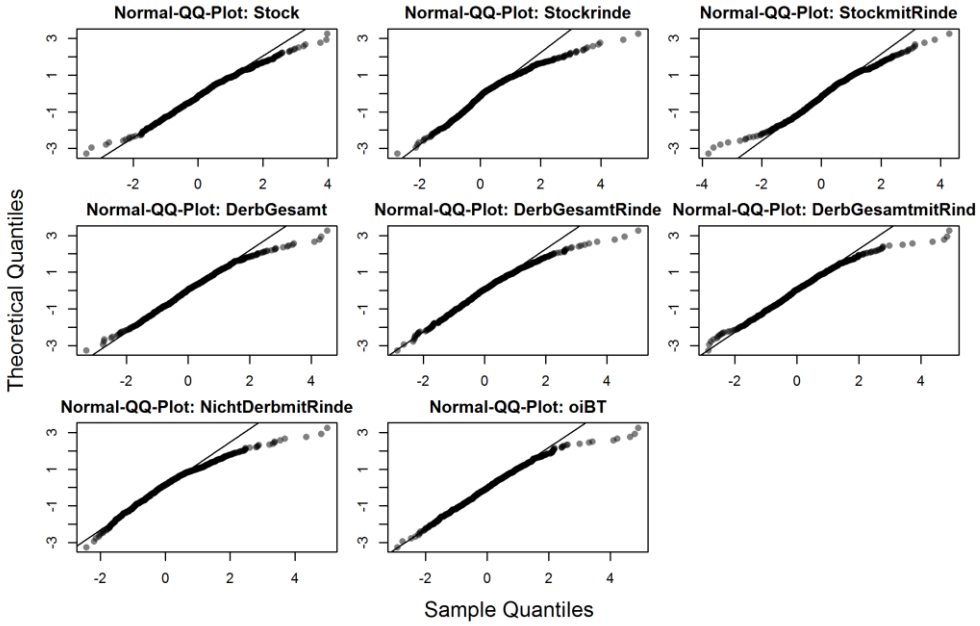


Abb. 2.13: Q-Q-Plot der standardisierten Residuen zur Überprüfung der Normalverteilungsannahme des Modells (Buche, erweitertes Modell, erste Imputation).

Die letztendlich für das Kapitel 12 relevanten Biomassefunktionen werden in Tab. 2.4 bis Tab. 2.7 dargestellt (sowohl das DH- als auch das erweiterte Modell). In Tab. 2.3 sind die verwendeten Abkürzungen aufgeführt und erläutert. Die graphischen Ergebnisse für die übrigen Baumarten sind in Form von diagnostischen Graphiken und R-Objekten im digitalen Anhang zu diesem Bericht, auf der Projekt-Webseite (www.enna.fva-bw.de), verfügbar.

Tab. 2.3: Abkürzungsübersicht für die modellierten Biomassekompartimente und die verwendeten Prädiktoren für die Tab. 2.4 bis Tab. 2.7.

Abkürzung	Beschreibung		Abkürzung	Beschreibung
Sto	Stockholz		dbh	Brusthöhendurchmesser (Bhd)
StoR	Rinde des Stockholz		h	Baumhöhe
Sto+R	Stockholz inkl. Rinde		sth	Stockhöhe[1]
Dh	Derbholz		a	Alter
DhR	Derbholzrinde		upd	Durchmesser in 30 % der Höhe
Dh+R	Derbholz inkl. Rinde		cl	Kronenlänge[1]
Ndh	Nichtderbholz inkl. Rinde		hsl	Höhe über NHN
Nad	Nadeln		[*]Stockhöhe nur für Stockkompartimente, Kronenlänge nur für Kronenkompartimente eingesetzt	
oiBT	oberirdische Biomasse			

Tab. 2.4: Übersicht über die entwickelten additiven Modelle für die Nadelholzbaumarten Fichte und Tanne. Dargestellt sind die einfachen (dh) als auch die erweiterten (erw.) Modelle, die Gleichung mit eingesetzten Parametern, sowie dem Varianzparameter δ, der Statistiken RMSE, BIAS und R^2.

BA	Modell	Komp.	Funktion	δ	RMSE	Bias	R^2
Fichte	dh	Sto	$0{,}0258 \cdot dbh^{2{,}072} \cdot sth^{0{,}5961}$	2,66	7,47	0,46	0,95
		StoR	$-0{,}0224 + 0{,}0096 \cdot dbh^{1{,}6369} \cdot sth^{0{,}6069}$	2,23	0,60	0,06	0,94
		Sto+R	Sto + StoR	2,65	7,88	0,52	0,94
		Dh	$0{,}0157 \cdot dbh^{1{,}735} \cdot h^{1{,}2177}$	2,32	60,20	3,02	0,99
		DhR	$0{,}0042 \cdot dbh^{1{,}6026} \cdot h^{1{,}0239}$	2,10	6,45	0,20	0,99
		Dh+R	Dh + DhR	2,32	63,62	3,22	0,99
		Ndh	$2{,}133 + 0{,}0241 \cdot dbh^{2{,}9983} \cdot h^{-0{,}8549}$	1,98	21,68	0,70	0,93
		Nad	$-2{,}6807 + 0{,}4639 \cdot dbh^{2{,}0861} \cdot h^{-0{,}9393}$	1,70	10,78	0,55	0,92
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,25	82,53	4,99	0,99
	erw.	Sto	$0{,}0188 \cdot dbh^{2{,}0093} \cdot sth^{0{,}6086} \cdot a^{0{,}153} \cdot hsl^{-0{,}0209}$	2,64	7,41	0,34	0,95
		StoR	$0{,}0096 \cdot dbh^{1{,}57} \cdot sth^{0{,}5354} \cdot upd^{0{,}2611} \cdot hsl^{-0{,}1219}$	2,20	0,58	0,05	0,94
		Sto+R	Sto + StoR	2,62	7,80	0,38	0,94
		Dh	$-2{,}1402 + 0{,}0141 \cdot dbh^{0{,}7047} \cdot h^{1{,}1056} \cdot upd^{1{,}1083} \cdot a^{0{,}1052}$	2,35	51,39	-0,05	0,99
		DhR	$0{,}0037 \cdot dbh^{0{,}3797} \cdot h^{1{,}0584} \cdot upd^{1{,}3104}$	2,00	5,57	0,16	1,00
		Dh+R	Dh + DhR	2,31	53,06	0,11	0,99
		Ndh	$0{,}0372 \cdot dbh^{1{,}3022} \cdot h^{-0{,}9297} \cdot upd^{1{,}4603} \cdot cl^{0{,}4074}$	1,78	20,36	0,11	0,93
		Nad	$-2{,}4839 + 0{,}3754 \cdot dbh^{0{,}8971} \cdot h^{-0{,}8658} \cdot upd^{1{,}2103} \cdot a^{-0{,}169} \cdot cl^{0{,}3603}$	1,68	9,22	-0,01	0,94
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,24	70,20	0,60	0,99
Tanne	dh	Sto	$(0{,}0103 \cdot dbh^{2{,}2638} \cdot sth^{0{,}7306})$	1,49	2,88	-0,07	0,98
		StoR	$(0{,}0028 \cdot dbh^{2{,}1617} \cdot sth^{0{,}7451})$	0,88	0,40	-0,01	0,99
		Sto+R	Sto + StoR	1,51	3,43	-0,08	0,98
		Dh	$(0{,}0074 \cdot dbh^{1{,}6476} \cdot h^{1{,}5543})$	2,13	131,95	-11,38	0,98
		DhR	$(0{,}0017 \cdot dbh^{1{,}304} \cdot h^{1{,}8956})$	2,07	20,81	-2,35	0,99
		Dh+R	Dh + DhR	2,12	156,10	-13,73	0,98
		Ndh	$(0{,}0187 \cdot dbh^{2{,}3598})$	2,11	78,94	-3,11	0,92
		Nad	$(0{,}0961 \cdot dbh^{1{,}7136})$	2,13	26,18	-1,34	0,90
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,12	269,04	-18,26	0,99
	erw.	Sto	$(0{,}0456 \cdot dbh^{2{,}4913} \cdot sth^{0{,}7574} \cdot hsl^{-0{,}3605})$	1,58	2,60	0,04	0,99
		StoR	$(0{,}0105 \cdot dbh^{1{,}9554} \cdot sth^{0{,}8897})$	1,58	0,57	0,07	0,97
		Sto+R	Sto + StoR	1,58	3,17	0,11	0,99
		Dh	$(0{,}0706 \cdot h^{1{,}1497} \cdot d03^{1{,}945} \cdot age^{0{,}4223} \cdot hsl^{-0{,}5844})$	2,52	68,55	2,35	0,99
		DhR	$(0{,}0031 \cdot h^{1{,}1144} \cdot d03^{1{,}9255})$	2,13	11,32	0,79	0,99
		Dh+R	Dh + DhR	2,53	81,92	3,14	0,99
		Ndh	$(0{,}004 \cdot dbh^{1{,}8634} \cdot hsl^{0{,}4338} \cdot cl^{0{,}2579})$	2,48	74,17	0,94	0,96
		Nad	$(0{,}0667 \cdot dbh^{2{,}1102} \cdot age^{-0{,}4877} \cdot cl^{0{,}4413})$	2,26	22,39	0,08	0,96
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,51	152,56	4,27	0,99

Tab. 2.5: Übersicht über die entwickelten additiven Modelle für die Nadelholzbaumarten Douglasie und Kiefer. Dargestellt sind die einfachen (dh) als auch die erweiterten (erw.) Modelle, die Gleichung mit eingesetzten Parametern, sowie dem Varianzparameter δ, der Statistiken RMSE, BIAS und R^2.

BA	Modell	Komp.	Funktion	δ	RMSE	Bias	R^2
Douglasie	dh	Sto	$0{,}0104 \cdot dbh^{2{,}3008} \cdot sth^{0{,}6608}$	2,60	8,16	-0,51	0,95
		StoR	$0{,}0034 \cdot dbh^{2{,}0208} \cdot sth^{0{,}7579}$	1,81	0,85	-0,04	0,94
		Sto+R	Sto + StoR	2,54	8,61	-0,55	0,95
		Dh	$0{,}0128 \cdot dbh^{1{,}9541} \cdot h^{1{,}0539}$	2,89	132,72	-3,33	0,99
		DhR	$0{,}0027 \cdot dbh^{1{,}8296} \cdot h^{1{,}0032}$	2,48	21,20	-1,22	0,98
		Dh+R	Dh + DhR	2,91	144,56	-4,55	0,99
		Ndh	$0{,}1868 \cdot dbh^{2{,}9652} \cdot h^{-1{,}4856}$	1,85	37,18	1,42	0,86
		Nad	$-2{,}3439 + 0{,}3042 \cdot dbh^{2{,}4415} \cdot h^{-1{,}2707}$	2,19	14,04	1,20	0,90
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,55	190,93	-2,49	0,98
	erw.	Sto	$0{,}011 \cdot dbh^{2{,}2848} \cdot sth^{0{,}6738}$	2,73	8,12	-0,02	0,95
		StoR	$0{,}0066 \cdot dbh^{1{,}6062} \cdot sth^{0{,}7843} \cdot h^{0{,}8236} \cdot hsl^{-0{,}3369}$	2,44	0,55	-0,02	0,95
		Sto+R	Sto + StoR	2,54	8,57	-0,04	0,95
		Dh	$0{,}0096 \cdot dbh^{0{,}3635} \cdot h^{1{,}1445} \cdot upd^{1{,}5496} \cdot a^{0{,}1337}$	2,63	91,09	1,67	0,99
		DhR	$0{,}002 \cdot h^{1{,}3266} \cdot upd^{1{,}6472} \cdot a^{0{,}2551} \cdot hsl^{-0{,}1343}$	2,51	14,98	0,68	0,98
		Dh+R	Dh + DhR	2,87	95,95	2,35	0,99
		Ndh	$4{,}4291 + 0{,}0803 \cdot h^{-1{,}8063} \cdot upd^{3{,}2254} \cdot hsl^{-0{,}2284} \cdot cl^{1{,}1231}$	2,17	29,27	2,10	0,93
		Nad	$0{,}2517 \cdot h^{-1{,}4909} \cdot upd^{2{,}6968} \cdot hsl^{-0{,}2495} \cdot cl^{0{,}7657}$	2,16	10,78	0,88	0,95
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,55	130,45	5,30	0,99
Kiefer	dh	Sto	$0{,}0659 \cdot dbh^{1{,}912} \cdot sth^{1{,}0257}$	2,37	3,14	0,33	0,97
		StoR	$0{,}0077 \cdot dbh^{1{,}8182} \cdot sth^{0{,}8773}$	2,18	0,33	0,01	0,98
		Sto+R	Sto + StoR	2,34	3,32	0,34	0,97
		Dh	$0{,}0169 \cdot dbh^{1{,}9894} \cdot h^{0{,}9378}$	2,21	71,15	5,12	0,98
		DhR	$0{,}0044 \cdot dbh^{1{,}9594} \cdot h^{0{,}6641}$	2,16	8,30	0,22	0,95
		Dh+R	Dh + DhR	2,19	74,76	5,34	0,98
		Ndh	$0{,}2801 \cdot dbh^{2{,}4138} \cdot h^{-1{,}1526}$	1,55	20,72	0,71	0,83
		Nad	$0{,}0967 \cdot dbh^{2{,}3781} \cdot h^{-1{,}1093}$	1,83	11,97	1,04	0,91
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,20	82,88	7,44	0,98
	erw.	Sto	$0{,}0372 \cdot dbh^{1{,}7721} \cdot sth^{0{,}8994} \cdot a^{0{,}2011}$	2,44	2,75	0,03	0,98
		StoR	$0{,}0079 \cdot dbh^{1{,}8062} \cdot sth^{0{,}8747}$	2,18	0,33	0,01	0,98
		Sto+R	Sto + StoR	2,43	2,93	0,04	0,98
		Dh	$0{,}0155 \cdot dbh^{0{,}8012} \cdot h^{0{,}9565} \cdot upd^{1{,}1017} \cdot a^{0{,}1558} \cdot hsl^{-0{,}0166}$	2,17	52,30	0,39	0,99
		DhR	$0{,}0042 \cdot dbh^{0{,}8423} \cdot h^{0{,}6979} \cdot upd^{1{,}1017} \cdot a^{0{,}0773}$	2,09	6,83	0,03	0,99
		Dh+R	Dh + DhR	2,19	54,17	0,41	0,99
		Ndh	$0{,}4818 \cdot h^{-1{,}2197} \cdot upd^{2{,}1416} \cdot cl^{0{,}5707}$	1,68	19,80	0,10	0,83
		Nad	$0{,}0534 \cdot h^{-1{,}0821} \cdot upd^{2{,}2936} \cdot cl^{0{,}7023}$	2,03	9,67	0,07	0,81
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,19	60,25	0,62	0,99

Tab. 2.6: Übersicht über die entwickelten additiven Modelle für die Laubholzbaumarten Buche und Eiche. Dargestellt sind die einfachen (dh) als auch die erweiterten (erw.) Modelle, die Gleichung mit eingesetzten Parametern, sowie dem Varianzparameter δ, der Statistiken RMSE, BIAS und R^2.

BA	Modell	Komp.	Funktion	δ	RMSE	Bias	R^2
Buche	dh	Sto	$0{,}0412 \cdot dbh^{2{,}081} \cdot sth^{0{,}8159}$	2,53	20,16	2,50	0,94
		StoR	$0{,}0038 \cdot dbh^{1{,}932} \cdot sth^{0{,}7943}$	2,19	0,97	0,10	0,95
		Sto+R	Sto + StoR	2,53	20,97	2,60	0,92
		Dh	$-5{,}6602 + 0{,}022 \cdot dbh^{2{,}0971} \cdot h^{0{,}8957}$	2,34	178,57	4,98	0,99
		DhR	$0{,}0017 \cdot dbh^{2{,}0245} \cdot h^{0{,}9396}$	2,22	15,95	0,38	0,97
		Dh+R	Dh + DhR	2,26	191,68	5,36	0,99
		Ndh	$0{,}3255 \cdot dbh^{2{,}2399} \cdot h^{-0{,}6099}$	1,79	85,40	1,28	0,89
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,38	231,92	9,24	0,99
	erw.	Sto	$0{,}0394 \cdot dbh^{2{,}0882} \cdot sth^{0{,}8019}$	2,53	20,14	2,46	0,94
		StoR	$0{,}0036 \cdot dbh^{1{,}9376} \cdot sth^{0{,}782}$	2,18	0,97	0,10	0,95
		Sto+R	Sto + StoR	2,52	20,96	2,55	0,92
		Dh	$-4{,}9933 + 0{,}0252 \cdot dbh^{1{,}4549} \cdot h^{0{,}8354} \cdot upd^{0{,}6959}$	2,35	166,37	3,26	0,99
		DhR	$0{,}0018 \cdot dbh^{1{,}2664} \cdot h^{0{,}8153} \cdot upd^{0{,}7738} \cdot a^{0{,}0993}$	2,20	14,59	0,20	0,97
		Dh+R	Dh + DhR	2,26	178,31	3,46	0,99
		Ndh	$0{,}6521 \cdot dbh^{1{,}1797} \cdot h^{-0{,}965} \cdot upd^{0{,}9702} \cdot hsl^{-0{,}0637} \cdot cl^{0{,}4993}$	1,79	83,32	1,33	0,93
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,37	214,09	7,35	0,99
Eiche	dh	Sto	$0{,}0262 \cdot dbh^{2{,}1519} \cdot sth^{0{,}7608}$	2,45	11,16	2,56	0,92
		StoR	$0{,}0086 \cdot dbh^{1{,}9342} \cdot sth^{0{,}8459}$	2,29	0,90	0,04	0,94
		Sto+R	Sto + StoR	2,43	11,53	2,60	0,91
		Dh	$-5{,}9489 + 0{,}0257 \cdot dbh^{2{,}0738} \cdot h^{0{,}8508}$	2,37	170,77	1,05	0,99
		DhR	$0{,}006 \cdot dbh^{2{,}0101} \cdot h^{0{,}778}$	2,47	33,94	0,46	0,98
		Dh+R	Dh + DhR	2,37	196,01	1,51	0,99
		Ndh	$0{,}376 \cdot dbh^{2{,}0763} \cdot h^{-0{,}6378}$	1,85	59,78	-0,39	0,88
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,40	220,99	3,72	0,99
	erw.	Sto	$0{,}0194 \cdot dbh^{2{,}1112} \cdot sth^{0{,}7378} \cdot hsl^{0{,}0838}$	2,48	10,35	1,75	0,93
		StoR	$0{,}0095 \cdot dbh^{1{,}9136} \cdot sth^{0{,}8742}$	2,29	0,90	0,06	0,95
		Sto+R	Sto + StoR	2,44	10,75	1,80	0,92
		Dh	$0{,}0193 \cdot dbh^{1{,}3336} \cdot h^{0{,}9228} \cdot upd^{0{,}7854}$	2,45	168,17	1,56	0,99
		DhR	$0{,}0064 \cdot dbh^{2{,}0248} \cdot h^{0{,}7432}$	2,47	34,08	0,42	0,98
		Dh+R	Dh + DhR	2,39	193,76	1,98	0,99
		Ndh	$0{,}3146 \cdot dbh^{2{,}0775} \cdot h^{-0{,}4517} \cdot a^{-0{,}3821} \cdot cl^{0{,}5449}$	1,80	55,51	-0,92	0,91
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,40	215,22	2,87	0,99

Tab. 2.7: Übersicht über die entwickelten additiven Modelle für die Laubholzbaumarten Esche und Bergahorn. Dargestellt sind die einfachen (dh) als auch die erweiterten (erw.) Modelle, die Gleichung mit eingesetzten Parametern, sowie dem Varianzparameter δ, der Statistiken RMSE, BIAS und R^2.

BA	Modell	Komp.	Funktion	δ	RMSE	Bias	R^2
Esche	dh	Sto	$2{,}5202 + 0{,}0024 \cdot dbh^{2{,}8763} \cdot sth^{1{,}0434}$	2,03	8,48	1,07	0,94
		StoR	$0{,}1524 \cdot dbh^{1{,}1417} \cdot sth^{0{,}9491}$	1,40	0,94	0,09	0,91
		Sto+R	Sto + StoR	2,36	9,17	1,16	0,98
		Dh	$0{,}0128 \cdot dbh^{1{,}9623} \cdot h^{1{,}1824}$	3,11	122,23	11,97	0,99
		DhR	$0{,}001 \cdot dh^{1{,}6592}$	2,12	16,51	1,94	0,98
		Dh+R	Dh + DhR	3,18	140,75	13,92	0,99
		Ndh	$0{,}2633 \cdot dbh^{1{,}686}$	2,26	68,84	4,70	0,93
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,74	200,69	19,78	0,99
	erw.	Sto	$1{,}6104 + 0{,}0114 \cdot dbh^{3{,}0712} \cdot sth^{1{,}0863} \cdot a^{-0{,}4704}$	2,14	7,78	0,31	0,97
		StoR	$-0{,}6464 + dbh^{1{,}413} \cdot sth^{0{,}6475} \cdot h^{-0{,}8938}$	1,09	0,72	0,02	0,96
		Sto+R	Sto + StoR	1,97	8,19	0,33	0,98
		Dh	$0{,}5393 + 0{,}0131 \cdot dbh^{2{,}0071} \cdot h^{1{,}1282}$	3,17	122,34	0,82	0,99
		DhR	$-2{,}4294 + dh^{1{,}1451} \cdot upd^{0{,}7374} \cdot hsl^{-1{,}0056}$	3,10	20,09	1,95	0,96
		Dh+R	Dh + DhR	3,18	138,35	2,77	0,99
		Ndh	$0{,}226 \cdot dbh^{1{,}3553} \cdot cl^{0{,}5081}$	2,40	72,95	1,95	0,94
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,74	203,01	5,05	0,99
Bergahorn	dh	Sto	$0{,}0498 \cdot dbh^{2{,}0039} \cdot sth^{0{,}7826}$	2,22	3,62	0,44	0,95
		StoR	$0{,}0078 \cdot dbh^{1{,}8961} \cdot sth^{0{,}8009}$	1,57	0,36	0,04	0,96
		Sto+R	Sto + StoR	2,09	4,24	0,47	0,97
		Dh	$0{,}028 \cdot dbh^{2{,}1304} \cdot h^{0{,}7078}$	2,77	36,15	1,20	0,99
		DhR	$0{,}5195 + 0{,}004 \cdot dbh^{2{,}068} \cdot h^{0{,}6965}$	2,61	4,28	0,10	0,99
		Dh+R	Dh + DhR	2,72	43,93	1,31	0,99
		Ndh	$0{,}0259 \cdot dbh^{2{,}2687}$	2,86	31,42	0,37	0,89
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,83	78,73	2,15	0,99
	erw.	Sto	$0{,}0226 \cdot dbh^{2{,}2065} \cdot sth^{0{,}6757}$	2,22	4,11	0,11	0,96
		StoR	$-0{,}005 + 0{,}0039 \cdot dbh^{2{,}0726} \cdot sth^{0{,}6575}$	1,53	0,39	0,02	0,97
		Sto+R	Sto + StoR	2,26	4,90	0,12	0,96
		Dh	$0{,}025 \cdot dbh^{1{,}8773} \cdot h^{0{,}7277} \cdot upd^{0{,}285}$	3,00	34,65	0,07	0,99
		DhR	$0{,}4825 + 0{,}0041 \cdot dbh^{2{,}0775} \cdot h^{0{,}6841}$	2,61	4,23	0,05	0,99
		Dh+R	Dh + DhR	2,72	42,53	0,11	0,99
		Ndh	$7{,}4481 + 0{,}0002 \cdot dbh^{1{,}1181} \cdot cl^{3{,}2672}$	3,04	32,48	-1,27	0,89
		oiB	Summe aller Kompartimente	2,83	57,45	-1,03	1,00

2.3.2.4 Sonderfall Tannen-Modelle

Die Biomassedaten der Weißtanne konnten mit dem präsentierten Ansatz nicht in additive Biomassefunktionen umgesetzt werden, da keine Modellspezifikation gefunden wurde für die globale Minima bei Konvergenz der Minimierungsalgorithmen erreicht wurden. Aus diesem Grund wurden die Weißtannendaten mit dem in Kapitel 2.2 dargestellten alternativen Verfahren (Parameterschätzung mittels Maximum-Likelihood) entwickelt. Während für die zahlenmäßig wichtigsten Baumarten Fichte und Buche die Modelle mit diesem Verfahren nicht konvergierten und dies neben den in Kapitel 2.2 angeführten Gründen zur Verwendung des Ansatzes von Parresol (2001) geführt hat, gilt dies für die Tanne nicht. Tatsächlich wurde nur mit dem ML-Ansatz eine vollständige Konvergenz erreicht.

Das Vorgehen für die Tanne unterscheidet sich von den anderen Baumarten aber nur hinsichtlich der verwendeten Funktion zur Ableitung der NSUR-Modelle. Alle anderen Arbeitsschritte (Datenaufbereitung, multiple Imputation, Entwicklung der Kompartimentsmodelle) sind identisch. Die Kompartimentsmodelle werden in diesem Fall nur zur Entwicklung der Modellgleichung benutzt, da die anderen NSUR-Elemente (Modellierung der Heteroskedastie Ψ und Varianz-Kovarianz-Matrix Σ) innerhalb der Funktion iterativ geschätzt werden können.

2.3.2.5 Ableitung von Kompartimentsanteilen

Die Biomassefunktionen liefern geschätzte Massen in kg für alle Kompartimente sowie die Summenkompartimente. Daraus lassen sich Massenanteile der einzelnen Kompartimente in Bezug zur oberirdischen Biomasse ableiten. Diese sind in Abb. 2.14 dargestellt. Diese stellt eindrücklich dar, dass Derbholz bei allen dargestellten Baumarten (mit Ausnahme der Tanne) für Bhd > 30 cm um die 80 % der Masse besitzt. Starke Änderungen der Kompartimentsanteile treten für Bhd zwischen 7 cm und 30 cm auf. Sichtbar sind auch die unterschiedlichen Anteile der Derbholzrinden- und Nichtderbholzanteile. Insbesondere auffällig ist der geringe Rindenanteil bei der Buche im Vergleich zum hohen Rindenanteil bei der Eiche. Identische Aussagen gelten auch für den Vergleich Fichte gegen Tanne. Interessant bei der Fichte ist die relative Zunahme des Nichtderbholzanteils auf Kosten der Derbholzmasse, Derbholzrinde und Nadeln ab einem Bhd von 30 cm. Dies bedeutet nicht, dass diese Massen weniger werden, sondern dass der Biomassezuwachs über dem Bhd für Nichtderbholz stärker ist als für die anderen Kompartimente. Ob dies in der Realität beobachtet werden kann oder im Unsicherheitsbereich des Modells liegt ist unklar.

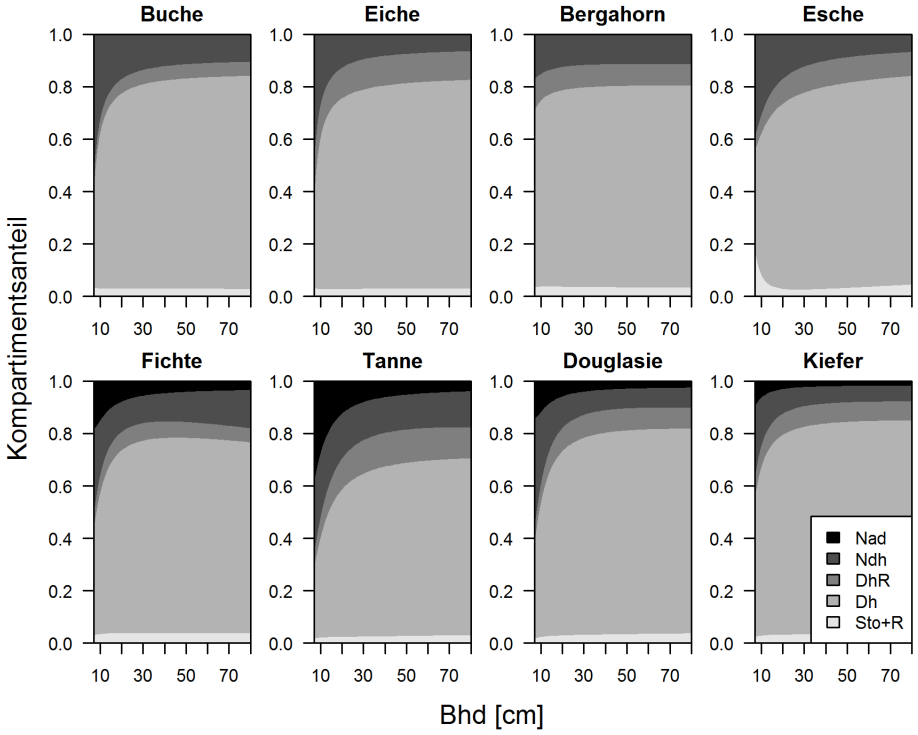


Abb. 2.14: Kompartimentsanteile der verschiedenen Baumarten in Bezug zur oberirdischen Biomasse Total (inkl. Stock). Nad: Nadeln, Ndh: Nichtderbholz mit Rinde, DhR: Derbholzrinde, Dh: Derbholz, Sto+R : Stock inkl. Rinde.

2.4 Diskussion und Bewertung

Obwohl in der Literatur (z.B. Zianis et al. 2005) bereits eine große Anzahl an Biomassefunktionen vorliegt, auch für den mitteleuropäischen bzw. deutschen Raum (Wirth et al. 2004, Wutzler et al. 2008, Pretzsch et al. 2013), gab es dennoch gute Gründe eine neue Zusammenstellung zu entwickeln:

(1) neue Datenerhebungen haben die Datenbasis enorm erweitert
(2) das Baumartenspektrum der einzelnen Studien war bislang eingeschränkt
(3) die angewandten Methoden zwischen den Studien unterschieden sich
(4) alle Kompartimente wurden unabhängig geschätzt

Demgegenüber konnten diese Limitierungen bei der methodischen Umsetzung der neu entwickelten Funktionen berücksichtigt werden. Durch die bundesweite Datenerhebung zur Herleitung von Biomassefunktionen für die BWI[3] und die freundliche Erlaubnis der Datennutzung aus Pretzsch et al. (2013), konnte eine sehr große Datenbasis zusammengestellt werden. Auch Studien mit unterschiedlichen Beprobungsschemata konnten durch die Methodik der multiplen Imputation einbezogen werden. Die acht berücksichtigten, für Deutschland wichtigsten Baumarten wurden durch eine konsistente Schätzmethodik bearbeitet. Es wurde ein mehrstufiges Verfahren eingesetzt, womit Fehlstellen, Zufallseffekte,

Heteroskedastie und Korrelationen zwischen den Kompartimenten berücksichtigt werden konnten.

Durch die Datenstruktur und die Form des Regressionsmodells als NSUR konnten additive Modelle entwickelt werden. Die Summe der Kompartimentsschätzungen entspricht damit exakt der Schätzung der Summenkompartimente. Damit kann die Anwendung der Modellergebnisse flexibler an unterschiedliche Fragestellungen durch Zusammenfassung von Biomassekompartimenten angepasst werden. Gleichzeitig können Konfidenz- und Vorhersageintervalle sowohl für die Kompartimente als auch für die Summenkompartimente direkt aus dem Modell abgeleitet werden.

Es wurden zwei Modelltypen entwickelt: eines mit den Prädiktoren Bhd und Baumhöhe (sowie Stockhöhe für Stockkompartimente) und eines mit den zusätzlichen Parametern D_{03}, Alter, Kronenlänge (für Kronenkompartimente) und Höhe über N.N. Dieses erweiterte Modell lieferte für fast alle Kompartimente aller Baumarten bessere Vorhersagen und wurde für die Verwendung in Simulationswerkzeugen entwickelt. Das einfache DH-Modell wurde für Situationen entwickelt, in denen nur die beiden Größen Bhd und Baumhöhe bekannt sind, z.B. bei Felderhebungen.

2.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Es wurden für die acht wichtigsten deutschen Baumarten multivariat geschätzte, additive Biomassefunktionen gefittet. Vorarbeiten waren univariate, kompartimentsspezifische Modelle zur Ermittlung der Modellgleichungen und der Varianz-Kovarianz-Struktur. Es wurden in diesem Zusammenhang Biomassefunktionen für fünf bzw. sechs Kompartimente (Stock, Stockrinde, Derbholz, Derbholzrinde, Nichtderbholz mit Rinde und Nadeln) sowie deren Summenkompartimente (Stock mit Rinde, Derbholz mit Rinde und oberirdische Biomasse) sowie zwei Modelltypen (einfach und erweitert) entwickelt. Die umfangreiche Datenbasis sowie die geographische Verortung der Probebäume unterstützt eine sinnvolle Nutzung auch in Simulationswerkzeugen (z.B. WEHAM oder TreeGrOSS).

2.6 Literaturverzeichnis

Affleck, D. L. R., U. Diéguez-Aranda. 2016. Additive Nonlinear Biomass Equations: A Likelihood-Based Approach. Forest Science 62 (2): 129-140. http://dx.doi.org/10.5849/forsci.15-126

Burger, H. 1929. Holz, Blattmenge und Zuwachs. 1. Mitteilung. Die Weymouthsföhre. Mitteilungen der Schweizerischen Centralanstalt für das forstliche Versuchswesen 15 (2): 243-292.

Burger, H. 1935. Holz, Blattmenge und Zuwachs. 2. Mitteilung. Die Douglasie. Mitteilungen der Schweizerischen Centralanstalt für das forstliche Versuchswesen 19 (1): 21-72.

Burger, H. 1937. Holz, Blattmenge und Zuwachs. 3. Mitteilung. Nadelmenge und Zuwachs bei Föhren und Fichten verschiedener Herkunft. Mitteilungen der Schweizerischen Centralanstalt für das forstliche Versuchswesen 20 (1): 101-114.

Burger, H. 1940. Holz, Blattmenge und Zuwachs. 4. Mitteilung. Ein 80jähriger Buchenbestand. Mitteilungen der Schweizerischen Centralanstalt für das forstliche Versuchswesen 21 (2): 307-348.

Burger, H. 1941. Holz, Blattmenge und Zuwachs. 5. Mitteilung. Fichten und Föhren verschiedener Herkunft auf verschiedenen Kulturorten. Mitteilungen der Schweizerischen Centralanstalt für das forstliche Versuchswesen 22 (1): 10-62.

Burger, H. 1942. Holz, Blattmenge und Zuwachs. 6. Mitteilung. Ein Plenterwald mittlerer Standortsgüte. Der bernische Staatswald Toppwald im Emmental. Mitteilungen der Schweizerischen Centralanstalt für das forstliche Versuchswesen 22 (2): 377-445.

Burger, H. 1945. Holz, Blattmenge und Zuwachs. 7. Mitteilung. Die Lärche. Mitteilungen der Schweizerischen Centralanstalt für das forstliche Versuchswesen 24 (1): 7-103.

Burger, H. 1947. Holz, Blattmenge und Zuwachs. 8. Mitteilung. Die Eiche. Mitteilungen der Schweizerischen Centralanstalt für das forstliche Versuchswesen 25 (1): 211-279.

Burger, H. 1948. Holz, Blattmenge und Zuwachs. 9. Mitteilung. Die Föhre. Mitteilungen der Schweizerischen Centralanstalt für das forstliche Versuchswesen 25 (2): 435-493.

Burger, H. 1950. Holz, Blattmenge und Zuwachs. 10. Mitteilung. Die Buche. Mitteilungen der Schweizerischen Centralanstalt für das forstliche Versuchswesen 26 (2): 419-468.

Burger, H. 1951. Holz, Blattmenge und Zuwachs. 11. Mitteilung. Die Tanne. Mitteilungen der Schweizerischen Centralanstalt für das forstliche Versuchswesen 27 (1): 247-286.

Burger, H. 1952. Holz, Blattmenge und Zuwachs. 12. Mitteilung. Fichten im Plenterwald. Mitteilungen der Schweizerischen Centralanstalt für das forstliche Versuchswesen 28 (1): 109-156.

Burger, H. 1953. Holz, Blattmenge und Zuwachs. 13. Mitteilung. Fichten im gleichalterigen Hochwald. Mitteilungen der Schweizerischen Centralanstalt für das forstliche Versuchswesen 29 (1): 38-130.

Cienciala, E., M. Černý, J. Apltauer, Z. Exnerová. 2005. Biomass functions applicable to European beech. Journal of Forest Science (Prague) 51 (4): 147-154.

Cienciala, E., J. Apltauer, Z. Exnerová, F. Tatarinov. 2008. Biomass functions applicable to oak trees grown in Central-European forestry. Journal of Forest Science (Prague) 54 (3): 109-120.

Cienciala, E., M. Černý, F. Tatarinov, J. Apltauer, Z. Exnerová. 2006. Biomass functions applicable to Scots pine. Trees 20 (4): 483-495. http://dx.doi.org/10.1007/s00468-006-0064-4

Dong, L., L. Zhang, F. Li. 2015. A Three-Step Proportional Weighting System of Nonlinear Biomass Equations. Forest Science 61 (1): 35-45. http://dx.doi.org/10.5849/forsci.13-193

Ellenberg, H., R. Mayer, J. Schauermann. 1986. Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojekts : 1966-1986; 145 Tab. Stuttgart: Ulmer.

Fahrmeir, L., S. Lang, T. Kneib. 2009. Regression. Berlin, Heidelberg: Springer.

Heinsdorf, D., H.-H. Krauß. 1990. Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen. IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung / Institut für Forstwissenschaften. Band 18. Eberswalde-Finow: Institut fuer Forstwissenschaften Eberswalde.

Joosten, R., J. Schumacher, C. Wirth, A. Schulte. 2004. Evaluating tree carbon predictions for beech (Fagus sylvatica L.) in western Germany. Forest Ecology and Management 189 (1-3): 87-96. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2003.07.037

Kändler, G., B. Bösch. 2012. Methodenentwicklung für die 3. Bundeswaldinventur: Modul 3 Überprüfung und Neukonzeption einer Biomassefunktion - Abschlussbericht. FVA-BW.

Krauß, H.-H., D. Heinsdorf. 2008. Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 38: 73 S.

Little, R. J. A., D. B. Rubin. 1987. Statistical analysis with missing data. Wiley series in probability and mathematical statistics: Applied probability and statistics. New York [u.a.]: Wiley.

Parresol, B. R. 2001. Additivity of nonlinear biomass equations. Canadian Journal of Forest Research 31 (5): 865-878. http://dx.doi.org/10.1139/cjfr-31-5-865

Pellinen, P. 1986. Biomasseuntersuchungen im Kalkbuchenwald. Georg-August-Universität Göttingen.

Poudel, K. P., H. Temesgen. 2015. Methods for estimating aboveground biomass and its components for Douglas-fir and lodgepole pine trees. Canadian Journal of Forest Research: 77-87. http://dx.doi.org/10.1139/cjfr-2015-0256

Pretzsch, H., A. Göttlein, J. Block. 2012a. Entscheidungsstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte – Teil 2: Anhang. Lehrstuhl f. Waldwachstumskunde, Dept. Ökosystem- u. Landschaftsmanagement Techn. Univ. München.

Pretzsch, H., A. Göttlein, J. Block. 2012b. Entscheidungsstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte – Teil 1: Textteil. Lehrstuhl f. Waldwachstumskunde, Dept. Ökosystem- u. Landschaftsmanagement Techn. Univ. München.

Pretzsch, H., J. Block, M. Böttcher, J. Dieler, J. Gauer, A. Göttlein, R. Moshammer, J. Schuck, W. Weis, U. Wunn. 2013. Entscheidungsstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte - Teil 1: Textteil - Nährstoffbilanzen wichtiger Waldstandorte in Bayern und Rheinland-Pfalz. Schlussbereicht zum Projekt 25966-33/0, Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Lehrstuhl f. Waldwachstumskunde, Dept. Ökosystem- u. Landschaftsmanagement Techn. Univ. München.

Rubin, D. B. 1987. Multiple imputation for nonresponse in surveys. Wiley series in probability and mathematical statistics : Applied probability and statistics. New York [u.a.]: Wiley.

Rumpf, S., J. Nagel, M. Schmidt. 2011. Biomasseschätzfunktionen von Fichte (Picea abies L.), Kiefer (Pinus sylvestris L.), Buche (Fagus sylvatica L.), Eiche (Quercus robur und petraea L.) und Douglasie (Pseudotsuga menziesii L.) für Nordwestdeutschland.

Rumpf, S., J. Nagel, M. Schmidt. 2012. Biomasseschätzfunktionen von Fichte, Kiefer, Buche, Eiche und Douglasie für Nordwestdeutschland In: Forschungsvorhaben: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung. Ergebnisbericht. http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf

Rumpf, S., K. Husmann, H. Döbbeler, H. Spellmann, J. Nagel, K. J. Meiwes. 2014 Ergebnisbericht. Verbundvorhaben: Bioenergie-Regionen stärken (BEST)-Neue Systemlösungen im Spannungsfeld ökologischer, ökonomischer und sozialer Anforderungen-Teilprojekt: Schwachholzpotenzial Wald (IO-H 4)-Entscheidungswerkzeuge zur Sicherung einer nachhaltigen Rohstoffversorgung für die stoffliche und energetische Verwertung; BMBF (FKZ: 003L033F), 48 S.

Sakamoto, Y., M. Ishiguro, G. Kitagawa. 1986. Akaike Information Criterion Statistics. D. Reidel Publishing Company.

Schröder, J. 2014. Biomasseschätzung für Wälder mittels Fernerkundung und Modellierung: Ergebnisse des deutsch-polnischen Verbundprojekts "ForseenPOMERANIA". Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 56: 218 S.

von Wilpert, K., B. Bösch, P. Bastian, D. Zirlewagen, F. Hepperle, S. Holzmann, H. Puhlmann, J. Schäffer, G. Kändler und U. H. Sauter. 2011. Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 87: 155 S.

van Buuren, S., K. Groothuis-Oudshoorn. 2011. mice: Multivariate Imputation by Chained Equations in R. Journal of Statistical Software 45 (3): 1-67.

Weis, W., A. Göttlein. 2012b. Stoffliche Nachhaltigkeitskriterien für die bayerische Forstwirtschaft. Abschlussbericht zum Projekt B67 des Kuratoriums für forstliche Forschung in Bayern 39. 140 S. + Anhang.

Westermann, T. 2014. Untersuchung auftretender Biomasseverluste entlang der Erntekette bei der Energieholzernte im Buchenholz (Fagus sylvatica L.). Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg.

White, I. R., P. Royston, A. M. Wood. 2011. Multiple imputation using chained equations: Issues and guidance for practice. Statistics in Medicine 30 (4): 377-399. http://dx.doi.org/10.1002/sim.4067

Wirth, C., J. Schumacher, E.-D. Schulze. 2004. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. Tree Physiology 24 (2): 121-139. http://dx.doi.org/10.1093/treephys/24.2.121

Wutzler, T., C. Wirth, J. Schumacher. 2008. Generic biomass functions for Common beech (Fagus sylvatica) in Central Europe: predictions and components of uncertainty. Canadian Journal of Forest Research 38 (6): 1661-1675. http://dx.doi.org/10.1139/X07-194

Zhao, D., M. Kane, D. Markewitz, R. Teskey, M. Clutter. 2015. Additive tree biomass equations for midrotation loblolly pine plantations. Forest Science 61 (4): 613-623.

Zianis, D., P. Muukkonen, R. Mäkipää, M. Mencuccini. 2005. Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. Silva Fennica Monographs 4 (1-2): 5-63.

3 Biometrische Schätzmodelle für Nährelementgehalte in Baumkompartimenten

Sabine Rumpf[1], Egbert Schönfelder[1], Bernd Ahrends[2]
[1]*Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Waldwachstum*
[2]*Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle*

3.1 Einleitung und Problemstellung

Die stoffliche Entwicklung von Waldökosystemen lässt sich stark vereinfacht durch Stoffbilanzierungen abbilden (Ulrich 1994). Nährstoffbilanzierungen finden häufig bei der Berechnung von Critical Loads (Grenzwerte der langfristig tragbaren atmosphärischen Belastung) Anwendung (Andreae et al. 2016, Posch et al. 2015). Aber auch zur Bewertung von Nährelententzügen mit der Biomassenutzung bei veränderten Nutzungsintensitäten sind Elementbilanzen ein wichtiges Instrument (Riek et al. 2015, Weis et al. 2016, Klinck 2012). Eine bedeutsame Größe ist hierbei die Quantifizierung der Nährelententzüge mit der Biomassenutzung. Hierfür notwendige Informationen sind Elementgehalte und Biomassemengen, deren Messungen jedoch sehr zeit- und kostenintensiv sind. Entsprechend werden für die Abschätzung der Nährelementgehalte häufig Standardwerte aus Literaturzusammenstellungen (z.B. Jacobsen et al. 2003, Kimmins et al. 1985) verwendet. Auch wenn solche Standardwerte nach Baumart und Kompartiment differenzieren, können hieraus noch Fehler zwischen 10–20 % bei den Nährelententzügen resultieren, wobei auf karbonathaltigen und sehr nährstoffarmen Standorten bei einigen Elementen Fehler von über 50 % auftreten können (Ahrends et al. 2012). Diese Unsicherheit bei der Verwendung von Standardwerten kann damit begründet werden, dass die Elementgehalte von zahlreichen weiteren Faktoren (Nährstoffangebot am Standort, Bestandesentwicklung, Stammdurchmesser, Konkurrenzsituation der Bäume, Stickstoffdeposition) abhängig sind (Pretzsch et al. 2014, Paré et al. 2013, Rademacher et al. 2012, Jacobsen et al. 2003). Der Einfluss des Standortes lässt sich vor allem bei den Calciumgehalten der Buche feststellen (Jacobsen et al. 2003, Joosten & Schulte 2003), da sie sowohl auf sauren wie auch auf karbonathaltigen Substraten vorkommt. Demgegenüber zeigen von Wilpert et al. (2011), dass die Variation der Nährelementgehalte zwischen den Altersphasen < 50 Jahre und ≥ 50 Jahre sowie zwischen Standortsgüteklassen von untergeordneter und nicht signifikanter Größenordnung ist. Entsprechend dieser z.T. widersprüchlichen Ergebnisse lässt sich der Einfluss dieser Faktoren bis jetzt nur schwer abbilden und quantifizieren (Pretzsch et al. 2014, Rademacher et al. 2012), da die jeweiligen Einzelstudien häufig ein sehr unterschiedliches Standortsspektrum abbilden. Das Ziel dieser Untersuchungen war es daher (i) alle in Vorprojekten gemessenen, auf Biomassekompartimente bezogenen Nährelementdaten zusammenzustellen, inhaltlich zu harmonisieren bzw. fehlende Informationen zu ergänzen, (ii) eine Evaluierung von Einflussgrößen auf die Elementgehalte in Baumkompartimenten durchzuführen

und (iii) statistische Modelle zur Abschätzung der Gehalte für die Hauptbaumarten in Deutschland anhand flächenhaft verfügbarer Eingangsdaten zu parametrisieren.

3.2 Material und Methoden

3.2.1 Nährelementanalysen in Biomasseproben

3.2.1.1 Zusammenstellung und Aufbereitung der Nährelementanalysen

Insgesamt stellt der im Rahmen dieses Projektes erarbeitete Datensatz der Nährelementgehalte eine wesentlich breitere Datengrundlage dar. Es konnten die Nährelementgehalte von 451 Erfassungsorten an 1498 Bäumen in verschiedenen Kompartimenten der Baumarten Buche, Eiche, Esche, Ahorn, Erle, Birke, Fichte, Kiefer, Lärche und Douglasie in die Datenbank aufgenommen werden. Die Tanne wurde aufgrund des geringen Stichprobenumfangs in die weiteren Auswertungen nicht einbezogen. Die BHD-Spanne reichte bei allen Baumarten vom Schwachholz ab Derbholzgrenze (7 cm) bis zum Starkholz. Die stärksten untersuchten Bäume hatten bei Buche, Fichte und Esche einen BHD von 70 cm und mehr, bei Douglasie von mehr als 80 cm, bei Eiche über 90 cm. Die stärkste Kiefer hatte einen BHD von 61,7 cm. Die natürliche Altersstufe der Bäume umfasste im Wesentlichen ein Spektrum von Jungbeständen, bei denen erste Durchforstungseingriffe erfolgen, bis hin zu Altbeständen mit laufenden Zielstärkennutzungen bzw. anstehenden Endnutzungen. Datenhalter mit umfänglichen und für die Projektarbeit wichtigen Datenbeständen sind die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, die Forstliche Versuchsanstalt von Rheinland-Pfalz, die Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg sowie die Technische Universität München, Fachgebiete Waldernährung und Wasserhaushalt und der Lehrstuhl für Waldwachstumskunde. Aus diesen Datenbeständen hervorgegangene Publikationen sind: Block & Schuck (2002), NW-FVA (2013), Göttlein et al. (2013), Huber et al. (2011), Pretzsch et al. (2014), Rademacher et al. (2012), Rumpf et al. (2014), von Wilpert et al. (2011), Weis et al. (2009), Weis & Göttlein (2012), Weis et al. (2014), Weis & Göttlein (2016). Nähere Angaben zu den Probebäumen enthält Tab. 3.1.

Tab. 3.1: Übersicht über die Probebäume mit Mittel-, Minimal- und Maximalwerten.

Baumart	n	Mittlerer BHD [cm]	BHD-Spektrum [cm]	mittlere Höhe [m]	Höhen-Spektrum [m]	Mittleres Alter [a]	Alters-Spektrum [a]
Buche	467	27,9	7,8–69,5	23,6	8,6–42,4	73,7	10–200
Eiche	150	30,9	8–95,4	21,6	9,1–36,6	90	21–198
Esche	37	33,2	9,1–75,6	25,6	14,4–38,5	73,7	34–153
Ahorn	28	28,2	12–56,1	22,2	15,2–31,8	64,3	33–185
Erle	9	22,9	10,3–43,3	18,2	15,0–21,7	51,9	28–78
Birke	10	20,8	13,2–31,2	16,1	11,9–19,5	38,5	32–47
Fichte	469	30	7–78,4	24,3	4,1–42,9	70,6	15–198
Kiefer	190	29,2	7–61,7	22	5,1–39,5	82,6	23–200
Douglasie	123	36,1	7,2–86,3	27,2	9,7–45,1	54,4	20–100
Lärche	15	31,6	19,5–48,3	24,3	20,6–26,6	51,5	46–70
Tanne	3	31,9	24,5–36,9	19,4	14,4–22,1	212	205–215

Die gesammelten Daten wurden in einer Access-Datenbank (Microsoft 2013) zusammengestellt (Abb. 3.1).

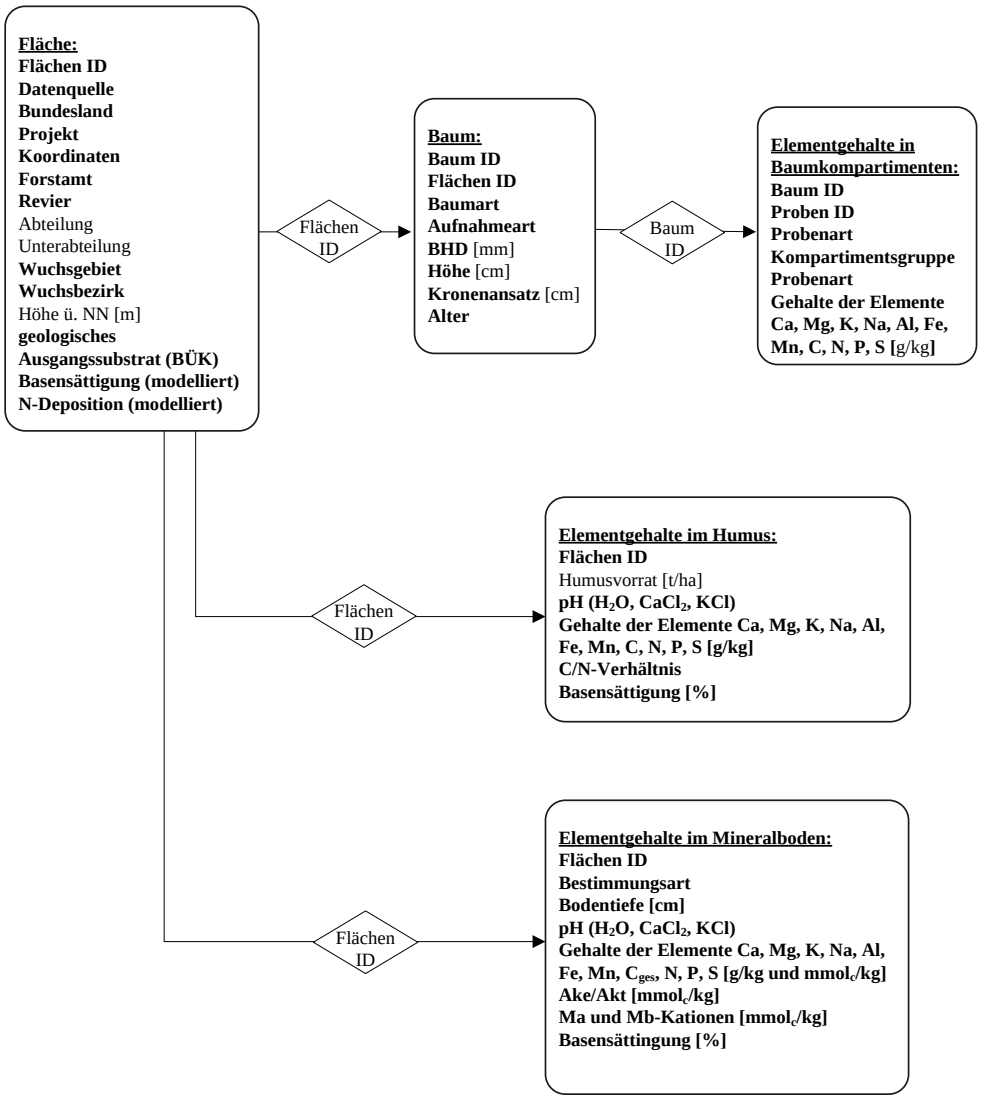


Abb. 3.1: Struktur der Nährelementdatenbank (Access-Datenbank).

Grundlage bilden fünf Tabellen, die über entsprechende Verknüpfungsparameter mit einander verbunden sind. Die Tabelle „Fläche“ enthält die Metadateninformationen der Untersuchungsorte, wie z.B. Koordinaten, Forstortbezeichnungen und dem Wuchsgebiet bzw. -bezirk. Wichtig sind auch die angegebenen allgemeinen Standortskriterien, mit denen Beziehungen zwischen Elementgehalten und Standort ermittelt werden sollten. Angaben über die Quelle der Daten bzw. Projekte, in deren Rahmen die Daten erhoben wurden, sind ebenfalls aufgeführt.

Über eine Flächen-ID ist die Tabelle mit der Tabelle „Baum“ verbunden. Diese enthält die Parameter der einzelnen beprobten Bäume wie Baumart, Alter, Durchmesser sowie Höhe. Die restlichen drei Tabellen beinhalten Elementgehalte in Baumkompartimenten, in der Humusauflage sowie im Mineralboden.

Bei der Harmonisierung der Nährelementgehaltsdaten bestand das prinzipielle methodische Problem, dass die Definition der beprobten Biomassekompartimente (z.B. Trennung zwischen Stamm und Krone, bzw. zwischen Ästen und Reisig etc.) nicht einheitlich war. Die dadurch entstehenden methodischen Artefakte und Variationen im Messergebnis wurden bereinigt (gewichtete Umrechnung über die Trockenmasse) und auf eine einheitliche Definition der Biomassekompartimente bezogen. Diese komplexe und aufwendige Aufbereitung der Originaldaten erfolgte in Abstimmung mit den Biomassefunktionen (Kapitel 2). Für die Berechnung der Biomasse und Nährelemente wurden die vier Kompartimentsklassen Derbholz, Derbholzrinde, Nichtderbholz (inklusive Rinde) und Nadeln festgelegt.

3.2.1.2 Standortspezifische Parameter als Eingangsgröße in biometrische Modelle

Die verfügbaren Flächeninformationen zu den jeweiligen Untersuchungsbeständen wurden durch weitere homogen vorhandene Eingangsdaten ergänzt. Zur Beschreibung des geologischen Ausgangssubstrates wurde die Substratklassifikation von Grüneberg et al. (2014) auf die Wald-BÜK 1:1 Mio (Richter et al. 2007) angewendet. Für weitere Auswertungsschritte wurden diese Gruppen noch weiter verdichtet: (1): Böden aus basenarmem Lockergestein (G1, G5, G6), (2) semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler (G2), (3) Tieflandböden aus Lösslehm (G3, G4, G7), (4) Böden aus verwittertem Karbonatgestein (G8, G9), (5) Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (G10, G11), (6) Böden aus basenarmem Festgestein (G12, G13, G14, G15), (7) Böden der Alpen (G16), (8) Moore (G17) (vgl. auch Wellbrock et al. 2016). Die notwendigen Informationen wurden über die Koordinaten aus der Bodenkarte ausgestochen. Auf die in der Wald-BÜK hinterlegten Basensättigungen (BS) wurde nicht zurückgegriffen, sondern die höher aufgelöste Regionalisierung der BS aus dem Projekt WP-KS-KW (Veränderte Produktivität und Kohlenstoffspeicherung der Wälder Deutschlands angesichts des Klimawandels) verwendet (Zirlewagen 2016). Die Auswahl der BS erfolgt vor dem Hintergrund, dass sie ein wichtiger Indikator für die Ausstattung eines Standorts mit bedeutsamen Makronährelementen wie Ca^{2+}, Mg^{2+} oder K^{+} ist (Meiwes & Meesenburg 2007, Riek & Wolff 2007, Schulte-Bisping et al. 2001). Die BS liegt nach der Regionalisierung für zwei Tiefenstufen (0–30 cm und 30–60 cm) vor ($BS_{0–30}$; $BS_{30–60}$). Bei bodenchemischen Profilinformationen empfiehlt es sich diese für weitere Auswertungsschritte zu verdichten (Ahner et al. 2013, Kölling et al. 1996). Hierfür wurden die BS der beiden Tiefenstufen gemittelt (BS_{mean}). Auf eine gewichtete Aggregierung unter Berücksichtigung der Lagerungsdichte und der Kationenaustauschkapazität (vgl. Spranger et al. 2004) wurde verzichtet, da beide Kenngrößen unabhängig von der Basensättigung regionalisiert wurden und somit eine inhaltliche Konsistenz nicht mehr vorliegt. Als zweiter Verdichtungsschritt wurde die maximale Basensättigung (BS_{max}) der zwei Bodenschichten ausgewählt. Dieses Vorgehen basiert auf verschiedenen Untersuchungen (Facelli & Facelli 2002, Linkohr et al. 2002, Wijesinghe & Hutchings 1997), die gezeigt haben, dass sich Feinwurzeln vermehrt in Zonen mit hoher Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit anreichern.

Nach den Untersuchungen von Jacobsen et al. (2003) zeigen sich signifikante Einflüsse des `Jahres der Untersuchung´. Entsprechend sind auch direkte und indirekte Einflüsse der regional sehr unterschiedlichen Stickstoffdepositionen auf die Elementgehalte denkbar.

Da die Depositionsmodellierung aus Kapitel 7 vorwiegend zur Abschätzung der Einträge von basischen Kationen durchgeführt wurde und bei der Abschätzung der Stickstoffeinträge noch methodische Unsicherheiten bestehen (vgl. Kapitel 7), wurde für die Auswertung auf die Stickstoffdeposition nach Schaap et al. (2015) zurückgegriffen. Vereinfacht wurde allen Standorten die im Datensatz hinterlegte Deposition für Nadelwälder zugeordnet, da die Unterschiede zwischen den Landnutzungsklassen für Wald bei den Depositionsmodellierungen nach Schaap et al. (2015) im Vergleich zu den anderen Fehlerquellen als äußerst gering einzustufen sind (Höhle et al. 2016).

3.2.2 Statistische Methoden

Die Gesamtheit der zur Verfügung stehenden Daten stammt aus vielen (12) einzelnen Projekten. Diese Projekte wurden zumeist in bestimmten Großregionen durchgeführt, hatten jeweils bestimmte Baumarten im Fokus und die Proben wurden in unterschiedlichen Laboren analysiert. Dadurch ist eine gewisse räumliche Heterogenität der Daten bedingt, wobei gerade die Wechselwirkungen solcher Varianzursachen nur sehr schwer mit statistischen Modellen abzubilden sind.

Das Versuchsdesign der einzelnen Projekte bedingt, dass auf vielen Einzelflächen (ca. 450) jeweils eine geringe Anzahl von Bäumen (1–5), teilweise verschiedener Baumarten, untersucht wird. Wie Voruntersuchungen anhand gemischter Modelle zeigten, erzeugten die Unterschiede zwischen und Ähnlichkeiten innerhalb der Untersuchungsflächen eine Intraklasskorrelation von 0,4 bis 0,6, die für alle Nährelementgehalte relativ ähnlich ist. Ein Ziel der Regressionsverfahren sollte also sein, neben der Untersuchung einzelbaumbezogener Einflussgrößen (Alter, BHD, Höhe) spezielle Standortscharakteristika so abzubilden, dass durch sie ein möglichst großer Anteil dieser unspezifischen Flächenvarianz erklärt wird.

Zu den Verfahren, die bei obigen Erfordernissen mit Erfolg angewendet werden, zählen die verallgemeinerten additiven Modelle (GAM) sowie in neuerer Zeit Maschinenlernverfahren auf der Basis von Klassifikationsbäumen (Boosting). In vorliegender Untersuchung werden sowohl konventionelle GAMs (R-Paket „*mgcv*“, vgl. Wood 2006) als auch ein Boosting-Verfahren (R-Paket „*mboost*“, vgl. Hofner 2011) mittels der Statistikumgebung R (R 3.1.3, R Development Core Team 2014) angewendet. Für ausführliche Anwendungsbeispiele dieser Regressionsverfahren sei auf die Monografie von Zuur et al. (2009) sowie auf Hofner et al. (2012) und Maloney et al. (2012) verwiesen. Einen ersten Überblick über die Beziehungen ergeben die globalen Regressionsmodelle für jedes Nährelement mittels der Funktionen „bols“,“bbs“,“bspatial“ und “brandom“ (sog. „base-learner“) aus „*mboost*“:

$$
\begin{aligned}
&formula = var \sim bols\,(INT, intercept = F, df = 1) + bols\,(Proj, intercept = F, df = 1) + \\
&\quad bols\,(BA_grp, intercept = F, df = 1) + bols\,(GRU, intercept = F, df = 1) + \\
&\quad bols\,(BS_{0-30}, intercept = F) + bbs\,(BS_{0-30}, center = T, df = 1, knots = 20) + \\
&\quad bols\,(BS_{30-60}, intercept = F) + bbs\,(BS_{30-60}, center = T, df = 1, knots = 20) + \\
&\quad bols\,(alt, intercept = F) + bbs\,(alt, center = T, df = 1, knots = 20) + \\
&\quad bols\,(hoe, intercept = F) + bbs\,(hoe, center = T, df = 1, knots = 20) + \\
&\quad bols\,(bhd, intercept = F) + bbs\,(bhd, center = T, df = 1, knots = 20) + \\
&\quad brandom\,(flid, df = 4) + bols\,(KalkStao, intercept = F, df = 1) + \\
&\quad bspatial\,(x, y, knots = 12, center = T, df = 4, differences = 1)
\end{aligned}
\qquad (3.1)
$$

Hierbei bezeichnet "var" das jeweilige Nährelement. Für die Wahl der Optionen der base-learner sei auf die Literatur (Hofner 2011) verwiesen. Anhand der Selektionshäufigkeiten der base-learner kann nun ein optimaler Ansatz definiert werden bzw. die Regressoren bezüglich ihrer Relevanz eingeschätzt werden. Insbesondere ist ein Vergleich des Einflusses der Fläche (flid), eines räumlichen Effektes (x,y sind die Koordinaten der Flächen) und der speziellen Projektzugehörigkeit (Proj) mit den Baumarten- und Kompartimentsgruppen (BA_grp, GRU), den Baumvariablen Höhe, Alter und BHD sowie den Standortsvariablen BS (BS_{0-30}, BS_{30-60}) und Kalkstandort (KalkStao) möglich.

Zu beachten ist, dass ein Zufallseffekt nur für die Kalibrierungsdaten geschätzt werden kann, und nicht auf die Zielstandorte (hier BWI-Traktecken) übertragbar ist. Deswegen und um die möglichen Wechselwirkungen der Einflussgrößen zu vermindern, werden im zweiten Schritt Regressionen innerhalb der von der Kreuzklassifikation Baumart*Kompartimentsgruppe gebildeten Teilmengen der Gesamtstichprobe berechnet. Bei diesen Regressionsmodellen werden nur die fixen Einflussgrößen verwendet und ein Mindeststichprobenumfang von n = 40 vorausgesetzt. Es werden konventionelle GAMs angepasst, wobei durch eine geeignete Wahl des Parameters k der Glättungsgrad der einzelnen Komponenten möglichst niedrig gehalten und gleichzeitig eine Variablenselektion durchgeführt wird. Für diese Regressionsbeziehungen in den Untergruppen der Baumarten und Kompartimente werden folgende GAM-Ansätze verwendet:

$$
\begin{aligned}
&formula = var \sim s(Alter, bs = "cs", k = 3) + \\
&\quad s(BHD, bs = "cs", k = 3) + \\
&\quad s(Hoehe, bs = "cs", k = 3) + \\
&\quad s(BS_{max}, bs = "cs", k = 3) + \\
&\quad s(N_{dep}, bs = "cs", k = 3)
\end{aligned}
\qquad (3.2)
$$

Im Vergleich zum mboost-Modell wird hier zusätzlich geprüft, welchen Einfluss die modellierte Stickstoffdeposition (N_{dep}) hat. Hinsichtlich der BS wird einheitlich BS_{max} verwendet, da sich in statistischen Vorversuchen gezeigt hat, dass dieser Kennwert in den allermeisten Fällen bessere Ergebnisse als BS_{mean} oder eine schichtweise Betrachtung der BS liefert.

Diese Ansätze werden jeweils mit den Optionen “select = T, method = REML“ gerechnet. Nach Weglassen der nichtsignifikanten Einflussgrößen werden die Modelle neu parametrisiert.

Bei Baumarten und Kompartimenten mit sehr kleinem Stichprobenumfang ist es nicht möglich, Zusammenhänge zwischen den Standortsvariablen und den Nährelementgehalten zu identifizieren; deshalb wird in diesen Fällen der Elementgehalt durch einen Mittelwert beschrieben (vgl. Tab. 3.3 und Tab. 3.4).

Die statistische Analyse der gemessenen bodenchemischen Daten wird hier nicht aufgeführt, da es aufgrund der inhomogenen Datenlage schwierig war, belastbare Modelle zu parametrisieren.

3.3 Ergebnisse

3.3.1 Elementgehalte in Baumkompartimenten

Hinsichtlich der Gehalte der Hauptnährelemente lassen sich die Kompartimente in der folgenden Rangfolge gruppieren: Bei allen Elementen und Baumarten sind die Gehalte im Derbholz sowie im Nichtderbholz (inklusive Rinde) am geringsten. In der Regel folgen auf die Äste die Elementgehalte in Nadeln und in der separat beprobten Derbholzrinde. Die Nährelementgehalte in der Rinde sind bis zu 30-fach (Ca^{2+}) höher als im Holz. Dies führt auch dazu, dass der Nährelementvorrat (mit Ausnahme von Kohlenstoff) mit dem Rindenanteil ansteigt. In den Abb. 3.2 bis Abb. 3.4 sind die Calcium-, Magnesium- und Kaliumgehalte in den verschiedenen Kompartimenten der untersuchten Baumarten aufgeführt.

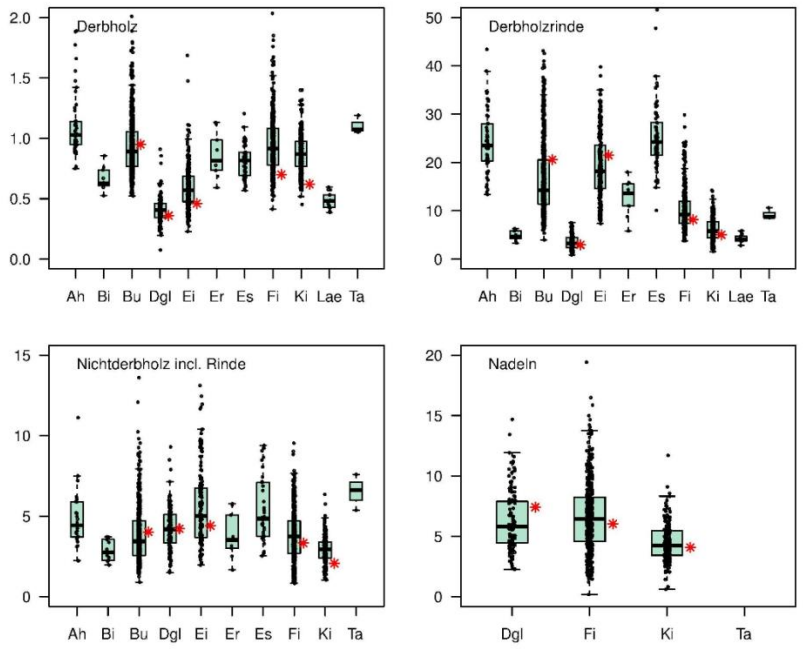


Abb. 3.2: Calciumgehalte [g kg^{-1}] je Kompartiment und Baumart (Ah = Ahorn; Bi = Birke; Bu = Buche; Dgl = Douglasie; Ei = Eiche; Er = Erle; Es = Esche; Fi = Fichte; Ki = Kiefer; Lae = Lärche; Ta = Tanne), *: Mittelwerte nach Jakobsen et al. (2003).

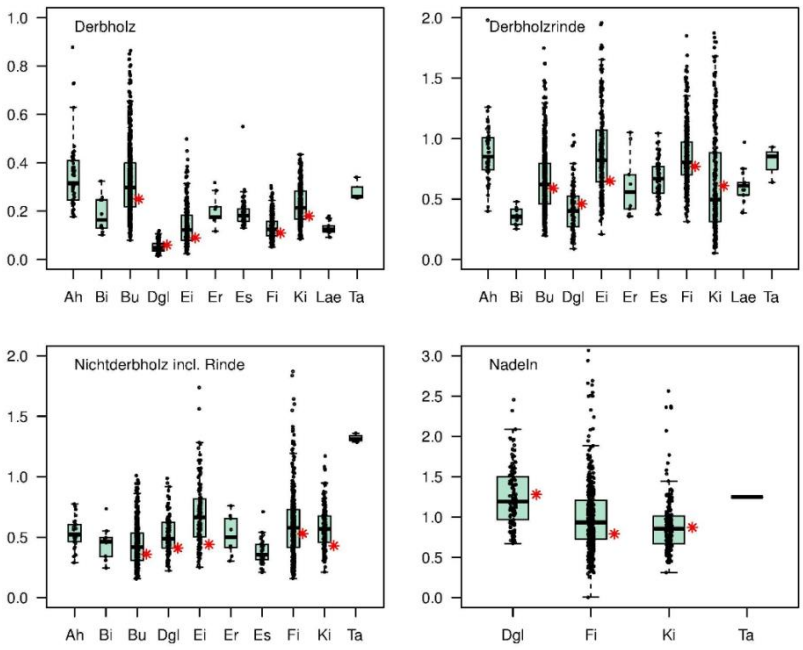


Abb. 3.3: Magnesiumgehalte [g kg^{-1}] je Kompartiment und Baumart, Erläuterungen s. Abb. 3.2.

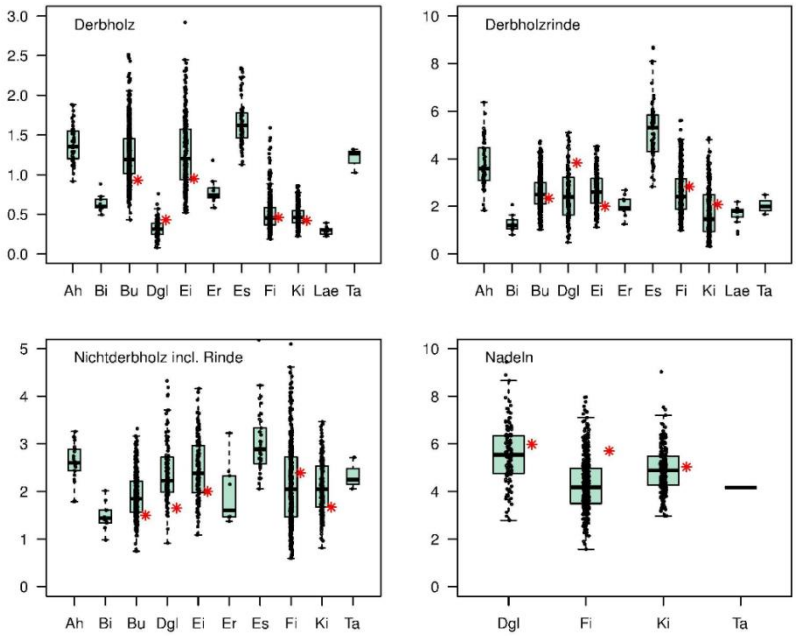


Abb. 3.4: Kaliumgehalte [g kg^{-1}] je Kompartiment und Baumart, Erläuterungen s. Abb. 3.2.

Beim Vergleich der Elementgehalte verschiedener Baumarten zeigt sich, dass die Reihung der Arten sich je nach betrachtetem Kompartiment unterscheidet. Dies gilt für alle gezeigten Elemente. Gegenüber der Untersuchung von Jacobsen et al. (2003) wurden mittlere Calcium-, Magnesium- und Kaliumgehalte der Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer in vergleichbarer Größenordnung gefunden. Im Derbholz und den Ästen lagen sie über den Mittelwerten von Jacobsen et al. (2003). Die Streuung der Daten ist teilweise beträchtlich, was die Notwendigkeit der Berücksichtigung von standörtlichen Einflussfaktoren bei der Herleitung von Elementgehalten in Biomassekompartimenten verdeutlicht. Die deskriptive Statistik getrennt nach Baumart und Kompartimenten ist im Folgenden in den Tab. 3.2 bis Tab. 3.6 aufgeführt.

Tab. 3.2: Statistische Kennwerte (Mittelwert (MW), Standardabweichung (SD), 25. Perzentil (P25), 50. Perzentil (P50) und 75. Perzentil (P75)) der Nährelementgehalte [g kg^{-1}] in Baumkompartimenten von Buche und Eiche.

Baumart	Kompartiment	Element	Anzahl	MW	SD	P25	P50	P75
Buche	Derbholz	C	360	479,546	10,679	470,46	477,581	488,661
		Ca	711	0,948	0,329	0,768	0,892	1,055
		K	713	1,241	0,338	1,010	1,192	1,453
		Mg	713	0,328	0,157	0,218	0,298	0,399
		N	529	1,335	0,405	1,050	1,230	1,539
		P	529	0,105	0,04	0,076	0,097	0,124
		S	360	0,102	0,023	0,088	0,098	0,112
	Derbholzrinde	C	354	474,14	16,099	463,668	473,152	484,962
		Ca	708	16,684	7,507	11,368	14,284	20,523
		K	707	2,584	0,666	2,114	2,495	2,993
		Mg	708	0,650	0,251	0,459	0,620	0,796
		N	523	7,227	1,493	6,173	7,080	8,009
		P	524	0,472	0,137	0,378	0,454	0,544
		S	355	0,422	0,082	0,365	0,413	0,474
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	260	475,475	14,32	463,915	472,504	489,566
		Ca	444	3,921	1,979	2,566	3,432	4,714
		K	444	1,908	0,454	1,569	1,849	2,212
		Mg	444	0,440	0,167	0,308	0,417	0,532
		N	444	4,601	1,109	3,828	4,406	5,16
		P	444	0,444	0,173	0,319	0,424	0,532
		S	340	0,378	0,176	0,257	0,316	0,451
Eiche	Derbholz	C	104	485,629	16,028	474,854	488,242	497,45
		Ca	290	0,596	0,183	0,476	0,57	0,686
		K	291	1,279	0,454	0,935	1,203	1,574
		Mg	291	0,139	0,080	0,080	0,123	0,182
		N	196	1,752	0,467	1,424	1,650	2,040
		P	194	0,125	0,063	0,084	0,118	0,148
		S	104	0,123	0,028	0,104	0,121	0,139
	Derbholzrinde	C	88	491,014	17,87	482,489	496,475	503,604
		Ca	277	19,461	6,673	14,6	18,15	23,577
		K	277	2,695	0,731	2,133	2,600	3,170
		Mg	277	0,897	0,370	0,644	0,82	1,070
		N	182	6,507	1,028	5,782	6,448	7,200
		P	182	0,389	0,110	0,31	0,368	0,454
		S	89	0,545	0,143	0,456	0,525	0,608
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	55	486,188	16,189	472,736	491,704	497,327
		Ca	150	5,577	2,438	3,688	5,010	6,741
		K	150	2,465	0,648	1,985	2,382	2,961
		Mg	150	0,688	0,256	0,503	0,665	0,813
		N	150	6,209	1,214	5,348	6,127	7,074
		P	150	0,545	0,187	0,399	0,522	0,642
		S	120	0,581	0,209	0,392	0,632	0,738

Tab. 3.3: Statistische Kennwerte (Mittelwert (MW), Standardabweichung (SD), 25. Perzentil (P25), 50. Perzentil (P50) und 75. Perzentil (P75)) der Nährelementgehalte [g kg^{-1}] in Baumkompartimenten von Esche und Ahorn.

Baumart	Kompartiment	Element	Anzahl	MW	SD	P25	P50	P75
Esche	Derbholz	C	74	493,528	4,674	491,206	493,548	495,587
		Ca	74	0,814	0,131	0,694	0,818	0,885
		K	74	1,660	0,28	1,470	1,620	1,775
		Mg	74	0,191	0,056	0,159	0,182	0,209
		N	74	1,438	0,24	1,319	1,413	1,518
		P	74	0,092	0,03	0,072	0,083	0,101
		S	74	0,112	0,03	0,099	0,109	0,119
	Derbholzrinde	C	74	477,813	9,827	474,216	480,476	483,991
		Ca	74	25,298	6,871	21,542	24,231	28,25
		K	74	5,220	1,265	4,302	5,301	5,84
		Mg	74	0,668	0,154	0,551	0,669	0,77
		N	74	5,348	0,613	4,961	5,27	5,625
		P	74	0,295	0,059	0,251	0,285	0,336
		S	74	0,474	0,063	0,434	0,47	0,504
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	37	492,349	5,251	489,678	492,505	495,476
		Ca	37	5,401	2,136	3,741	4,848	7,097
		K	37	3,024	0,65	2,582	2,885	3,334
		Mg	37	0,384	0,105	0,313	0,357	0,442
		N	37	3,721	0,959	3,030	3,502	4,213
		P	37	0,300	0,104	0,211	0,295	0,346
		S	37	0,311	0,085	0,253	0,288	0,372
Ahorn	Derbholz	C	53	495,781	7,831	495,042	496,795	499,761
		Ca	53	1,120	0,296	0,947	1,027	1,140
		K	53	1,386	0,222	1,201	1,354	1,551
		Mg	53	0,361	0,179	0,246	0,316	0,410
		N	53	1,465	0,167	1,348	1,437	1,598
		P	53	0,112	0,019	0,099	0,112	0,123
		S	53	0,121	0,023	0,107	0,115	0,131
	Derbholzrinde	C	53	474,543	10,322	468,668	475,563	481,736
		Ca	53	24,467	6,631	20,318	23,519	28,044
		K	53	3,761	0,981	3,084	3,583	4,461
		Mg	53	0,906	0,301	0,741	0,851	1,008
		N	53	7,729	1,53	6,621	7,611	8,455
		P	53	0,575	0,134	0,474	0,589	0,646
		S	53	0,769	0,142	0,679	0,759	0,853
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	25	493,699	4,176	491,798	492,817	495,638
		Ca	25	4,878	1,834	3,709	4,429	5,877
		K	25	2,620	0,372	2,437	2,600	2,885
		Mg	25	0,535	0,126	0,462	0,522	0,607
		N	25	4,278	0,965	3,667	4,225	5,224
		P	25	0,398	0,106	0,326	0,413	0,439
		S	25	0,341	0,073	0,288	0,338	0,397

Tab. 3.4: Statistische Kennwerte (Mittelwert (MW), Standardabweichung (SD), 25. Perzentil (P25), 50. Perzentil (P50) und 75. Perzentil (P75)) der Nährelementgehalte [g kg^{-1}] in Baumkompartimenten von Birke und Erle.

Baumart	Kompartiment	Element	Anzahl	MW	SD	P25	P50	P75
Birke	Derbholz	C	10	495,043	2,826	493,088	495,24	496,95
		Ca	10	0,662	0,096	0,611	0,627	0,721
		K	10	0,634	0,109	0,586	0,597	0,673
		Mg	10	0,189	0,075	0,132	0,164	0,247
		N	10	1,828	0,258	1,569	1,829	1,989
		P	10	0,115	0,03	0,093	0,108	0,124
		S	10	0,084	0,01	0,078	0,087	0,089
	Derbholzrinde	C	10	550,368	11,091	543,808	547,332	552,436
		Ca	10	4,941	1,046	4,287	4,730	5,835
		K	10	1,277	0,362	1,061	1,193	1,392
		Mg	10	0,36	0,073	0,301	0,354	0,415
		N	10	6,131	0,922	5,199	6,494	6,848
		P	10	0,323	0,087	0,245	0,322	0,398
		S	10	0,313	0,041	0,275	0,327	0,347
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	10	513,538	4,458	510,07	513,801	515,117
		Ca	10	2,872	0,671	2,302	2,751	3,509
		K	10	1,483	0,294	1,343	1,437	1,608
		Mg	10	0,455	0,137	0,37	0,464	0,494
		N	10	6,057	1,46	4,957	5,683	6,839
		P	10	0,493	0,155	0,391	0,446	0,545
		S	10	0,313	0,09	0,255	0,281	0,356
Erle	Derbholz	C	9	500,699	3,786	498,878	499,852	500,796
		Ca	9	0,86	0,189	0,735	0,814	0,986
		K	9	0,793	0,174	0,706	0,742	0,832
		Mg	9	0,203	0,063	0,17	0,175	0,218
		N	9	2,475	0,411	2,16	2,448	2,79
		P	9	0,159	0,057	0,113	0,144	0,193
		S	9	0,15	0,02	0,143	0,149	0,161
	Derbholzrinde	C	9	536,419	6,01	533,014	535,966	539,508
		Ca	9	12,667	3,844	11	13,633	15,552
		K	9	2,036	0,447	1,834	1,945	2,299
		Mg	9	0,615	0,26	0,42	0,558	0,703
		N	9	11,028	1,024	10,129	11,024	11,889
		P	9	0,416	0,117	0,33	0,432	0,474
		S	9	0,652	0,075	0,622	0,652	0,684
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	9	513,203	5,62	509,786	512,439	516,972
		Ca	9	3,791	1,434	3,005	3,527	5,072
		K	9	1,945	0,631	1,465	1,606	2,329
		Mg	9	0,516	0,158	0,415	0,499	0,655
		N	9	7,214	2,696	5,33	5,696	8,145
		P	9	0,544	0,299	0,308	0,368	0,621
		S	9	0,42	0,162	0,305	0,336	0,477

Tab. 3.5: Statistische Kennwerte (Mittelwert (MW), Standardabweichung (SD), 25. Perzentil (P25), 50. Perzentil (P50) und 75. Perzentil (P75)) der Nährelementgehalte [g kg^{-1}] in Baumkompartimenten von Fichte und Kiefer.

Baumart	Kompartiment	Element	Anzahl	MW	SD	25P	P50	P75
Fichte	Derbholz	C	336	483,063	12,921	474,548	480,205	486,735
		Ca	438	0,954	0,254	0,78	0,916	1,081
		K	438	0,504	0,206	0,367	0,455	0,585
		Mg	438	0,132	0,043	0,099	0,125	0,158
		N	337	0,812	0,527	0,49	0,682	1,008
		P	336	0,067	0,042	0,038	0,054	0,083
		S	336	0,063	0,022	0,05	0,057	0,07
	Derbholzrinde	C	337	484,998	17,729	474,716	482,5	493,11
		Ca	439	10,13	4,032	7,355	9,191	11,998
		K	439	2,57	0,901	1,88	2,41	3,165
		Mg	439	0,848	0,241	0,703	0,805	0,973
		N	338	4,84	1,104	4,048	4,743	5,545
		P	338	0,521	0,155	0,407	0,519	0,62
		S	337	0,39	0,068	0,346	0,384	0,432
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	331	489,575	15,346	479,854	486,086	494,752
		Ca	430	3,808	1,607	2,694	3,745	4,699
		K	430	2,175	0,956	1,467	2,048	2,727
		Mg	430	0,599	0,273	0,416	0,579	0,727
		N	430	4,343	1,746	3,245	4,385	5,506
		P	430	0,497	0,212	0,349	0,484	0,609
		S	401	0,352	0,134	0,273	0,354	0,437
	Nadeln	C	339	491,612	13,223	483,645	488,571	498,407
		Ca	439	6,627	2,894	4,563	6,443	8,245
		K	438	4,309	1,142	3,491	4,172	4,975
		Mg	439	1,019	0,492	0,726	0,934	1,209
		N	439	12,978	1,821	11,772	12,804	14,165
		P	437	1,11	0,256	0,932	1,084	1,25
		S	409	0,913	0,133	0,827	0,914	0,996
Kiefer	Derbholz	C	191	483,211	18,593	470,166	477,014	485,685
		Ca	345	0,877	0,155	0,768	0,868	0,976
		K	345	0,484	0,124	0,393	0,461	0,549
		Mg	345	0,228	0,078	0,168	0,214	0,283
		N	263	0,794	0,274	0,578	0,73	0,987
		P	263	0,064	0,019	0,053	0,063	0,074
		S	191	0,063	0,012	0,055	0,062	0,07
	Derbholzrinde	C	110	509,738	18,636	498,213	509,138	521,369
		Ca	262	6,224	2,377	4,439	5,803	7,776
		K	262	1,76	1,032	0,945	1,469	2,487
		Mg	262	0,637	0,434	0,315	0,497	0,883
		N	180	4,339	1,383	3,542	4,245	5,349
		P	180	0,425	0,21	0,259	0,393	0,567
		S	110	0,329	0,087	0,278	0,333	0,383
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	105	499,671	14,625	490,445	493,912	512,041
		Ca	185	2,937	0,841	2,407	2,937	3,399
		K	184	2,092	0,558	1,673	2,045	2,531
		Mg	185	0,568	0,168	0,455	0,567	0,674
		N	185	4,058	1,154	3,187	3,997	4,855
		P	185	0,429	0,147	0,318	0,437	0,536
		S	155	0,543	0,34	0,281	0,39	0,919
	Nadeln	C	107	507,683	14,777	496,504	501,688	516,19
		Ca	187	4,48	1,602	3,425	4,23	5,458
		K	186	4,916	0,987	4,271	4,884	5,478
		Mg	187	0,9	0,35	0,666	0,855	1,012
		N	186	15,201	2,068	13,675	15,108	16,624
		P	186	1,335	0,296	1,142	1,308	1,51
		S	157	1,103	0,182	0,999	1,088	1,186

Tab. 3.6: Statistische Kennwerte (Mittelwert (MW), Standardabweichung (SD), 25. Perzentil (P25), 50. Perzentil (P50) und 75. Perzentil (P75)) der Nährelementgehalte [g kg^{-1}] in Baumkompartimenten von Douglasie.

Baumart	Kompartiment	Element	Anzahl	MW	SD	P25	P50	P75
Douglasie	Derbholz	C	53	475,935	13,576	469,438	471,117	474,086
		Ca	118	0,411	0,121	0,344	0,406	0,462
		K	118	0,320	0,107	0,247	0,316	0,384
		Mg	118	0,053	0,024	0,035	0,048	0,066
		N	53	0,701	0,253	0,552	0,632	0,798
		P	53	0,057	0,014	0,047	0,055	0,063
		S	53	0,060	0,008	0,055	0,060	0,065
	Derbholzrinde	C	53	504,2	22,98	486,683	504,388	519,438
		Ca	118	3,521	1,556	2,403	3,264	4,469
		K	118	2,492	1,091	1,657	2,396	3,212
		Mg	118	0,417	0,191	0,272	0,403	0,525
		N	53	3,910	1,020	2,996	3,767	4,779
		P	53	0,490	0,232	0,316	0,440	0,637
		S	53	0,330	0,071	0,279	0,329	0,389
	Nichtderbholz (inkl. Rinde)	C	52	486,506	12,965	479,581	481,257	484,423
		Ca	117	4,232	1,403	3,338	4,184	5,101
		K	117	2,432	0,716	1,984	2,226	2,719
		Mg	117	0,521	0,159	0,41	0,486	0,622
		N	117	4,203	1,070	3,414	4,048	4,954
		P	117	0,527	0,153	0,405	0,505	0,635
		S	97	0,593	0,297	0,324	0,415	0,880
	Nadeln	C	53	497,518	13,978	489,56	494,533	499,273
		Ca	118	6,316	2,559	4,473	5,811	7,888
		K	118	5,552	1,260	4,774	5,544	6,334
		Mg	118	1,255	0,362	0,976	1,191	1,498
		N	118	15,166	2,450	13,326	14,719	16,584
		P	118	1,120	0,294	0,924	1,131	1,332
		S	98	1,194	0,212	1,026	1,163	1,330

3.3.2 Biometrische Modelle zur Schätzung von Elementgehalten

Tab. 3.7 zeigt die Ergebnisse des Boosting-Verfahrens. Angegeben sind die Selektionshäufigkeiten der untersuchten Variablen. Es wird dadurch die Bedeutung unterschiedlicher Parameter ersichtlich. Im Modell werden das Kompartiment, die Baumart, BHD, Höhe, Alter, die $BS_{0–30}$ und $BS_{30–60}$, die Differenzierung Kalk-/Nichtkalkstandort, die Flächen-ID sowie räumliche Effekte (spat) berücksichtigt. Bei BHD, Höhe, Alter und der BS werden lineare und nichtlineare Einflüsse in das Modell mit aufgenommen. Insgesamt zeigen sich recht hohe Bestimmtheitsmaße ($R^2 > 0,78$).

Den größten Einfluss haben die Flächen-ID und das Kompartiment, gefolgt von der Baumart. Die Selektionshäufigkeiten der Baumparameter BHD, Höhe und Alter sowie der BS und der Differenzierung Kalk-/Nichtkalkstandort sind deutlich geringer.

Neben den Flächeneinflüssen zeigen sich auch großräumige Abhängigkeiten und Projektunterschiede. Im Vergleich dazu sind die Einflüsse der baumspezifischen Parameter sowie die bestimmten bzw. modellierten Flächenparameter eher gering und relativ unsystematisch verteilt. Deutliche Unterschiede zwischen den Baumarten und Kompartimenten sind zu erkennen.

Tab. 3.7: Schätzung der Elementgehalte in den Kompartimenten der untersuchten Bäume (mboost-Verfahren). l: linear; nl: nicht linear, spat: räumliche Effekte, R^2: Bestimmtheitsmaß.

Element	FL_ID	Projekt	Kompar-timent	Baumart	Alter *l*	Alter *nl*	Höhe *l*	Höhe *nl*
Ca	0,6284		0,2110	0,0947	0,0028			
Mg	0,7281		0,1759	0,0087		0,0017	0,0011	0,0023
K	0,6338	0,0164	0,1901	0,0742	0,0014	0,0084		0,0054
C	0,8632	0,0038	0,0624	0,0296		0,0012		0,0028
N	0,6265		0,2489	0,0542		0,0013	0,0013	
P	0,7244	0,0126	0,1970		0,0016	0,0018	0,0004	0,0018
S	0,6302	0,0046	0,2112	0,0706				

Element	BHD *l*	BHD *nl*	$BS_{0–30}$ *l*	$BS_{0–30}$ *nl*	$BS_{30–60}$ *l*	$BS_{30–60}$ *nl*	Kalk	spat	R^2
Ca				0,0003	0,004	0,0045	0,0017	0,0093	0,7147
Mg			0,0006	0,0013		0,0013	0,0002	0,0389	0,6610
K		0,0044	0,0006		0,001			0,0296	0,7888
C		0,0062			0,0006		0,0004	0,0298	0,6855
N	0,0013						0,0004	0,0168	0,9180
P	0,0004						0,0004	0,0124	0,8669
S			0,0004		0,0004			0,0434	0,8996

In Abb. 3.5 ist das graphische Ergebnis der Schätzung der Ca-Gehalte dargestellt. Sind lineare und nicht lineare Effekte signifikant, ist die resultierende Kurve rot gekennzeichnet. Die Rindenkompartimente weisen höhere Werte auf, ebenso die Laubbaumarten (Eiche, Buche, Esche und Ahorn sowie Birke und Erle) im Vergleich zu den Nadelbaumarten (Fichte, Kiefer, Douglasie). Bei Alter und $BS_{30–60}$ sind positive Zusammenhänge zu erkennen.

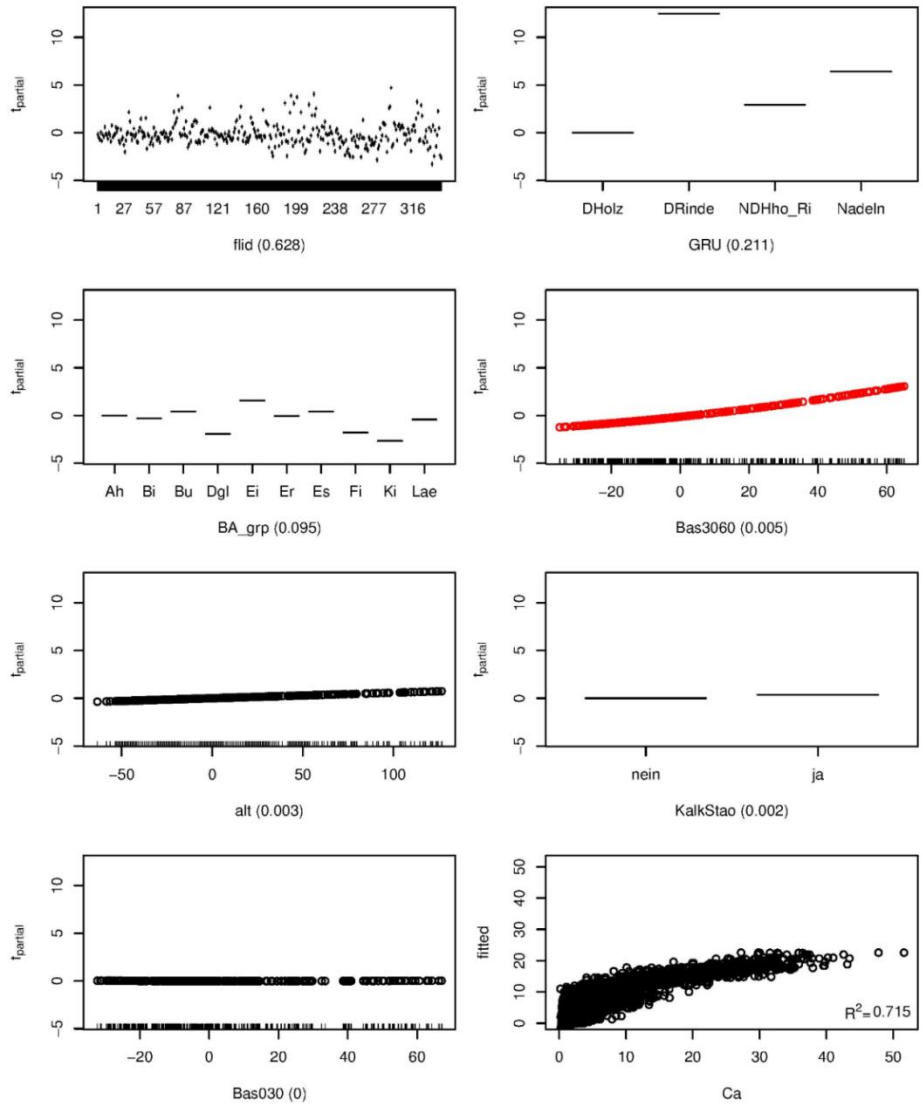


Abb. 3.5: Schätzung der Calciumgehalte [g kg^{-1}] mit mBoost_gesamt (sind lineare und nicht lineare Effekte signifikant, ist die resultierende Kurve rot gekennzeichnet).

In Abb. 3.6 sind die räumlichen Effekte dargestellt und die Probenahmeorte eingezeichnet. Erhöhte Werte (weiß) zeigen sich in der Region „Göttinger Wald“; dort ist das geologische Ausgangssubstrat Muschelkalk.

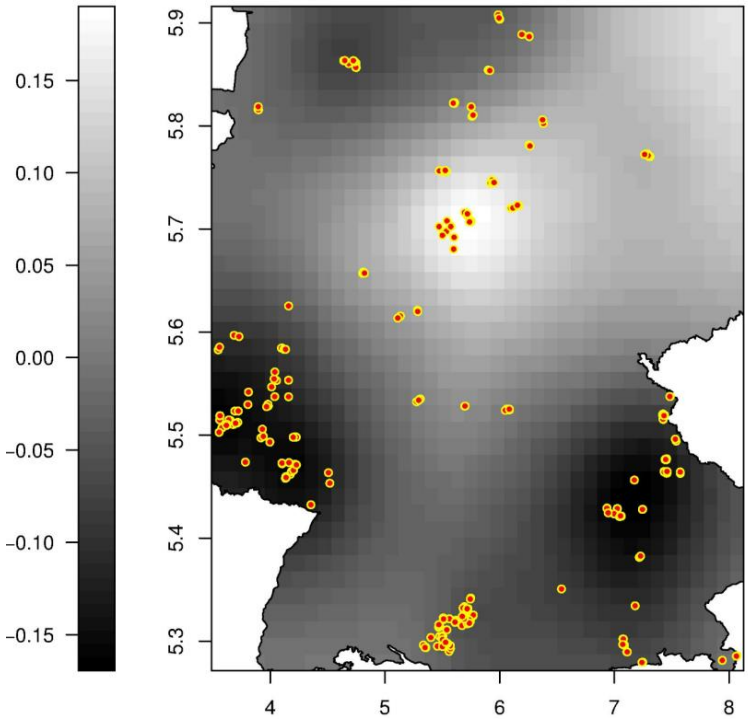


Abb. 3.6: Schätzung der räumlichen Effekte der Calciumgehalte [g kg^{-1}] mit mBoost_gesamt.

In den Tab. 3.8 bis Tab. 3.10 sind die Ergebnisse der GAMs für die Elementgehaltschätzungen in Baumkompartimenten für die Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie aufgeführt. Es werden je Kompartiment und Element Überschreitungswahrscheinlichkeiten für die im Ansatz signifikant verbliebenen Regressoren sowie die adjustierten Bestimmtheitsmaße ($R^2_{adj.}$) angegeben. Bei den Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer sind die Parameter Brusthöhendurchmesser (BHD) [mm], Baumhöhe [cm], Alter [a], der Koeffizient BHD/Alter [mm a^{-1}], die maximale Basensättigung (BS_{max}) [%] am Probenahmeort sowie die Stickstoffdeposition (N_{dep}) [eq ha^{-1} a^{-1}] in die Berechnung mit aufgenommen worden. Bei der Douglasie wird N_{dep} aufgrund der geringen Stichprobengröße und der ungünstigen räumlichen Verteilung nicht im Modell berücksichtigt. Für Esche, Ahorn, Erle und Birke wurden aufgrund der geringen Stichprobenumfänge keine GAMs berechnet. Insgesamt ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen, dass es sich um partielle Einflussgrößen handelt und Wechselwirkungen zwischen den Variablen auftreten. Sind z.B. in einem Regressionsmodell Alter und BHD aufgenommen, darf nicht direkt aus einem veränderten Alter auf die jeweilige Veränderung der Elementgehalte geschlossen werden, sondern der jeweilige BHD muss entsprechend berücksichtigt werden. Das $R^2_{adj.}$

liegt zwischen 0,05 und 0,45. Stärkere Zusammenhänge werden am ehesten in der Derbholzrinde gefunden, so zum Beispiel beim Ca^{2+} der Buche und Mg^{2+} der Eiche. Alter, BHD, Höhe und der Quotient BHD/Alter als Baumparameter haben je Baumart, Kompartiment und Element unterschiedliche Einflüsse. Auch treten sie in verschiedenen Kombinationen auf. BS_{max} zeigt bei den Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer in mehr als zwei Drittel aller Fälle einen signifikanten Einfluss auf die Gehalte der Elemente Ca^{2+}, Mg^{2+} und K^{+}. Beim Ca^{2+} ist lediglich im Nichtderbholz der Eiche und in der Derbholzrinde der Kiefer kein signifikanter Einfluss zu erkennen. Bei der Douglasie werden beim Ca^{2+} keine Zusammenhänge gefunden; dagegen bei Mg^{2+} im Derbholz, im Nichtderbholz und in den Nadeln, beim K^{+} im Derbholz und in der Derbholzrinde. Die Stickstoffdeposition hat bei Eiche, Fichte und Kiefer in drei Viertel aller Kompartimente und Elemente einen signifikanten Einfluss auf die Elementgehalte. Bei Buche sind es 85 %.

In den Abb. 3.7 und Abb. 3.8 sind exemplarisch Ca^{2+}- und Mg^{2+}-Gehalte im Derbholz, der Derbholzrinde und im Nichtderbholz (inkl. Rinde) der Buche in Abhängigkeit von signifikanten Einflussgrößen graphisch dargestellt. Entsprechende Darstellungen (inkl. Nadeln) für die Fichte zeigen die Abb. 3.9 bis Abb. 3.12 für die Elemente Ca^{2+}, Mg^{2+} und K^{+}.

Beim Ca^{2+} ist bei der Buche in allen Kompartimenten ein positiver Effekt mit zunehmender maximaler Basensättigung zu erkennen. Dies gilt auch für die Fichte, bei Eiche und Kiefer, wenn der Einfluss signifikant ist (Eiche und Kiefer ohne Abbildung). Der BHD, die Höhe und das Alter zeigen bei den Baumkompartimenten der Buche Effekte in unterschiedlichen Kombinationen und Richtungen. Insgesamt werden durch die Schätzung bei der Buche Extremwerte im Nichtderbholz nur unzureichend dargestellt.

Im Derbholz, sowie im Nichtderbholz (inkl. Rinde) der Buche zeigen sich auch beim Mg^{2+} positive Effekte der BS_{max}. Mit Zunahme der BS_{max} am Untersuchungsort steigt der Mg-Gehalt in den betreffenden Baumkompartimenten. Auffällig ist in allen Kompartimenten der Buche der negative Einfluss von N_{dep}. Der signifikante Trend des Baumalters ist positiv gerichtet. Die BS_{max} ergibt bei der Fichte im Derbholz, der Derbholzrinde sowie in den Nadeln signifikante Effekte. Insbesondere im Bereich hoher BS_{max} sind diese jedoch negativ. Der signifikante Einfluss von N_{dep} ist im Derbholz positiv, in den übrigen Kompartimenten durchweg negativ. Auch das Baumalter hat in der Derbholzrinde, im Nichtderbholz und in den Nadeln einen negativen Einfluss.

Tab. 3.8: Überschreitungswahrscheinlichkeiten und Bestimmtheitsmaße bei der Schätzung der Elementgehalte [g kg^{-1}] in Baumkompartimenten untersuchter Buchen und Eichen; BHD [mm]; Höhe [m]; Ndep [eq ha^{-1} a^{-1}] = Stickstoffdeposition; BSmax [%] = maximale Basensättigung; $R^2_{adj.}$ =adjustiertes Bestimmtheitsmaß.

Baumart	Kompartiment	Element	Alter	BHD	Höhe	BHD/Alter	N_{dep}	BS_{max}	$R^2_{adj.}$
Buche	Derbholz	Ca	0,0000	0,0049				0,0000	0,139
		Mg	0,0000			0,0688	0,0000	0,0000	0,105
		K	0,0298	0,0025	0,0487		0,0031	0,0001	0,083
		C		0,0101	0,0421		0,0000	0,0000	0,177
		N	0,0000	0,0518	0,0161		0,0000	0,0004	0,180
		P		0,0000			0,0003		0,058
		S	0,0008			0,0192	0,0066	0,0291	0,078
	Derbholzrinde	Ca		0,0626	0,0000			0,0000	0,451
		Mg	0,0000				0,0000		0,119
		K				0,0000	0,0000		0,098
		C	0,0024				0,0000	0,0000	0,253
		N		0,0003	0,0000	0,0212		0,0011	0,162
		P	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000		0,285
		S		0,0000	0,0003	0,0000	0,0000	0,0001	0,215
	Nichtderbholz	Ca			0,0226		0,0044	0,0000	0,208
	(inkl. Rinde)	Mg	0,0000				0,0002	0,0000	0,120
		K	0,0000				0,0001	0,0012	0,099
		C				0,0009	0,0002		0,110
		N			0,0392	0,0098		0,0086	0,048
		P	0,0000				0,0000		0,122
		S	0,0000	0,0000	0,0014		0,0000	0,0000	0,536
Eiche	Derbholz	Ca	0,0000		0,0000			0,0067	0,129
		Mg		0,0001	0,0029	0,0000		0,0029	0,360
		K			0,0000	0,0000	0,0000		0,334
		C		0,0000	0,0000	0,0028	0,0007	0,0000	0,640
		N		0,0001			0,0000		0,141
		P		0,0005					0,080
		S	0,0086						0,093
	Derbholzrinde	Ca		0,0000			0,0205	0,0004	0,146
		Mg	0,0000		0,0000				0,549
		K			0,0000	0,0021	0,0033		0,285
		C		0,0280	0,0000	0,0177	0,0003	0,0047	0,543
		N		0,0165			0,0000	0,1164	0,167
		P		0,0019	0,0183	0,0024	0,0182		0,372
		S		0,0000					0,249
	Nichtderbholz	Ca	0,0002	0,0017	0,0006		0,0000		0,216
	(inkl. Rinde)	Mg	0,0559		0,0085		0,0003		0,347
		K	0,0011				0,0000		0,272
		C		0,0077	0,0039	0,0032	0,0196	0,0003	0,605
		N		0,0039	0,0019		0,0001	0,0383	0,231
		P	0,0001				0,0000	0,0090	0,229
		S	0,0064	0,0000	0,0011		0,0000		0,534

Tab. 3.9: Überschreitungswahrscheinlichkeiten und Bestimmtheitsmaße bei der Schätzung der Elementgehalte [g kg^{-1}] in Baumkompartimenten untersuchter Fichten und Kiefern; BHD [mm]; Höhe [m]; N_{dep} [eq ha^{-1} a^{-1}] = Stickstoffdeposition; BS_{max} [%] = maximale Basensättigung; $R^2_{adj.}$ = adjustiertes Bestimmtheitsmaß.

Baumart	Kompartiment	Element	Alter	BHD	Höhe	BHD/Alter	N_{dep}	BS_{max}	$R^2_{adj.}$
Fichte	Derbholz	Ca			0,0171			0,0000	0,082
		Mg	0,0000		0,0000	0,0000		0,0004	0,117
		K			0,0000	0,0000	0,0591	0,0050	0,266
		C	0,0114				0,0000	0,0006	0,177
		N	0,0000	0,0016					0,147
		P		0,0042	0,0005	0,0000	0,0000		0,282
		S	0,0053		0,0000	0,0000	0,0232		0,251
	Derbholzrinde	Ca	0,0348			0,0000		0,0000	0,367
		Mg	0,0000		0,0010		0,0000	0,0001	0,148
		K	0,0000	0,0005			0,0000		0,412
		C		0,0000	0,0000		0,0001	0,0049	0,248
		N	0,0000				0,0000		0,337
		P	0,0000		0,0104				0,404
		S	0,0532	0,0542	0,0041	0,0498		0,0029	0,157
	Nichtderbholz	Ca	0,0134			0,0001	0,0000	0,0000	0,455
	(inkl. Rinde)	Mg			0,0000	0,0100	0,0000	0,0003	0,346
		K	0,0010		0,0000		0,0000	0,0119	0,395
		C					0,0000	0,0001	0,193
		N	0,0004		0,0112	0,0078	0,0000		0,224
		P	0,0036		0,0000	0,0042	0,0000		0,314
		S	0,0000		0,0000		0,0000	0,0231	0,401
	Nadeln	Ca	0,0002	0,0002	0,0043			0,0000	0,270
		Mg	0,0000	0,0003	0,0000		0,0000	0,0000	0,361
		K	0,0000				0,0350	0,0000	0,197
		C					0,0000	0,0020	0,163
		N					0,0000	0,0000	0,119
		P		0,0000	0,0000	0,0001	0,0000	0,0008	0,165
		S			0,0012	0,0248	0,0172	0,0034	0,093
Kiefer	Derbholz	Ca					0,0000	0,0000	0,155
		Mg		0,0016	0,0009		0,0036		0,087
		K	0,0000	0,0000	0,0013	0,0000	0,0020	0,0000	0,412
		C	0,0000	0,0000		0,0005	0,0000	0,0000	0,666
		N				0,0171		0,0000	0,086
		P		0,0000		0,0000	0,0005		0,270
		S	0,0088		0,0001	0,0106			0,229
	Derbholzrinde	Ca	0,0000				0,0000		0,128
		Mg					0,0006	0,0017	0,131
		K					0,0000	0,0009	0,166
		C					0,0000		0,246
		N	0,0001				0,0000	0,0001	0,391
		P	0,0000				0,0000	0,0012	0,476
		S	0,0000				0,0001		0,218
	Nichtderbholz	Ca						0,0038	0,039
	(inkl. Rinde)	Mg			0,0000			0,0039	0,246
		K		0,2190	0,0107		0,0007	0,0095	0,263
		C	0,0000		0,0007		0,0000	0,0016	0,721
		N		0,0000					0,127
		P		0,0000			0,0004		0,218
		S					0,0000	0,0020	0,487
	Nadeln	Ca					0,0075	0,0110	0,101
		Mg			0,0000			0,0000	0,544
		K					0,0318	0,0018	0,116
		C	0,0000		0,0537		0,0000		0,736
		N	0,0005	0,0117			0,0000		0,190
		P					0,0000	0,0381	0,183
		S			0,0713				0,027

Tab. 3.10: Überschreitungswahrscheinlichkeiten und Bestimmtheitsmaße bei der Schätzung der Elementgehalte [g kg^{-1}] in Baumkompartimenten untersuchter Douglasien; BHD [mm]; Höhe [m]; BSmax [%] = maximale Basensättigung; $R^2_{adj.}$ = adjustiertes Bestimmtheitsmaß.

Baumart	Kompartiment	Element	Alter	BHD	Höhe	BHD/Alter	BS_{max}	$R^2_{adj.}$
Douglasie	Derbholz	Ca		0,00E+00				0,173
		Mg	0,0000				0,0127	0,458
		K			0,0000	0,0000	0,0025	0,311
		C					0,0082	0,182
		N						0,000
		P			0,0205	0,0012		0,239
		S						0,000
	Derbholzrinde	Ca	0,0001			0,0000		0,267
		Mg		0,00E+00				0,349
		K			0,0000	0,0029	0,0011	0,454
		C			0,0008			0,203
		N			0,0000	0,0005		0,688
		P					0,0016	0,206
		S	0,0038				0,0133	0,271
	Nichtderbholz	Ca	0,0098			0,0001		0,176
	(inkl. Rinde)	Mg		1,00E-04			0,0034	0,220
		K	0,0000					0,183
		C					0,0015	0,187
		N			0,0000			0,303
		P			0,0000			0,191
		S	0,1474		0,0110			0,104
	Nadeln	Ca	0,0164					0,060
		Mg	0,0077		0,0066		0,0068	0,278
		K	0,0000					0,352
		C			0,0245	0,1018	0,0023	0,423
		N						0,000
		P	0,0000					0,345
		S	0,0012				0,0020	0,213

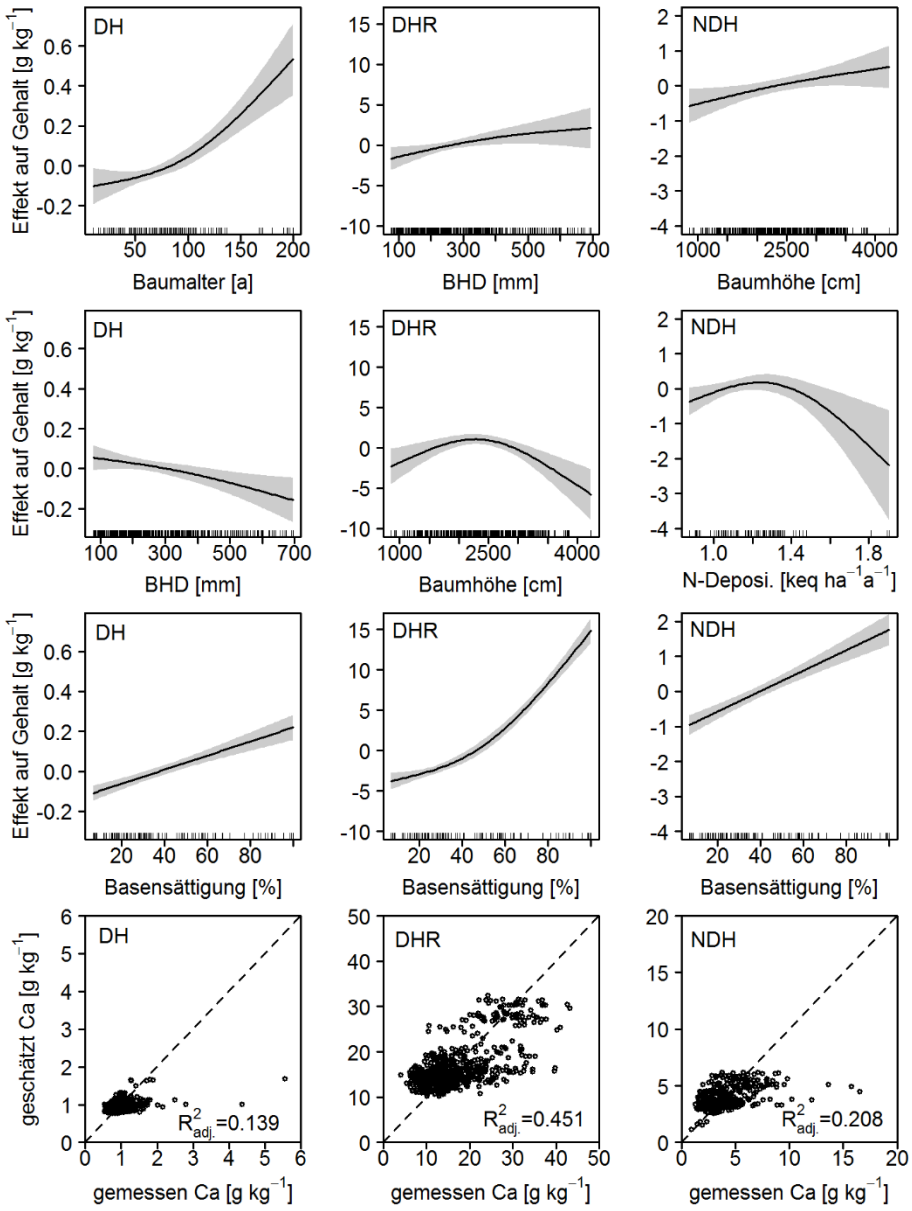


Abb. 3.7: Schätzung der Calciumgehalte [g kg^{-1}] im Derbholz [DH], der Derbholzrinde [DHR] und im Nichtderbholz (inkl. Rinde) [NDH] der Baumart Buche.

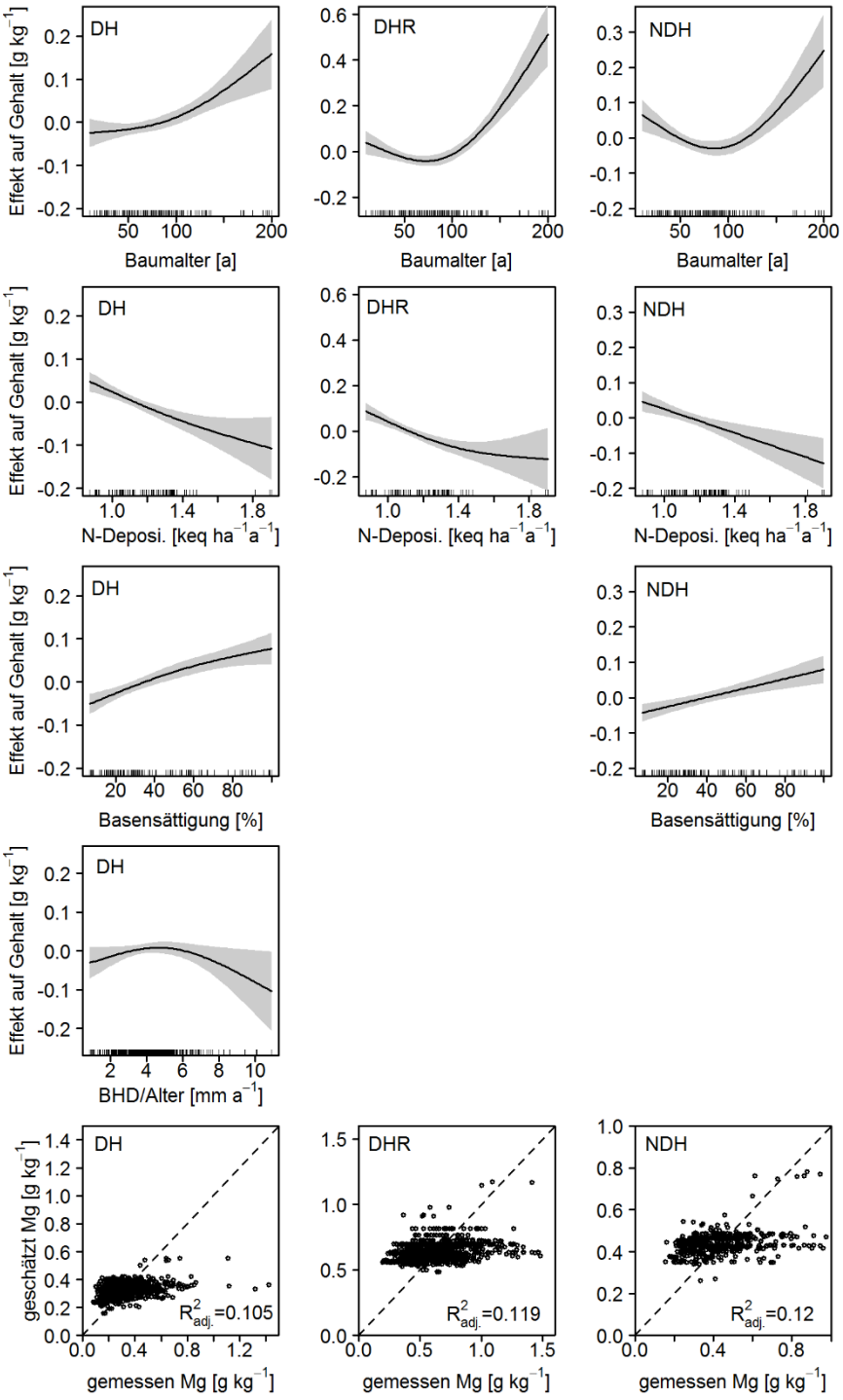


Abb. 3.8: Schätzung der Magnesiumgehalte [g kg^{-1}] im Derbholz [DH], der Derbholzrinde [DHR] und im Nichtderbholz (inkl. Rinde) [NDH] der Baumart Buche.

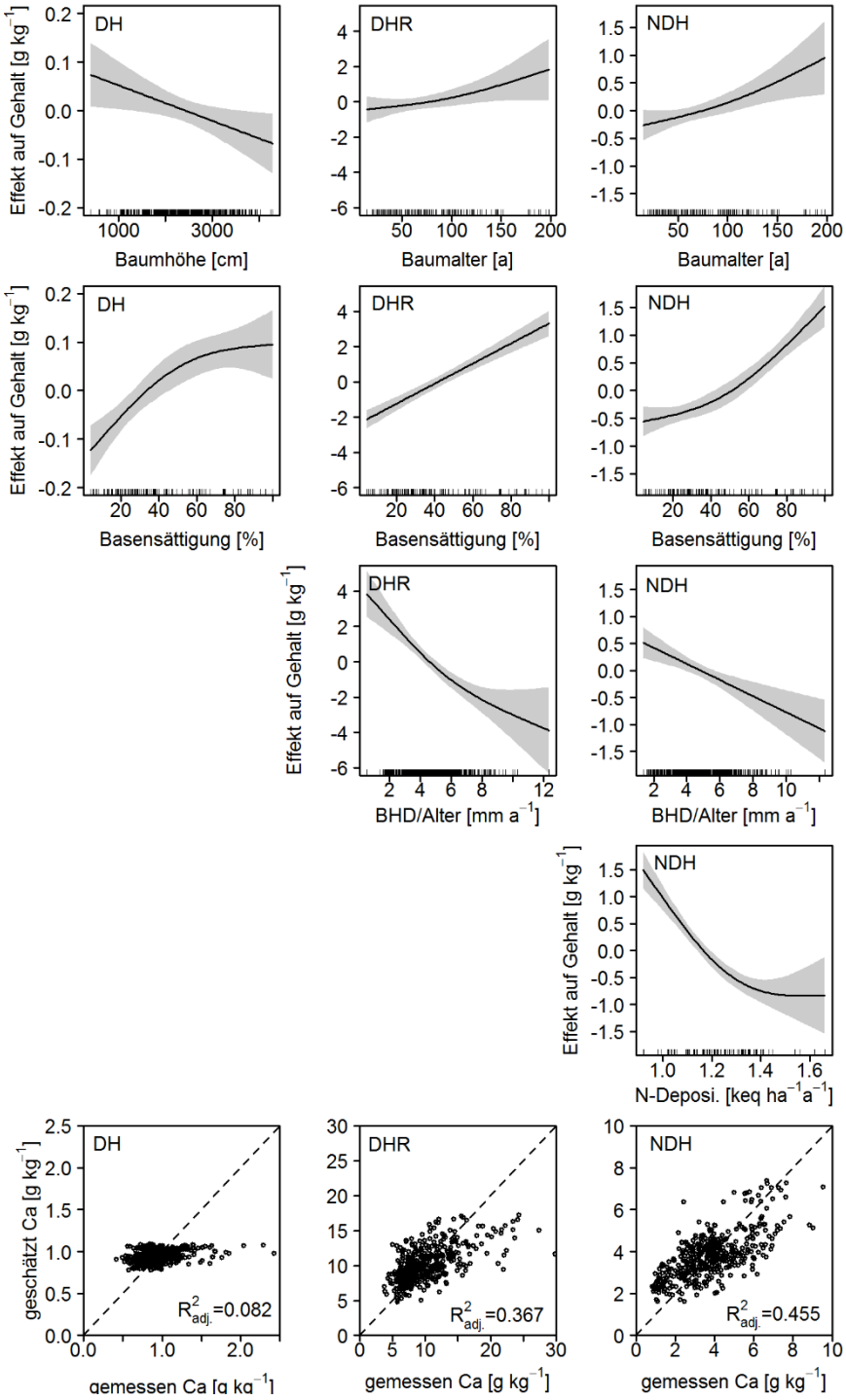


Abb. 3.9: Schätzung der Calciumgehalte [g kg^{-1}] im Derbholz [DH], der Derbholzrinde [DHR] und im Nichtderbholz (inkl. Rinde) [NDH] der Baumart Fichte.

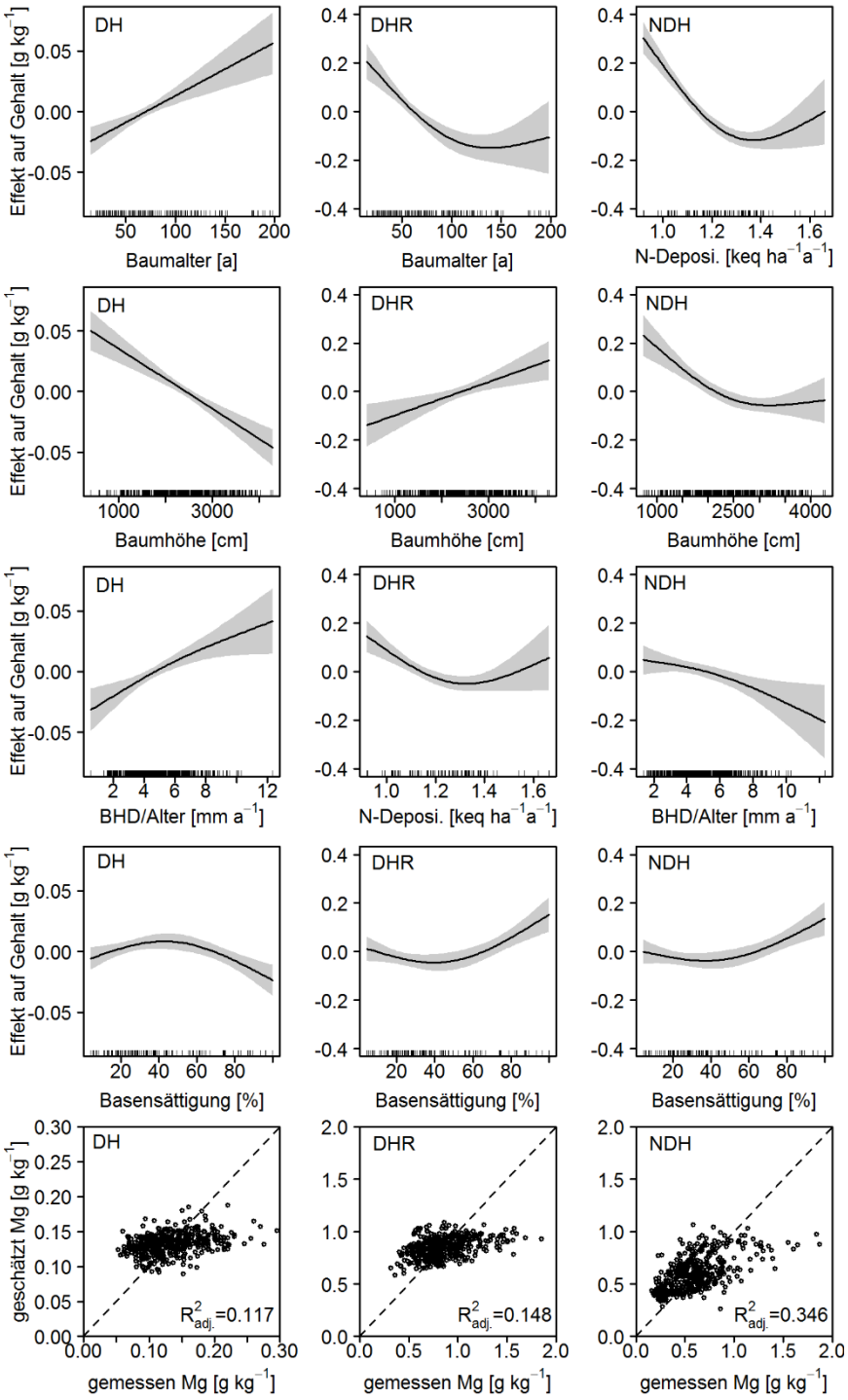


Abb. 3.10: Schätzung der Magnesiumgehalte [g kg^{-1}] im Derbholz [DH], der Derbholzrinde [DHR] und im Nichtderbholz (inkl. Rinde) [NDH] der Baumart Fichte.

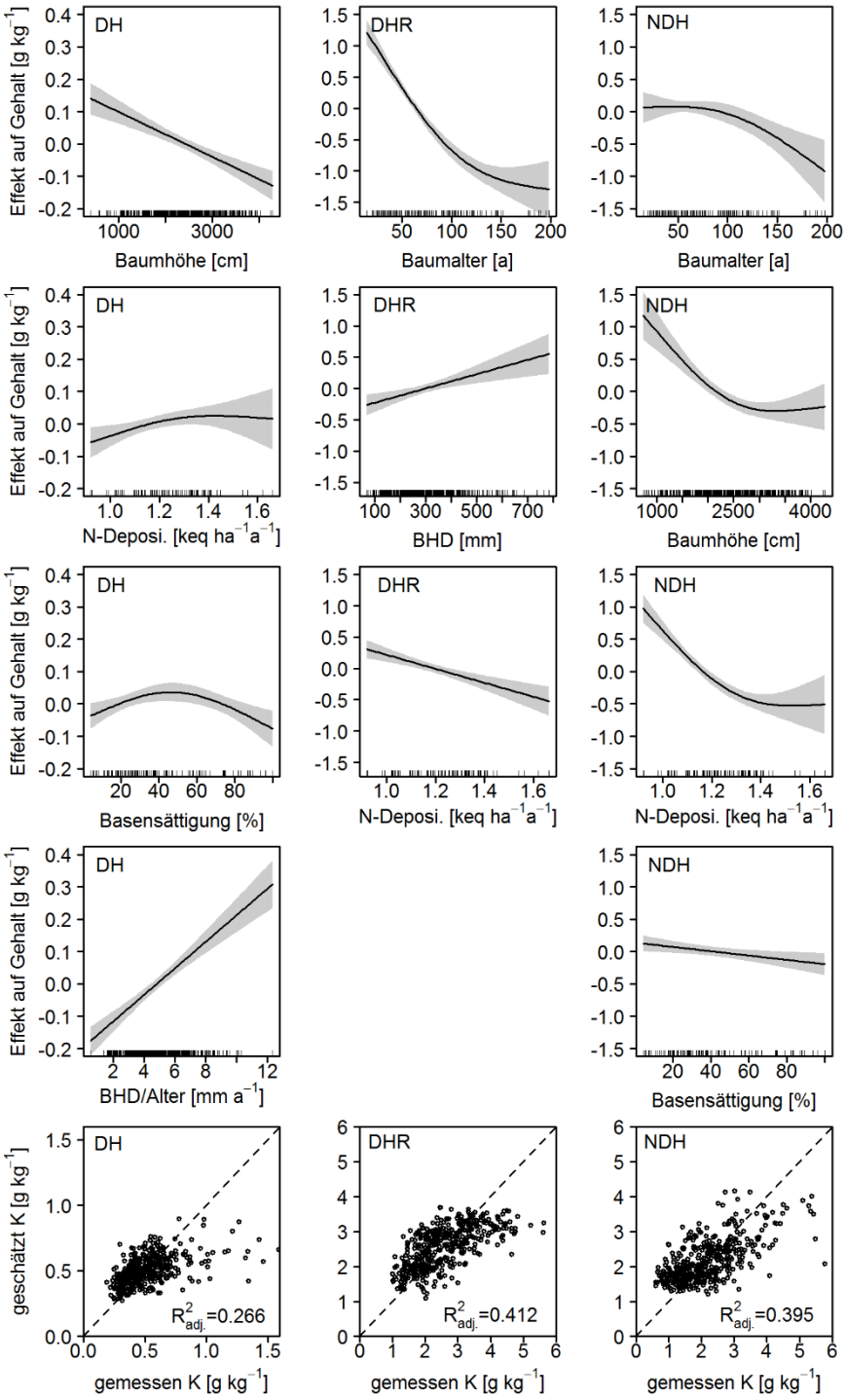


Abb. 3.11: Schätzung der Kaliumgehalte [g kg^{-1}] im Derbholz [DH], der Derbholzrinde [DHR] und im Nichtderbholz (inkl. Rinde) [NDH] der Baumart Fichte.

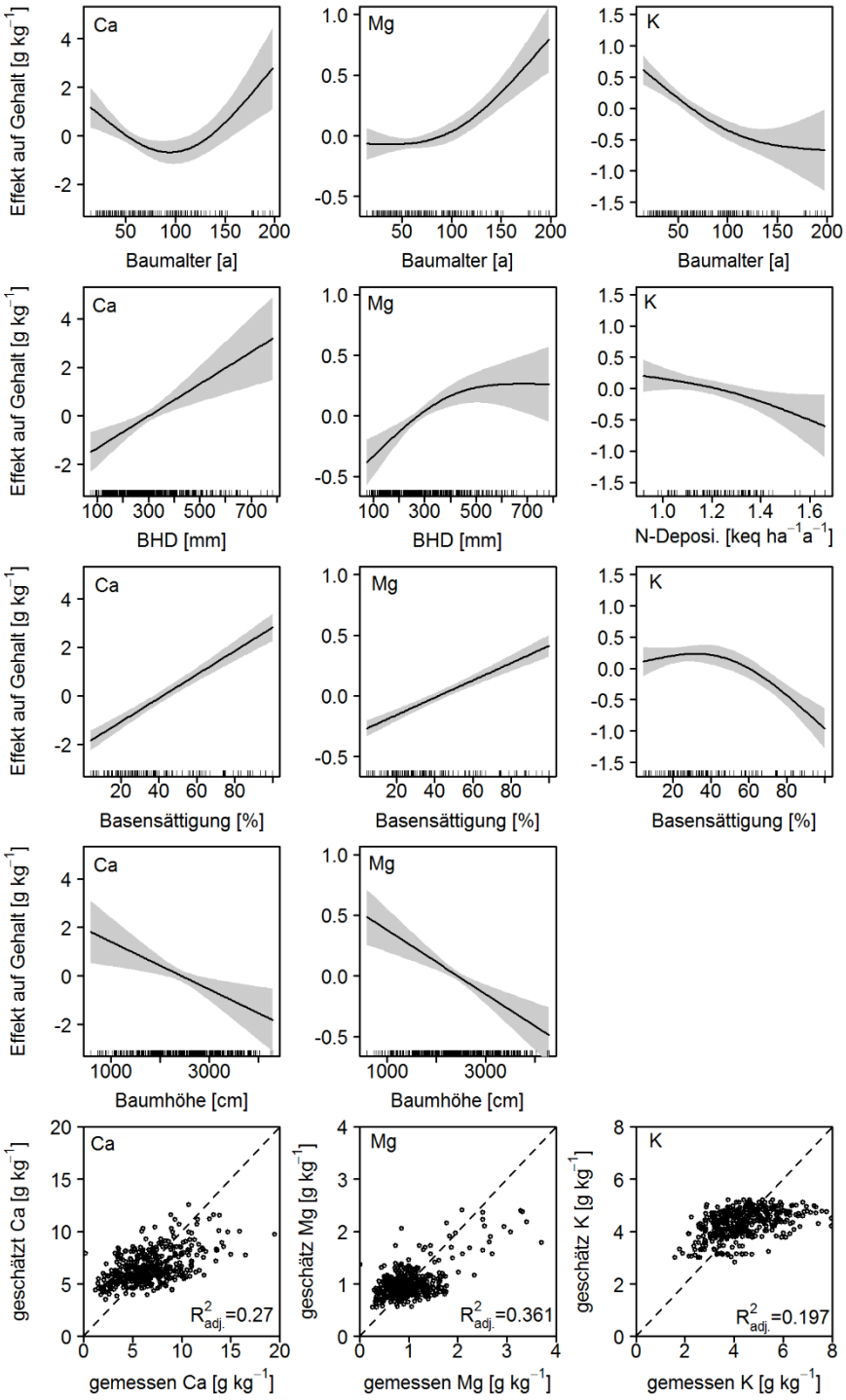


Abb. 3.12: Schätzung der Calcium-, Magnesium- und Kaliumgehalte [g kg^{-1}] in den Nadeln der Baumart Fichte.

3.4 Diskussion und Bewertung

3.4.1 Datenumfang und biometrische Modelle

Insgesamt stellt die im Rahmen dieses Projektes erarbeitete Datenbank eine wesentliche Erweiterung des Stichprobenumfanges dar. In der vorliegenden Studie konnten von 451 Erfassungsorten an 1498 Bäumen in verschiedenen Kompartimenten der Baumarten Buche, Eiche, Esche, Ahorn, Erle, Birke, Fichte, Kiefer, Lärche und Douglasie untersuchte Nährelementgehalte zusammengestellt werden. Dieses ist daher hervorzuheben, da z.B. in der Studie von Jacobsen et al. (2003) einige Baumarten nur mit äußerst geringen Stichprobenumfängen belegt waren (z.B. Douglasie, n = 7). Ein weiterer Vorteil liegt darin, dass die berücksichtigten Daten ausschließlich aus Deutschland (dem Untersuchungsgebiet) stammen und nicht wie z.B. bei Jacobsen et al. (2003) viele Daten aus europäischen Nachbarländern und Nordamerika Berücksichtigung fanden. Durch den aktualisierten Datensatz wird auch ein wesentlich größeres Spektrum an Bestandes- und Standortscharakteristika abgedeckt, was sowohl bei der Modellparametrisierung als auch bei deren Gültigkeitsbereich in der Anwendung Vorteile aufweist.

Die Entwicklung der Modelle erfolgte mit allgemeinen regressionsanalytischen Methoden. Vorzugsweise sollten Verfahren verwendet werden, die sowohl lineare als auch nichtlineare Einflüsse abbilden können und die Einbeziehung von zufälligen und räumlichen Effekten ermöglichen. Die Anwendung von Regressionsverfahren auf ökologische Daten mit einer Vielzahl beträchtlich autokorrelierter Variablen kompliziert dabei die Analyse.

Die Ergebnisse des Boosting-Verfahrens zeigen deutliche unspezifische Flächeneinflüsse, aber auch erkennbare großräumige Abhängigkeiten und Projektunterschiede. Diese Ergebnisse deuten auf erhebliche Probleme auf verschiedenen Ebenen (räumlich; verschiedene Projekte) hinsichtlich der verwendeten Datengrundlage hin. Die Einflüsse bedingen sich z.T. gegenseitig und lassen sich häufig inhaltlich schwer interpretieren bzw. separieren. Das bedeutet, dass ein relativ großer Anteil der Varianzen in den Gehalten nicht durch die in der Untersuchung verwendeten Parameter erklärt werden kann und hier weiterer Untersuchungsbedarf besteht. Auch Paré et al. (2013) weisen bei ihrer übergreifenden Auswertung auf Probleme hinsichtlich der Unausgewogenheit ihrer Datenbank hin. Ein weiteres Problem könnte auch die Einbeziehung von Studien aus unterschiedlichen Laboren sein. Die jeweils unterschiedlichen Nachweisgrenzen bei der analytischen Bestimmung der Elementgehalte könnten insbesondere bei sehr nährstoffarmen Kompartimenten zu Unsicherheiten führen. Nach neueren Untersuchungen kann auch der Zeitpunkt der Probenahme innerhalb eines Jahres einen nicht unerheblichen Einfluss auf die Elementgehalte in Baumkompartimenten haben (Ulbricht et al. 2016). Da erhebliche Anstrengungen bei der Homogenisierung der Datengrundlage unternommen wurden, empfiehlt es sich für zukünftige Untersuchungen eine stärkere Standardisierung bei den jeweiligen Probenahmen und Analysen zwischen den Ländern herbeizuführen. Hierfür dürfte durch das Projekt jedoch ein zukunftsweisender Grundstein gelegt worden sein.

In die verallgemeinerten additiven Modelle (GAM) gehen die Parameter Brusthöhendurchmesser (BHD) [mm], Baumhöhe [cm], Alter [a], der Koeffizient BHD/Alter [mm a^{-1}],

die maximale Basensättigung (BS_{max}) [%] am Probenahmeort sowie die Stickstoffdeposition (N_{dep}) [eq ha^{-1} a^{-1}] in die Berechnung ein. Die Modelle wurden für die Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer parametrisiert. Für die anderen Baumarten war der Stichprobenumfang zu gering. Es lassen sich Zusammenhänge zu Baumparametern, BS_{max} und der N_{dep} statistisch absichern. Insgesamt kann mit diesen Modellen eine deutlich verbesserte bundesweite (da alle notwendigen Eingangsdaten flächenhaft verfügbar sind) Abschätzung von Nährelementgehalten erfolgen.

Nachfolgend werden die einzelnen Effekte und Einflussgrößen auf die Nährelementgehalte intensiver diskutiert. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass es sich um partielle Effekte handelt, die nur mit großer Vorsicht interpretiert werden sollten.

3.4.2 Elementgehalte in Abhängigkeit von der Baumart

Erwartungsgemäß liegen beträchtliche Variationen bzgl. der Nährelementgehalte nicht nur zwischen, sondern auch innerhalb der untersuchten Baumarten vor (vgl. Abb. 3.2 bis Abb. 3.4). Die Variationskoeffizienten (VK) für Derbholz liegen je nach Baumart für Ca bei 18–35 %, für Mg bei 34–58 % und für K bei 26–41 %. Werte in einer vergleichbaren Größenordnung (VK > 30 %) werden auch von Paré et al. (2013) genannt, sie fanden jedoch bei Ca und P die größten Variabilitäten. Insbesondere auf hohe Unsicherheiten beim Mg weisen auch die Sensitivitätsanalysen von Ahrends et al. (2011) hin. Ein Vergleich der in der vorliegenden Untersuchung verwendeten Nährelementgehalte in Baumkompartimenten mit den Nährelementgehalten anderer Studien (Paré et al. 2013, Jacobsen et al. 2003, Weis et al. 2009, Weis & Göttlein 2012, Pretzsch et al. 2014, Rademacher et al. 2012) ergibt im Wesentlichen eine gute Übereinstimmung. Daten der vier letztgenannten Quellen sind allerdings auch in der vorliegenden Untersuchung verwendet worden. Die gegenüber der Untersuchung von Jacobsen et al. (2003) teilweise höheren mittleren Calcium-, Magnesium- und Kaliumgehalte der Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer können durch unterschiedliche Standorte der beprobten Bäume begründet sein.

Baumartenbedingte Unterschiede sind stark vom jeweiligen Nährelement und Kompartiment abhängig und sind nicht so eindeutig ausgeprägt wie z.T. in anderen Untersuchungen (Jacobsen et al. 2003, Hagen-Thorn et al. 2004). Die generell etwas höheren Gehalte der Laubbaumarten gegenüber den Nadelbaumarten können nach Wagenführ (1966) und Fengel & Wegener (1984) (zitiert in Rademacher et al. 2012) auf den deutlich höheren Anteil der nährstoffbedürftigen Parenchymzellen im Holz der Laubbäume zurückgeführt werden. Bei den Nadelbäumen sind die Kiefer und die Douglasie hervorzuheben, die sich deutlich von den drei anderen Hauptbaumarten durch meist geringere Nährelementgehalte in allen Kompartimenten abheben. Dies gilt insbesondere für die Gehalte von Kalium, Calcium und Magnesium bei Douglasie, die sich auch in anderen Untersuchungen (Bock et al. 2008, Mitchell et al. 1996, Paré et al. 2013, Ranger et al. 1995, Trüby 1994) gezeigt haben. Von den fünf Hauptbaumarten weist die Kiefer bei fast allen Elementen die geringsten Variationskoeffizienten auf. Dieses könnte sich zum einen durch ein geringes Standortspektrum, aber auch durch geringe Ansprüche an die Nährelementausstattung der Böden begründen lassen. Hohe Variabilitäten könnten demgegenüber bei der Buche insbesondere bei Ca^{2+} und Mg^{2+} aufgrund ihres hohen Standortspektrums bestehen.

3.4.3 Elementgehalte in Abhängigkeit vom Baumkompartiment

Die Rangfolge der Elementgehalte in den unterschiedlichen Kompartimenten (Derbholz < Nichtderbholz (inkl. Rinde) < Derbholzrinde) entspricht den in der Literatur (Paré et al. 2013, Pretzsch et al. 2014, Jacobsen et al. 2003) beschriebenen Gesetzmäßigkeiten. Wie auch die Untersuchungen von Rademacher et al. (2012) gezeigt haben, sind die Unterschiede zwischen Rinde und Nadeln bei den Nadelbaumarten sehr elementspezifisch. Hervorzuheben sind an dieser Stelle die hohen Elementgehalte (auch im Vergleich zum Nichtderbholz) der Rinde, speziell die Calciumgehalte von Buche und Eiche. Insbesondere bei der Eiche mit ihrem hohen Derbrindenanteil an der oberirdischen Biomasse (Jacobsen et al. 2003) kommt der Rinde somit eine hohe Bedeutung beim Nährelementexport zu. Auf extrem hohe Nährelementgehalte in der Rinde von Eichen weisen auch andere Untersuchungen hin (Bosman et al. 2001, Mussche et al. 1998). Gegenüber dem Derbholz sind die Elementgehalte im Nichtderbholz um ein Vielfaches höher. Es ist hier zu berücksichtigen, dass es sich um Proben inklusive der Rinde handelt und der Anteil der Rinde mit abnehmendem Durchmesser entsprechend zunimmt. Dieses ist deshalb von entscheidender Bedeutung, da beim Nichtderbholz ein Großteil des zusätzlichen Nährelemententzuges stattfindet, wenn Energieholz genutzt wird.

3.4.4 Elementgehalte in Abhängigkeit von Standorts- und Bodeneigenschaften

Bei der Abhängigkeit der Elementgehalte vom Standort spielen zwei Faktoren eine entscheidende Rolle: (1) die Nährelementverfügbarkeit am Standort und (2) das Wachstum und damit der Nährelementbedarf des Bestandes (Weis & Göttlein 2012). Die Nährelementverfügbarkeit wird im Rahmen dieser Auswertung durch die Basensättigung (BS_{max}) berücksichtigt. Dieser Parameter zeigt in den meisten Fällen einen signifikanten Einfluss auf die Elementgehalte in den jeweiligen Biomassekompartimenten. Auch bei den Untersuchungen von Pretzsch et al. (2014) ist der Standort, neben der Baumart und dem Kompartiment, von Bedeutung für die Ableitung von Elementgehalten. Bei ihnen wird jedoch der Standort über das Ausgangsgestein angesprochen. Entsprechend lassen sich ihre Schätzfunktionen z.B. nicht auf die quartär geprägten Bereiche in Norddeutschland übertragen. Versuche, eine entsprechende Gliederung anhand der Substratgruppen der BÜK 1:1 Mio. abzuleiten, waren nicht erfolgreich, da zum einen die räumliche Auflösung der Bodenkarten hierfür nicht standortsscharf genug ist und der Stichprobenumfang nicht ausreichte, um eine einigermaßen ausgewogene Belegung der jeweiligen Substratgruppen mit den verschiedenen Baumarten zu erhalten. Durch die Regionalisierungen aus dem Projekt WP-KS-KW (Zirlewagen 2016) konnte mit BS_{max} eine kontinuierliche Variable bereitgestellt werden, die für alle BWI-Punkte in Deutschland verfügbar ist. Zu beachten ist jedoch, dass die regionalisierte BS insbesondere im mittleren Bereich häufig hohe Unsicherheiten aufweisen (z.B. Ahner et al. 2013). Allerdings können auch gemessene Werte eine beachtliche Variabilität durch kleinräumliche Heterogenität aufweisen (Grigal et al. 1991, Bruelheide & Udelhoven 2005). So kann durch Heterogenitäten des Ausgangsmaterials auf kleinstem

Raum bei gleicher Bodentiefe die Basensättigung zwischen > 80 % und < 15 % schwanken (Malessa et al. 2001).

Für die Buche zeigen sich beim Calcium für alle Kompartimente hoch signifikante Beziehungen zu BS_{max}. Dies entspricht den Ergebnissen von anderen Studien zur Buche, in denen von höheren Gehalten auf besser versorgten Standorten, insbesondere auf karbonatführenden Standorten berichtet wird (Radmacher et al. 2009, Joosten & Schulte 2003, Nihlgard & Lindren 1977, McClenahen et al. 1989). Demgegenüber konnten Rademacher et al. (2012) bei ihren Untersuchungen nur sehr schwache Zusammenhänge finden. Sie führen dieses auf das Fehlen des Karbonatpufferbereichs in ihren Datensätzen zurück. Dass die Unterschiede zwischen den Standorten beträchtlich sein müssen, um sie hinreichend abzusichern, geht auch aus dem Kalkungsversuch von Weis et al. (2009) hervor. Hier zeigten sich auch über 20 Jahre nach einer Kalkung keine signifikanten Unterschiede in den Elementgehalten der Baumkompartimente. Eine weitere Ursache für die schwachen Zusammenhänge bei Rademacher et al. (2012) könnte jedoch auch die schichtweise Betrachtung und fehlende Aggregierung der Bodeninformationen (vgl. Kapitel 3.2.1.2) sein. Auch bei der Fichte, Kiefer und Eiche ergaben sich für fast alle Kompartimente deutliche Zusammenhänge zur BS_{max}. Diese Standortsabhängigkeit deckt sich mit zahlreichen weiteren Untersuchungen, die die Unterschiede entweder direkt auf eine bessere Nährelementausstattung (Bosman et al. 2001) oder aber indirekt auf mögliche Kontaminationen durch Pestizide und Dünger von benachbarten landwirtschaftlichen Flächen (Zayed et al. 1992) zurückführen.

Auch die überwiegend signifikant positiven Effekte der Basensättigung auf die Mg^{2+}-Gehalte lassen eine enge Beziehung zu den Standortverhältnissen vermuten (insbesondere bei der Buche, vgl. Abb. 3.8). Bei anderen Baumarten zeigen sich jedoch im Vergleich zum Ca^{2+} häufiger keine oder sogar negative Effekte der BS auf die Mg^{2+}-Gehalte. Negative Effekte überwiegen im Derbholz, während das Nichtderbholz und die Nadeln deutlich positive Effekte zeigen. Negative Effekte können entweder aus Korrelationen mit anderen Einflussgrößen (z.B. der Stickstoffdeposition) resultieren oder durch die höhere Mobilität (Padilla & Anderson 2002) von Mg^{2+} gegenüber Ca^{2+} erklärt werden.

Beim K^+ sind die Zusammenhänge weniger deutlich und häufig negativ zur BS_{max}. Zum einen kann das darauf zurückgeführt werden, dass häufig die BS überwiegend durch die Austauscherbelegung von Ca^{2+} und Mg^{2+} beeinflusst wird. Entsprechend müssen basenarme Standorte nicht zwangsläufig arm an K^+ sein. Auf der anderen Seite müssen Standorte mit sehr hohen Basensättigungen (Karbonat) nicht sehr kaliumreich sein. Folglich zeigen auch die Kaliumvorräte in Böden ein wesentlich geringeres Spektrum als z.B. die Ca^{2+}- und Mg^{2+}-Vorräte (vgl. z.B. Ahrends et al. 2012). Neben dem Kaliumangebot werden jedoch immer wieder antagonistische Wirkungen anderer Kationen, wie z.B. Ca^{2+}, als eine mögliche Ursache für fehlende Zusammenhänge angeführt (Rademacher et al. 2012, Weis et al. 2009). Auch die Untersuchungen von Pretzsch et al. (2014) zeigen, dass die signifikanten Effekte des Standortes für Mg^{2+} und K^+ nicht so deutlich ausgeprägt sind wie für Ca^{2+}. Des Weiteren sind auch die hohen Calcium-Gehalte in der Rinde von Ahorn (Mittelwert: 24,5 g kg^{-1}) und Esche (Mittelwert: 25,3 g kg^{-1}) hervorzuheben – zwei Baumarten, deren Anbau auf Böden mit einer BS kleiner 30 % nicht empfehlenswert ist (Weber & Bahr 2000).

Neben BS_{max} ist die Stickstoffdeposition ein weiterer Standortsparameter, der sehr häufig einen signifikant negativen Einfluss auf die Elementgehalte aufweist. Zahlreiche Untersuchungen (Albert & Schmidt 2010, Laubhann et al. 2009, Spiecker et al. 1996) weisen auf den stark positiven Effekt von N_{dep} auf das Baumwachstum hin. Entsprechend kann vermutet werden, dass sich die geringeren Gehalte auf das gesteigerte Wachstum und somit Verdünnungseffekte der Nährstoffgehalte in Baumkompartimenten zurückführen lassen (Neirynck et al. 1998). Neben der Wachstumssteigung sind auch antagonistische Effekte, insbesondere von Ammonium und Mg^{2+}, bei der Nährstoffaufnahme durch die Pflanze als Erklärung des negativen Zusammenhangs denkbar (Lévy et al. 1996).

3.4.5 Elementgehalte in Abhängigkeit von Baumcharakteristika

Wie vorab schon erwähnt, muss insbesondere bei den partiellen Effekten der Baumcharakteristika eine sehr vorsichtige Interpretation erfolgen, da sie nicht unabhängig voneinander sind. Entsprechend zeigen sich unterschiedliche Kombinationen und Richtungen entsprechender Effekte auf die Elementgehalte. Bei der Buche werden für Calcium und Magnesium tendenzielle Erhöhungen der Gehalte mit fortschreitendem Bestandesalter beobachtet (vgl. Abb. 3.7 bis Abb. 3.8). Insbesondere die Erhöhung der Ca^{2+}-Gehalte mit steigendem Alter sieht Rademacher et al. (2012) bei der Buche als plausibel an, da Calcium keiner lateralen Translokation unterliegt (Baes & McLaughlin 1984) und sich daher tendenziell in älteren Geweben anreichert (Marschner 1986, Mengel & Kirkby 1982).

Bei der Fichte ist eine Altersabhängigkeit von Ca^{2+} schwer zu interpretieren, da das Alter häufig durch das BHD/Alter-Verhältnis überlagert ist (Abb. 3.9). Eine leichte Abnahme mit fortschreitendem Bestandesalter wird häufiger in der Literatur beobachtet (Arp & Manasc 1988, Helmisaari & Siltala 1989, Peterson & Anderson 1990, Skonieczna et al. 2014, Weis et al. 2009, Pärn 2001). Eine mögliche Erklärung wäre, dass der Anteil des sehr nährelementreichen Splintholzes am Stammholz (Augusto et al. 2000) naturgemäß mit steigendem Alter abnimmt. Diese Abnahme erfolgt in einer nicht-linearen Form (Rochon et al. 1998). Dieser Effekt dürfte beim Nadelholz dadurch verstärkt werden, dass durch die einfachere Struktur des Nadelholzes nur eine sehr reduzierte laterale Bewegung der Elemente vom Splintholz zum Kernholz stattfindet (Zayed et al. 1992). Der zu beobachtende signifikante Einfluss des BHD/Alter-Verhältnisses könnte darauf hindeuten, dass auch die Konkurrenzsituation der Bäume im Bestand einen Einfluss auf die Gehalte ausüben kann (Pretzsch et al. 2014).

Für Magnesium sind die Effekte demgegenüber nicht so prägnant ausgeprägt. Hier treten neben dem Alter häufig noch die Variablen BHD, Höhe und BHD/Alter-Verhältnis hinzu, sodass eine kausale Interpretation in der Regel nicht möglich ist. Auffällig ist jedoch, dass sich bei der Eiche (nicht dargestellt) eher eine Tendenz zu sinkenden Mg^{2+}-Gehalten in fast allen Kompartimenten mit steigendem Alter abzeichnet. Auch bei den Untersuchungen von Zayed et al. (1992) zeigte sich eine Abnahme von Mg^{2+} mit steigendem BHD. Die Autoren führten die Abnahme auf eine geringere Verfügbarkeit in der Bodenlösung und/oder geringere Möglichkeiten der Fixierung im Holzgewebe zurück. Das z.T. deutlich andere Verhalten von Mg^{2+} im Vergleich zu Ca^{2+} könnte jedoch auch darauf beruhen, dass innerhalb des

Xylems Mg^{2+} eine höhere Mobilität zwischen den aktiven Jahrringen aufweist als Ca^{2+} (Padilla & Anderson 2002, Westermark 1982).

Bei den noch mobileren Elementen Stickstoff und Kalium (Läuchli & Pflüger 1978) zeigen sich keine klaren Strukturen. Auffällig ist auch hier, dass häufig sehr viele Bestandescharakteristika gleichzeitig signifikante Effekte zeigen. So gehen in das Modell für Derbholz der Kiefer die Variablen Alter, BHD, Höhe und das BHD/Alter-Verhältnis ein. Entsprechend sind die Effekte nicht mehr interpretierbar und es können nur schwer Vergleiche mit anderen Studien gezogen werden. Hervorzuheben ist jedoch, dass in der Literatur häufig keine Effekte zu Bestandescharakteristika gefunden werden (Peterson & Anderson 1990) und dieses mit der extrem hohen Mobilität von K^+ begründet wird. Die Untersuchungen zeigen in Übereinstimmung mit anderen Auswertungen (Jacobsen et al. 2003), dass die Abhängigkeiten der einzelnen Elemente von Bestandescharakteristika anscheinend einer sehr unterschiedlichen Dynamik während der Bestandesentwicklung folgen. Entsprechend finden z.B. auch Valkovic et al. (1979) eine Veränderung des K^+/Ca^{2+}-Verhältnisses von 7,8 zu 1,5 während der Bestandesentwicklung. Von einer vergleichbaren Entwicklung der K^+/Ca^{2+}-Verhältnisse berichten auch Momoshima & Bondietti (1990). Chun & Hui-Yi (1992) erklären die auffälligen Unterschiede zwischen den Elementen damit, dass die Translokation sehr element- und kompartimentspezifisch zu sein scheint.

3.4.6 Fehlerbetrachtung

Aus den Ergebnissen der GAMs können sowohl für die verwendeten als auch für neu definierte Werte der Kovariablen die Standardfehler für die Schätzwerte bestimmt werden.

Hierfür wurden in Tab. 3.11 plausible Wertekombinationen für die Kovariablen definiert, anhand der Ergebnisse aus Tab. 3.8 bis Tab. 3.10 die Standardfehler berechnet und ihre prozentuale Relation zu den Schätzwerten in Tab. 3.12 dargestellt. Berücksichtigt wurden Baumarten mit einem Stichprobenumfang größer 40. Es wurden für Durchmesser (BHD) und Höhe (h100 bzw. bei Eiche: Weisesche Höhe) Werte angenommen, die nach Ertragstafeln der I. Ertragsklasse im Alter 80 entsprechen. Für die maximale Basensättigung wurde ein Wert von 30 %, für die Stickstoffdeposition von 1200 eq ha^{-1} a^{-1} ausgewählt.

Die Standardfehler liegen überwiegend unter 5 %. Vergleichsweise hohe Schwankungen fallen bei der Douglasie auf. Da die Werte in Tab. 3.11 etwa im mittleren Definitionsbereich der Kovariablen liegen, sind die berechneten Standardfehler als Minimum der Schätzfehler anzusehen.

Tab. 3.11: Werte der Kovariablen zur Berechnung der Standardfehler.

Baumart	Alter [a]	BHD [mm]	Höhe [m]	BHD/Alter [mm a^{-1}]	BS_{max} [%]	N-Deposition [eq ha^{-1} a^{-1}]
Buche	80	251	28,3	3,138	30	1200
Eiche	80	283	24,8	3,538	30	1200
Fichte	80	307	31,8	3,838	30	1200
Kiefer	80	298	26,6	3,725	30	1200
Douglasie	80	482	41,2	6,025	30	1200

Tab. 3.12: Prozentualer Standardfehler in Prozent der Schätzwerte.

Kompartiment	Element	Standardfehler [%]				
		Buche	Eiche	Fichte	Kiefer	Douglasie
Derbholz	Ca	2,029	2,700	2,041	1,158	4,507
	Mg	3,150	4,758	3,329	3,071	6,667
	K	2,261	3,131	3,569	2,137	7,906
	C	0,233	0,418	0,206	0,239	0,528
	N	2,930	2,612	5,968	2,597	4,961
	P	1,883	3,596	7,010	2,089	6,410
	S	1,730	2,784	3,603	2,004	1,819
Derbholzrinde	Ca	3,049	3,231	2,061	3,819	5,782
	Mg	2,225	3,103	2,462	8,373	7,571
	K	1,274	2,896	2,184	6,711	14,541
	C	0,254	0,571	0,363	0,343	1,088
	N	1,766	1,955	1,581	3,270	7,529
	P	2,166	2,859	1,948	4,823	7,599
	S	1,781	2,998	1,762	2,854	5,546
Nichtderbholz incl. Rinde	Ca	3,169	5,446	2,861	2,065	4,119
	Mg	2,676	5,111	4,197	3,133	3,965
	K	1,566	2,932	3,241	2,945	4,172
	C	0,212	0,604	0,234	0,278	0,511
	N	1,944	3,518	3,383	1,962	5,437
	P	2,258	3,900	3,549	2,766	6,450
	S	4,108	5,906	2,923	6,647	17,778
Nadeln	Ca	-	-	5,444	3,151	5,298
	Mg	-	-	6,174	3,413	6,664
	K	-	-	1,850	1,843	2,843
	C	-	-	0,200	0,221	0,818
	N	-	-	0,940	1,459	1,487
	P	-	-	2,145	1,900	3,458
	S	-	-	1,202	1,699	4,201

3.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Um Nährelemententzüge durch die Entnahme von oberirdischer Biomasse quantifizieren zu können, sind Informationen über Elementgehalte in verschiedenen Baumkompartimenten von großer Bedeutung. Hierfür werden Schätzmodelle benötigt, die je Baumart und Baumkompartiment die Abhängigkeit der Elementgehalte von Baum- und Standortsparametern darstellen.

Als Datengrundlage dienten Nährelementgehaltsinformationen verschiedener Kompartimente der Baumarten Buche, Eiche, Esche, Ahorn, Erle, Birke, Fichte, Kiefer, Lärche und Douglasie (insgesamt 1498 Bäume, verteilt auf 451 Erfassungsorte). Die beprobten Bäume decken einen umfassenden Größen- und Altersrahmen ab.

Die Modellentwicklung erfolgte mit allgemeinen regressionsanalytischen Methoden. Es wurden Boosting-Verfahren und verallgemeinerte additive Modelle (GAM) angewendet.

Die Ergebnisse des Boostingverfahrens zeigten, dass die Flächen-ID und das Kompartiment den größten Einfluss haben, gefolgt von der Baumart. Die Selektionshäufigkeiten der Baumparameter BHD, Höhe und Alter sowie der modellierten Basensättigung und der Differenzierung Kalk-/Nichtkalkstandort sind deutlich geringer.

In den GAMs hatten bei den Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer die Parameter Brusthöhendurchmesser (BHD) [mm], Baumhöhe [cm], Alter [a], der Koeffizient BHD: Alter [mm a^{-1}], die maximale Basensättigung (BS_{max}) [%] sowie die Stickstoffdeposition (N_{dep}) [eq ha^{-1} a^{-1}] signifikante Effekte. Insgesamt kann mit diesen Modellen eine verbesserte Schätzung von Elementgehalten in den Kompartimenten der Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie im Vergleich zu Standardwerten aus der Literatur (z.B. Jacobsen et al. 2003) vorgenommen werden. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich um partielle Einflussgrößen handelt und Wechselwirkungen zwischen den Variablen auftreten.

Bei der Anwendung aller dargestellten Funktionen ist insbesondere der sachgerechte Umgang mit den in der Auswertung aufgezeigten Gültigkeitsbereichen (vgl. Tab. 3.1) zu beachten (vgl. auch Mendoza & Vanclay 2008) und z.B. Vergleiche mit den Mittelwerten und statistischen Kenngrößen der Tab. 3.2 bis Tab. 3.6 durchzuführen, um die Ergebnisse auf ihre Plausibilität zu prüfen. Für die Baumarten Esche, Ahorn, Erle und Birke konnten aufgrund des geringen Stichprobenumfangs keine belastbaren Modelle in Abhängigkeit von Baum- und Standortsparametern entwickelt werden; deshalb wird die Verwendung der elementspezifischen Mittelwerte empfohlen (Tab. 3.3 und Tab. 3.4). Für die Lärche und Tanne sind aufgrund des geringen Stichprobenumfanges und Schwierigkeiten bei der Differenzierung der Kompartimente keine mittleren Gehalte angegeben.

3.6 Literaturverzeichnis

Ahner, J., B. Ahrends, F. Engel, J. Hansen, S. Hentschel, R. Hurling, H. Meesenburg, U. Mestermacher, P. Meyer, B. Möhring, J. Nagel, R. Nagel, B. Pape, M. Rohde, H. Rumpf, M. Schmidt, M. Schmidt, H. Spellmann, J. Sutmöller. 2013. Waldentwicklungsszenarien für das Hessische Ried. Entscheidungsunterstützung vor dem Hintergrund sich beschleunigt ändernder Wasserhaushalts- und Klimabedingungen und den Anforderungen aus dem europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, 10. 398 S.

Ahrends, B., H. Meesenburg, K. J. Meiwes, P. Rademacher. 2011. Sensitivität der Nährstoffentzüge aus Waldökosystemen hinsichtlich der Biomassefunktionen und Nährstoffgehalte. In: Böden verstehen - Böden nutzen - Böden fit machen, 3. - 9. September 2011, Berlin. http://eprints.dbges.de/786/

Ahrends, B., K. J. Meiwes, J. Evers. 2012. Regionalisierung der Elementvorräte von Waldböden in Niedersachsen, Hessen und Sachsen-Anhalt. In: Forschungsvorhaben: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407). http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407. 187-208

Ahrends, B., H. Meesenburg, K. J. Meiwes, P. Rademacher. 2012. Fehlerabschätzung bei der Ermittlung der Elemententzüge aus Waldökosystemen. In: Forschungsvorhaben: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407). http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407. 173-186

Albert, M., M. Schmidt. 2010. Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) and common beech (Fagus sylvatica L.). Forest Ecology and Management 259 (4): 739-749.

Andreae, H., N. Eickenscheidt, J. Evers, E. Grüneberg, D. Ziche, B. Ahrends, J. Höhle, H.-D. Nagel, N. Wellbrock. 2016. Stickstoff. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Report, 43. Johann Heinrich von Thünen-Institut,. Braunschweig. 135-180.

Arp, P. A., J. Manasc. 1988. Red spruce stands downwind from a coal-buring power benerator: tree-ring analysis. Canadian Journal of Forest Research 18 (2): 251-264.

Augusto, L., J. Ranger, Q. Ponette, M. Rapp. 2000. Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount. Annals of Forest Science 57 (4): 313-324.

Baes, C. F., S. B. McLaughlin. 1984. Trace elements in tree rings: evidence of recent and historical air pollution. Science 224: 494-497.

Block, J., J. Schuck. 2002. Nährstoffentzüge durch die Holzernte und ihr Einfluss auf den Nährstoffhaushalt armer Standorte in Rheinland-Pfalz. Forstliche Forschungsberichte München 186: 150-151.

Block, J., J. Schuck, T. Seifert. 2008. Einfluss unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf den Nährstoffhaushalt von Waldökosystemen auf Buntsandstein im Pfälzerwald. Forst und Holz 63 (7/8): 66-70.

Bosman, B., J. Remacle, M. Carnol. 2001. Element removal in harvested tree biomass: scenario for critical loads in wallonia, south belgium. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 1: 153-167.

Bruelheide, H., P. Udelhoven. 2005. Correspondence of the fine-scale spatial variation in soil chemistry and the herb layer vegetation in beech forests. Forest Ecology and Management 210: 205-223.

Chun, L., H. Hui-Yi. 1992. Tree-ring element analysis of Korean pine (Pinus koraiensis Sieb. et Zucc.) and Mongolian oak (Quercus mongolica Fisch. ex Turcz.) from Changbai Mountain, north-east China. Trees 6: 103-108.

Facelli, E., J. M. Facelli. 2002. Soil phosphorus heterogeneity and mycorrhizal symbiosis regulate plant intra-specific competition and size distribution. Oecologia 133 (1): 54-61.

Fengel, D., G. Wegener. 1984. Wood. De Gryter. Berlin. 616 S.

Göttlein, A., D. Dieler, M. Baumgarten. 2013. Tree-internal Nutrient Distribution of Beech and Spruce at the Kranzberger Forst – Implications for Efficiency of Wood Production and for Nutrient Export with Different Harvest Intensities. Nova Acta Leopoldina NF 114 (391): 255-265.

Grigal, D. F., R. E. Mcroberts, L. F. Ohmann. 1991. Spatial Variation in Chemical Properties of Forest Floor and Surface Mineral Soil in the North Central United States. Soil Science 151 (4): 282-290.

Grüneberg, E., D. Ziche, N. Wellbrock. 2014. Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. Global Change Biology 20: 2644-2662.

Hagen-Thorn, A., K. Armolaitis, I. Callesen, Sthernquitst. 2004. Macronutrients in tree stems and foliage: a comparative study of six temperate forest species planted at the same sites. Annals of Forest Science 61: 489-498.

Helmisaari, H.-S., T. Siltala. 1989. Variation in nutrient concentrations of Pinus sylvestris stems. Scandinavian Journal of Forest Research 4: 443-451.

Hofner, B. 2011. Boosting in Structured Additive Models. PhD Thesis, Dep. Of Stat., LMU München.

Hofner, B., A. Mayr, N. Robinzonov, M. Schmid. 2012. Model-based boosting in R: a hands-on tutorial using the R package mboost. Computational statistics, 29(1-2): 3-35. Tutorial.

Höhle, J., N. König, L. Hilbrig, J. Bielefeld, D. Ziche, E. Grüneberg, N. Eickenscheidt, B. Ahrends, N. Wellbrock. 2016. Methodenüberblick und Qualitätssicherung. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Report, 43. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. 6-43.

Huber C., H. Borchert, J. Kremer., W. Weis, D. Matthies, A. Göttlein. 2011. Biomasse- und Nährelementverschiebungen bzw. -verluste bei Harvesterdurchforstungen und deren Auswirkungen auf Bodeneigenschaften und Stoffhaushalt von Waldökosystemen. Abschlussbericht zum Projekt B65 des Kuratoriums für forstliche Forschung in Bayern, 95 S.

Jacobsen, C., P. Rademacher, H. Meesenburg, K. J. Meiwes. 2003. Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten – Literaturstudie und Datensammlung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen Reihe B, Band 69: 81 S.

Joosten, R., A. Schulte. 2003. Schätzung der Nährstoffexporte bei einer intensivierten Holznutzung in Buchenwäldern (Fagus sylvatica). Allgemeine Forst-und Jagdzeitung 174: 157-168.

Kimmins, J. P., D. Binkley, L. Chatarpual, J. de Catanzaro. 1985. Biogeochemistry of temperate forest ecosystems. Literature on inventories and dynamics of biomass and nutrients. Information Report PI-X-47E/F, Petewana National Forestry Institute, Canada, 227 S.

Klinck, U., P. Rademacher, B. Scheler, M. Wagner, S. Fleck, B. Ahrends, H. Meesenburg. 2012. Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. GeoBerichte 23: 163-174.

Kölling, C., M. Hoffmann, H.-J. Gulder. 1996. Bodenchemische Vertikalgradienten als charakteristische Zustandsgrößen von Waldökosystemen. Zeitschrift Für Pflanzenernährung und Bodenkunde 159: 69-77.

Laubhann, D., H. Sterba, G. J. Reinds, W. de Vries. 2009. The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. Forest Ecology and Management 258 (8): 1751-1761.

Läuchli, P., R. Pflüger. 1978. Potassium transport through plant cell membranes and metabolic role of potassium in plants. In: Potassium Research-Reviews and Trends. Proc. 11th. Int. Congr. of the Potash Institute. Der Bund, A.G., Bern, 111-163.

Lévy, G., C. Brechet, M. Becker. 1996. Element Analysis of tree rings in pedunculate oak heartwood: an indicator of historical trends in the soil chemistry, related to atmospheric deposition. Annals of Forest Science 53: 685-696.

Linkohr, B. I., L. C. Williamson, A. H. Fitter, H. M. O. Leyser. 2002. Nitrate and phosphate availability and distribution have different effects on root system architecture of Arabidopsis. The Plant Journal 29 (6): 751-760.

Malessa, V., B. Ahrends, P. Schall. 2001. Erfassung des Tiefengradienten der physikalischchemischen Bodeneigenschaften, Lage der Versauerungsfront. Arbeitshefte Boden 2: 53-68.

Maloney, K. O., M. Schmid, D. E. Weller. 2012. Applying additive Modelling and gradient boosting to access the effect of watershed and reach characteristics on riverine assemblages. Methods in Ecology and Evolution 2012, 3,116-128

Marschner, M. 1986. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press. London. 674 S.

McClenahen, J. R., J. P. Vimmerstedt, A. J. Scherzer. 1989. Element concentrations in tree rings by PIXE: statistical variability, mobility, and effects of altered soil chemistry. Canadian Journal of Forest Research 19 (7): 880-888.

Meiwes, K. J., H. Meesenburg. 2007. Säurebildner. GeoBerichte 7: 34-48.

Mengel, K., E. A. Kirkby. 1982. Principles of plant nutrition. International Potash Institute Bern. 655 S.

Mitchell, A. K., H. J. Barclay, H. Brix, D. F. W. Pollard, R. Benton, R. de Jong. 1996. Biomass and nutrient element dynamics in Douglas-fir: effects of thinning and nitrogen fertilisation over 18 years. Canadian Journal of Forest Research 26: 376-388.

Momoshima, N., E. A. Bondietti. 1990. Cation binding in wood: applications to understanding historical changes in divalent cation availability to red spruce. Canadian Journal of Forest Research 20: 1840-1849.

Mendoza, G. A., J. K. Vanclay. 2008. Trends in forestry modelling. EAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources 3 (010): 8 p.

Mussche, S., B. Bussche, A. de Schrijver, J. Neirynck, L. Nachtergale, N. Lust. 1998. Nutrient uptake of a mixed oak/beech forest in Flanders (Belgium). Silva Gandavensis 63: 120-133.

Neirynck, J., D. Maddelein, L. de Keersmaeker, N. Lust, B. Muys. 1998. Biomass and nutrient cycling of a highly productive Coarsican pine stand on former heathland in northern Belgium. Annals of Forest Science 55: 389-405.

Nihlgard, B., L. Lindgren. 1977. Plant biomass, primary production and bioelements of three mature beech forest in South Sweden. Oikos 28: 95-104.

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) (2013): Weichlaubholz - Ungenutztes Rohstoffpotenzial!? Abschlussbericht des Projekts "WEIPOL" im Rahmen des Förderungsprogramms "Nachwachsende Rohstoffe" des BMELV. Technische Informationsbibliothek u. Universitätsbibliothek, Göttingen, 220 S. https://doi.org/10.2314/GBV:834521326

Padilla, K. L., K. A. Anderson. 2002. Trace element concentration in tree-rings biomonitoring centuries of environmental change. Chemosphere 49: 575-585.

Paré; D., P. Bernier, B. Lafleur, B. D. Titus, E. Thiffault, D. G. Maynard, X. Guo. 2013. Estimating stand-scale biomass, nutrient contents and associated uncertainties for tree species of Canadian forests. Canadian Journal of Forest Research 43(7):599-608.

Pärn, H. 2001. Variation of element concentrations in three rings of scots pine (Pinus sylvestris L.) in the vicinity of an oil shale-fired power plant. Oil Shale 18 (1): 57-71.

Peterson, D. L., D. R. Anderson. 1990. Content of chemical elements in tree rings of lodgepole pine and whitebark pine from a subalpine sierra nevada forest. USDA Forest Service, Res Paper PSW-200, 9 S.

Posch, M., W. de Vries, H. Sverdrup. 2015. Mass Balance models to derive critical loads of nitrogen and acidity for terrestrial and aquatic ecosystems. In: de Vries, W., J.-P. Hettelingh, M. Posch: Critical Loads and Dynamic Risk Assessments. Environmental Pollution, 25. Springer. Dordrecht, Heidelberg, New York, London. S. 171-205.

Pretzsch, H., J. Block, J. Dieler, J. Gauer, A. Göttlein, R. Moshammer, J. Schuck, W. Weis, U. Wunn. 2014. Nährstoffentzüge durch die Holz-und Biomassenutzung in Wäldern. Teil 1: Schätzfunktionen für Biomasse und Nährelemente und ihre Anwendung in Szenariorechnungen. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 185: 261-285.

R Core Team. R 2014: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Wien.

Rademacher, P., P. K. Khanna, J. Eichhorn, M. Guericke. 2009. Tree Growth, Biomass, and Elements in Tree Components of Three Beech Sites. In: Brumme, R., P. K. Khanna: Functioning and Management of European Beech Ecosystems. Ecological Studies, 208. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. 105-136.

Rademacher, P., E. Schönfelder, K. J. Meiwes. 2012. Elementgehalte in Baumkompartimenten von Fichte (Picea abies[L.] Karst), Kiefer (Pinus sylvestris[L.] Karst), Buche (Fagus sylvatica[L.] Karst), Eiche Quercus roburund petraea [L.] Karst) und Douglasie (Pseudotsuga menziesii [L.] Karst). Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Abschlussbericht. http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf.

Ranger, J., R. Marques, M. Colin-Belgrad, N. Flammang, L. Gelhaye. 1995. The dynamics of biomass and nutrient accumulation in a Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii Franco) stand studied using a chronosequence approach. Forest Ecology and Management 72: 167-183.

Richter, A., G. H. Adler, M. Fahrak, W. Eckelmann. 2007. Erläuterungen zur nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000000 (BÜK 1000 N, Version 2.3). Hannover. 53 S.

Riek, W., B. Wolff. 2007. Bodenkundliche Indikatoren für die Auswertung der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen Reihe B, Band 74: 1-132.

Riek, W., A. Russ, D. Kühn. 2015. Waldbodenbericht Brandenburg. Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 60: 172 S.

Rochon, P., D. Paré, C. Messier. 1998. Development of an improved model estimating the nuritent content of the bole for four boreal tree species. Canadian Journal of Forest Research 28 (1): 37-43.

Rumpf, S., K. Husmann, H. Döbbeler, H. Spellmann, J. Nagel, K. J. Meiwes. 2014 Ergebnisbericht. Verbundvorhaben: Bioenergie-Regionen stärken (BEST)-Neue Systemlösungen im Spannungsfeld ökologischer, ökonomischer und sozialer Anforderungen-Teilprojekt: Schwachholzpotenzial Wald (IO-H 4)-Entscheidungswerkzeuge zur Sicherung einer nachhaltigen Rohstoffversorgung für die stoffliche und energetische Verwertung; BMBF (FKZ: 003L033F), 48 S.

Schaap, M., R. J. Wichink Kruit, C. Hendriks, R. Kranenburg, A. Segers, P. Builtjes, S. Banzhaf, T. Scheuschner. 2015. Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009. Project No. (FKZ) 3712 63 240-1, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. 82 S.

Schulte-Bisping, H., M. Bredemeier, F. Beese. 2001. Nachhaltigkeit der Regelungsfunktion von Waldökosystemen: Bodeneigenschaften und Stoffhaushalt. Forst und Holz 56 (15): 479-482.

Skonieczna, J., S. Malek, K. Polowy, A. Wegiel. 2014. Element content of scots pine (pinus sylvestris L.) stands of different densities. Drewno 57 (192): 77-87.

Spiecker, H., K. Mielikäinen, M. Köhl, J. P. Skovsgaard. 1996. Growth Trends in European Forests. Studies from 12 Countries. European Forest Institute Research Report 5, Springer Verlag. Berlin, Heidelberg, New York. 372 S.

Spranger, T., K. Lorenz, H.-D. Gregor. 2004. Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Texte Umweltbundesamt, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt). Berlin. 266 S.

Trüby, P. 1994. Zum Schwermetallhaushalt von Waldbäumen. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 33: 1-286.

Ulbricht, M., A. Göttlein, P. Biber, J. Dieler, H. Pretzsch. 2016. Variations of nutrient concentrations and contents between summer and autumn within tree compartments of European beach (Fagus sylvatica). Journal of Plant Nutrition and Soil Science 179: 746-757.

Ulrich, B. 1994. Nutrient and Acid-Base Budget of Central European Forest Ecosytems. In: Godbold, D. & A. Hüttermann: Effects of Acid Rain on Forest Processes. Wiley-Liss. New York. 1-50.

Valkovic, V., D. Rendic, E. K. Biegert. 1979. Trace element concentrations in tree rings as indicators of environmental pollution. Environment International 2: 27-32.

von Wilpert, K., B. Bösch, P. Bastian, D. Zirlewagen, F. Hepperle, S. Holzmann, H. Puhlmann, J. Schäffer, G. Kändler, U. H. Sauter. 2011. Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 87: 155 S.

Wagenführ, R. 1966. Anatomie des Holzes. VEB Fachbuchverlag. Leipzig. 377 S.

Weber, G., B. Bahr. 2000. Wachstum und Ernährungszustand junger Eschen (Fraxinus excelsior L.) und Bergahorne (Acer pseudoplatanus L.) auf Strumwurfflächen in Bayern in Abhängigkeit vom Standort. Forstwissenschaftliches Centralblatt 119: 177-192.

Weis, W., A. Gruber, C. Huber, A. Göttlein. 2009. Element concentrations and storage in the aboveground biomass of limed and unlimed Norway spruce trees at Höglwald. European Journal of Forest Research 128: 437-445.

Weis, W., A. Göttlein. 2012. Stoffliche Nachhaltigkeitskriterien für die bayerische Forstwirtschaft. Abschlussbericht zum Projekt B67 des Kuratoriums für forstliche Forschung in Bayern. 39, 140 S. + Anhang.

Weis, W., A. Göttlein. 2012. Nährstoffnachhaltige Biomassenutzung. LWF aktuell 90: 44-47.

Weis W., B. Blumenthal, A. Göttlein. 2014. Baumartenvergleich in intakten Altbeständen. In: Göttlein A., Katzensteiner K., Rothe A. (2014). Standortsicherung im Kalkalpin – SicALP. Abschlussbericht zum Forschungsprojekt INTERREG BY/Ö J00183. Forstliche Forschungsberichte München 212: 13-38.

Weis, W., S. Raspe, T. Schäff. 2016. Nährstoffhaushalt und Biomassenutzung. Nährstoffbilanzen: Ein Instrument zur Abschätzung der Folgen intensiver forstlicher Nutzung. LWF aktuell 1: 11-15.

Weis, W., A. Göttlein. 2016. Bewirtschaftungsmöglichkeiten zur Sicherung einer nachhaltigen Waldwirtschaft vor dem Hintergrund der Nährstoffversorgung kalkalpiner Standorte. In: Katzensteiner K., Ewald J., Göttlein A. (2016). Wälder der Kalkalpen – Strategien für die Zukunft (SratALP). Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur, Wien, Band 21: 95-125.

Wellbrock, N., A. Lauer, N. Eickenscheidt, J. Höhle, J. Evers, B. Ahrends, C.-G. Schimming, H.-D. Nagel, W. Riek, K. J. Meiwes, H. Meesenburg. 2016. Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Report, 43. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig. 75-134.

Westermark, U. 1982. Calcium promoted phenolic coupling by super oxide radical G a possible lignification reaction in wood. Wood Science and Technology 16: 71-78.

Wijesinghe, D. K., M. J. Hutchings. 1997. The Effects of Spatial Scale of Environmental Heterogeneity on the Growth of a Clonal Plant: An Experimental Study with Glechoma Hederacea. Journal of Ecology 85 (1): 17-28.

Wood, S. N. 2006. Generalized additive models: an introduction with R. Chapman Hall/CRC. (Texts in Statistical Science).

Zayed, J., S. Loranger, G. Kennedy. 1992. Variations of trace element concentrations in red spruce tree rings. Water, Air, and Soil Pollution 65: 281-291.

Zirlewagen, D. 2016. Regionalisierung von Bodeneigenschaften. unveröffentlichte Forschungsergebnisse im Rahmen des Waldklimafonds, Projekt „Veränderte Produktivität und Kohlenstoffspeicherung der Wälder Deutschlands angesichts des Klimawandels“ (WP-KS-KW) (FKZ 28WC400303).

Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev, G. M. Smith. 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer. 574 S.

4 Wasserhaushaltssimulationen und Klimadaten

Bernd Ahrends[1], Paul Schmidt-Walter[1], Stefan Fleck[1], Michael Köhler[1], Wendelin Weis[2]

[1] *Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle*

[2] *Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abt. Boden und Klima*

4.1 Einleitung und Problemstellung

Wesentliche Prozesse des Stoffhaushaltes, wie z.B. Mineralisierung, Nitrifikation, Denitrifikation und Verwitterung sind eng mit dem Wasserhaushalt verknüpft (Sverdrup & Warfvinge 1993, Boyer et al. 2006, Bonten et al. 2011). Aber auch für die Berechnung der Austragsraten von Calcium, Magnesium und Kalium mit dem Sickerwasser müssen die aus den 1:2 Extrakten abgeschätzten Lösungskonzentrationen mit Sickerwasserraten multipliziert werden (vgl. Kapitel 8). Zur Berechnung von Verwitterungsraten mit dem bodenchemischen Modell PROFILE (Sverdrup & Warfvinge 1993) werden schichtbezogene Informationen zum Bodenwassergehalt benötigt, die einfache Modellansätze zur Berechnung der Sickerwasseraustäge (TUB-BGR-Verfahren: Wessolek et al. 2009, MetHyd: Bonten et al. 2011, Wasserbilanzen: McCabe & Markstrom 2007) nicht bereitstellen. Daher werden die Wassergehalte bei der Parametrisierung von PROFILE häufig nur sehr grob abgeschätzt. Sverdrup et al. (1990) empfehlen als erste Näherung einen Standardwert von 0,2 m^3 m^{-3} für Waldböden. Für eine stärkere Berücksichtigung von bodenartenspezifischen Unterschieden wird in der Modell-Dokumentation von PROFILE 4.2 (Deutsche Version) die Verwendung der nutzbaren Feldkapazität empfohlen (Becker 1999). Die Verwendung der nutzbaren Feldkapazität als Proxy für den Bodenwassergehalt kann insbesondere in niederschlagsärmeren Regionen und Substraten mit geringen Speicherkapazitäten zu einer erheblichen Überschätzung der Verwitterungsraten führen. Eine solche Fehleinschätzung der Wassergehalte hätte erhebliche Auswirkungen, da der Wassergehalt ein bestimmender Modellparameter ist (Jönsson et al. 1995, Hodson et al. 1996, Dultz 2001). Da PROFILE neben Sickerwasserraten und Bodenwassergehalten auch Angaben zum Bestandesniederschlag benötigt, bietet es sich an, das prozessorientierte forsthydrologische Simulationsmodell LWF-Brook90 (Hammel & Kennel 2001, Federer et al. 2003) für eine integrative Betrachtung des Wasserhaushaltes zu verwenden. In LWF-Brook90 basiert der Wasserfluss im Boden auf der Richards-Gleichung. Kennel (1998) überprüfte die Gültigkeit des Modells anhand von langen Zeitreihen von Wasserbilanzen aus bewaldeten Einzugsgebieten in Bayern und Hessen. Das Modell ist gut an mitteleuropäische Verhältnisse angepasst (Schultze et al. 2005) und hat seine Anwendbarkeit auf zahlreichen unterschiedlichen Standorten und für verschiedene Baumarten unter Beweis gestellt (Armbruster et al. 2004, Wellpott et al. 2005, Schwärzel et al. 2009, Bauwe et al. 2013). Bei geeigneter Modellparametrisierung können sowohl der Verlauf des Bodenwassergehalts (Weis et al. 2013) als auch die z.B. durch Xylemflussmessungen ermittelten Transpirationsraten (Baumgarten et al. 2014) gut wiedergegeben werden. Die im Folgenden beschriebenen Ausführungen be-

ziehen sich vorwiegend auf die Modellparametrisierung für eine bundesweite standorts- und baumartenspezifische Modellierung des Bodenwasserhaushaltes. Hierbei wurde ein besonderes Augenmerk auf die Ableitung des Blattflächenindices (LAI) gelegt, da es sich hierbei um einen besonders wichtigen Modellparameter handelt (Wellpott et al. 2005). Des Weiteren wird im Folgenden detailliert die Kopplung mit PROFILE beschrieben.

4.2 Material und Methoden

4.2.1 Modellparametrisierung von Brook90

4.2.1.1 Klimadaten

Getrieben wurde das Modell mit Hilfe von auf die Punkte der BZE II regionalisierten DWD-Klimadaten (Niederschlag, Minimaltemperatur, Maximaltemperatur, Dampfdruck, Windgeschwindigkeit, Sonnenscheindauer) in täglicher Auflösung. Hierzu kamen von Köhler et al. (2015) geprüfte Verfahren zum Einsatz (Abb. 4.1).

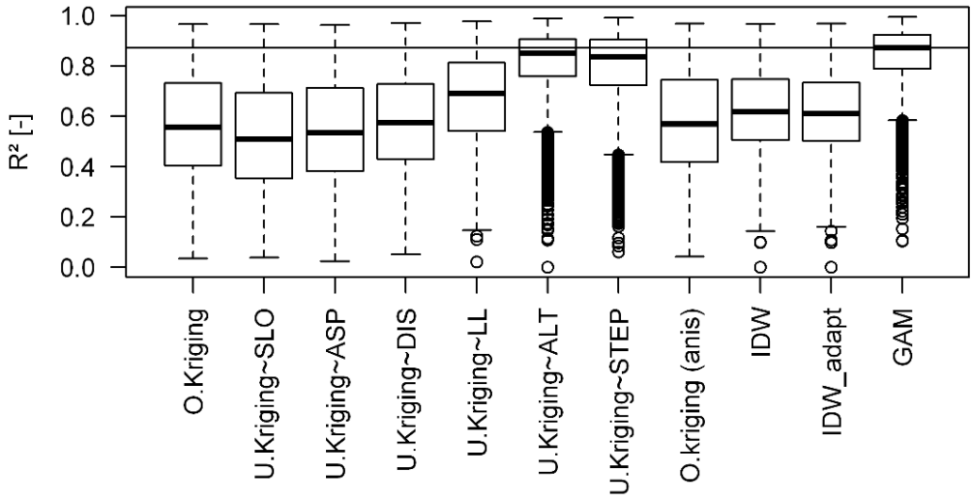


Abb. 4.1: Boxplots des mittleren täglichen Bestimmtheitsmaßes (R^2) der Vorhersagen von Tagesmitteltemperaturen für verschiedene Interpolationsverfahren (10-fache Kreuzvalidierung für die Jahre 2003–2013). Methoden: ordinary kriging (O. Kriging), universal kriging mit Kovariablen (U. Kriging mit Hangneigung (SLO), Exposition (ASP), Entfernung zur nächsten Küstenlinie (DIS), Luv/Lee-Effekt (LL), Höhe ü. NHN (ALT), automatisierte Modellschätzung aus allen Kovariablen (STEP), ordinary kriging mit anisotropischem Variogramm (anis), inverse Distanzwichtung ohne (IDW) bzw. mit automatischer Anpassung des Exponenten (IDW_adapt), generalisiertes additives Modell (GAM).

Dabei wurden für einen Testzeitraum von Anfang 2003 bis Ende 2013 für alle Niederschlags- und Klimastationen im Zuständigkeitsbereich der NW-FVA, also den Bundesländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Hessen, inklusive einer 50 km Randzone (≈ 200 Klima- und ≈ 900 Niederschlagsstationen) entsprechende Messwerte

tagesweise mit verschiedenen Verfahren interpoliert und die Vorhersagegenauigkeit dabei mit einer 10-fachen Kreuzvalidierung überprüft. Die Interpolationsmethoden inverse distance weighting (IDW), ordinary und universal kriging (mit und ohne anisotropischen Variogammen bzw. mit verschiedenen Kovariablen) und generalized additive models (GAMs; Wood 2006) wurden dabei anhand der gängigen Gütemaße mittlerer Quadratwurzelfehler (RMSE), mittlerer Fehler (ME) und Bestimmtheitsmaß (R^2) verglichen. Die Modelle wurden mit den R-Funktionen autoKrige.cv (R-Paket *„automap“*), krige.cv (R-Paket *„gstat“*), estimateParameters (R-Paket *„intamap“*) und gam (R-Paket *„mgcv“*) automatisiert geschätzt. Die Berechnung der Gütemaße erfolgte mit der Funktion gof (R-Paket *„hydroGOF“*). Die von Köhler et al. (2015) vorgestellte Methodenevaluation wurde dabei noch durch die Überprüfung der Interpolationsergebnisse an Messdaten des Level-II-Messnetzes ergänzt, um abzuschätzen, wie gut Vorhersagen von Wetterdaten in bewaldeten Regionen möglich sind. Im Folgenden werden die Ergebnisse des Methodenvergleiches beispielhaft für Tagesmitteltemperaturen und Niederschlag dargestellt.

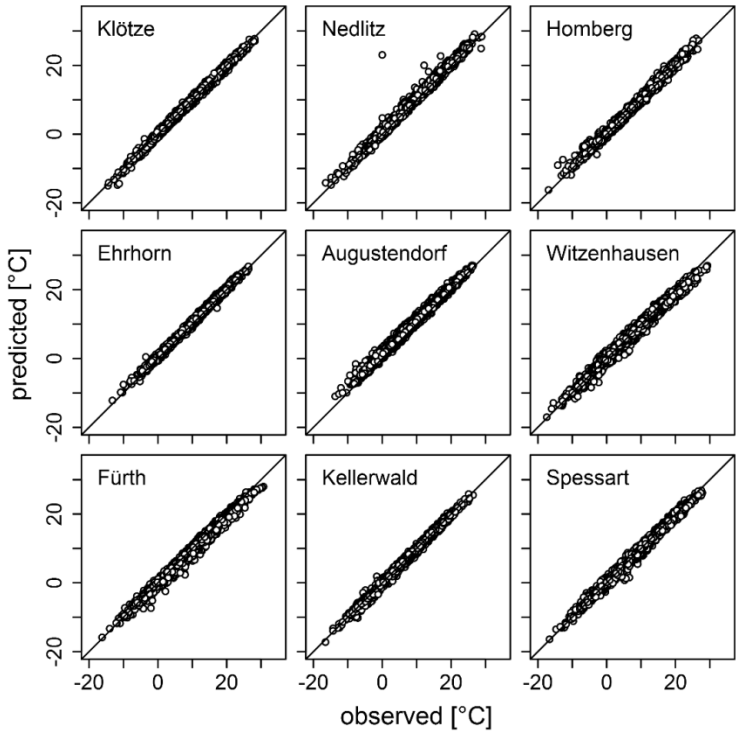


Abb. 4.2: Mit generalisierten additiven Modellen vorhergesagte Tagesmitteltemperaturen (predicted) und zugehörige Messwerte (observed) verschiedener Level-II-Flächen (2300–4000 Messtage pro Station). Die Diagonale entspricht der 1:1-Linie.

GAMs mit Glättungstermen für Koordinaten (zweidimensional) und Höhe über Normalhöhennull (NHN) erwiesen sich in der zehnfachen Kreuzvalidierung der Messdaten an den Klimastationen als die besten Schätzer für Tagesmitteltemperaturen (RMSE = 0,53 °C, R^2 = 0,87; Mediane von Gütemaßen aus N = 4018 Tagen; Abb. 4.1). GAMs konnten nicht-

lineare Zusammenhänge zwischen Messwerten von Kovariablen besser abbilden als universal kriging, das nur (lokale) lineare Trends berücksichtigt. Die Jahresmitteltemperatur wurde nur an ca. 15 von 170 Stationen um mehr als 5 % über- oder unterschätzt. Schlechtere Modellanpassungen finden sich insbesondere bei wechselhaften Wetterlagen mit rascher Abfolge von Sonnenschein, Bewölkung und Regen.

Die Vorhersage von Tagesmitteltemperaturen an neun Level-II-Plots erreichte ebenfalls sehr hohe Gütemaße (RMSE = 0,79 °C, R^2 = 0,99; Mittelwerte der Gütemaße über N = 9 Stationen mit je ≈ 2300–4000 Messtagen pro Station, Abb. 4.2).

Für die Größen Minimal- und Maximaltemperatur und Dampfdruck wurden unter Verwendung desselben Modells ähnliche Gütemaße erzielt. Die Windgeschwindigkeit wurde ebenfalls mit GAM-Modellen mit den Kovariablen Höhe über NHN, Distanz zur Küste und Luv/Lee-Effekt (siehe Kapitel 7) regionalisiert, allerdings wurden dabei weniger gute Anpassungen erreicht (RMSE = 1,24 m s^{-1}, R^2 = 0,48; Mediane von Gütemaßen aus N = 4018 Tagen).

Bei der Interpolation von Niederschlägen hingegen war ordinary kriging den GAM-Modellen überlegen, sowohl in der Vorhersagegenauigkeit als auch in Stabilität und Geschwindigkeit (RMSE = 0,79 mm, R^2 = 0,65; Mediane der Gütemaße über N = 4018 Tage, Abb. 4.3).

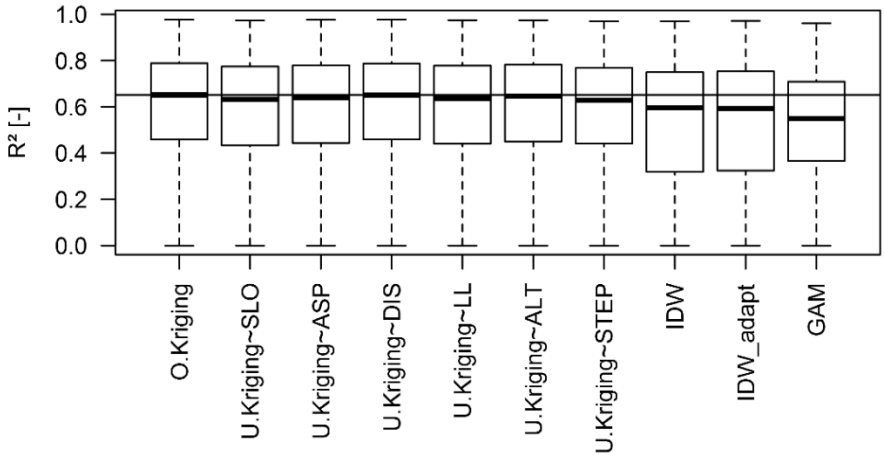


Abb. 4.3: Boxplots des mittleren täglichen Bestimmtheitsmaßes (R^2) der Vorhersagen von täglichen Niederschlagssummen für verschiedene Interpolationsverfahren (10-fache Kreuzvalidierung für die Jahre 2003–2013). Abkürzungen siehe Abb. 4.1.

Wie häufig in der Literatur beschrieben, gab es kaum Zusammenhänge zwischen täglichem Niederschlag und Topographie (Kebaili & Chebbi 2009, Hengl et al. 2013), weshalb universal kriging auch kaum vom ordinary kriging differierte. Eine log-Transformation der Daten resultierte ebenfalls in keiner Verbesserung der Schätzung, da die Interpolation log-transformierter Daten bei der Rücktransformation zu systematischer Verzerrung der Daten führte und Ausreißer im Ergebnis verstärkte (Verworn & Haberlandt 2011). Der aggregierte

Jahresniederschlag für die Jahre 2003–2013 wurde jährlich bei etwa 80 % der Stationen um weniger als 10 % über- oder unterschätzt. Stärkere Abweichungen waren besonders an den Küstenlinien, für Stationen in Städten und für exponierte Berglandstationen zu finden. Eine generelle Tendenz zu systematischer Über- oder Unterschätzung der Jahressummen war nicht feststellbar.

Tägliche Niederschläge an sechs Level-II-Plots wurden mit RMSE = 2,55 mm und R^2 = 0,64 geschätzt (Mittelwerte der Gütemaße von 6 Stationen mit je ≈ 2800–4000 Messtagen pro Station). Diese Gütemaße wurden durch Unterschiede im täglichen Aggregierungszeitraum zwischen DWD und einigen Level-II-Flächen beeinflusst. Die kumulierten Niederschläge an Level-II-Plots wurden jährlich um ≈ 10–50 mm überschätzt (Abb. 4.4).

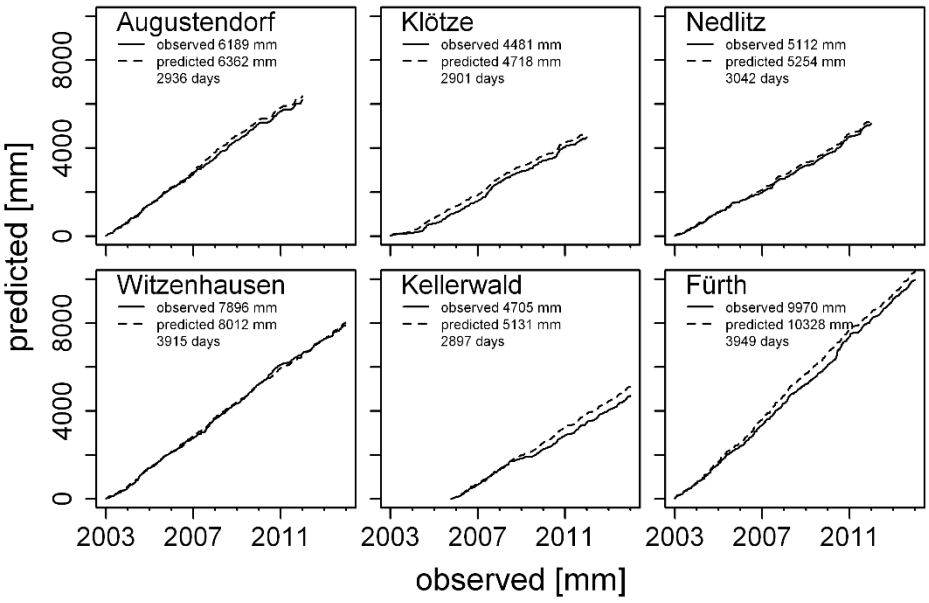


Abb. 4.4: Vorhersagen von täglichen Niederschlägen mit ordinary kriging (predicted) und zugehörige Messwerte (observed) für verschiedene Level-II-Flächen (2800–4000 Messtage pro Station).

Grund einer möglichen systematischen Überschätzung könnten die unterschiedlichen Ansprüche an Messflächen und -geräte sowie Entfernungen zu Hindernissen (Regenschatten von Bäumen) zwischen DWD und Level-II-Messungen sein, was sich aber bei der geringen Stichprobenanzahl nicht abschließend klären lässt.

Die Sonnenscheindauer wurde am besten mit ordinary kriging und anisotropischen Variogrammen geschätzt (RMSE = 0,89 Stunden, R^2 = 0,78; Mediane der Gütemaße über N = 4018 Tage), folglich wurde das Modell ebenfalls auf die BZE II-Punkte angewandt.

4.2.1.2 Bodenparameter

4.2.1.2.1 Van-Genuchten-Parameter

Da zur Parametrisierung der hydraulischen Funktionen von LWF-Brook90 nur vereinzelt Messdaten für BZE-Standorte vorlagen, wurde auf Pedotransferfunktionen (PTF) zurückgegriffen. Diese ermöglichen die Abschätzung der Parameter für die Retentions- und Leitfähigkeitsfunktionen aus den gemessenen bodenphysikalischen Parametern (Bodenart, Trockenrohdichte und Humusgehalt). In LWF-Brook90 ist eine Vielzahl unterschiedlicher PTF zur Parameterschätzung der Bodenwasserretentionsfunktion nach van Genuchten (van Genuchten 1980) implementiert. Basierend auf der Evaluierung von PTF durch von Wilpert et al. (2016) wurden die Parameter nach DIN 4220 (2008) ermittelt. Der Parameter m wurde als 1-1/n festgelegt. Die gesättigte Leitfähigkeit nach Mualem (1976) wurde mit der PTF von Puhlmann & von Wilpert (2011) geschätzt und der Tortuositätsparameter auf 0,5 gesetzt. Zur Ableitung der hydraulischen Eigenschaften der Horizonte des Auflagehumus wurde die in LWF-Brook90 implementierte PTF nach Hammel & Kennel (2001) verwendet.

4.2.1.3 Bestandesspezifische Parameter

Ein bedeutsamer Parameter bei der Ermittlung der potentiellen Evapotranspiration in LWF-Brook90 ist die maximale Stomataleitfähigkeit (gl_{max}, Wellpott et al. 2005). In Anlehnung an White et al. (2000) und basierend auf Reviews von Kelliher et al. (1995), Körner (1995) und Schulze et al. (1994) wurde baumartenunabhängig ein gl_{max} von 6 mm s^{-1} verwendet.

4.2.1.3.1 Feinwurzelverteilung

Die kontinuierliche Feinwurzelverteilung wurde anhand der verfügbaren Geländeansprachen mit dem bei von Wilpert et al. (2016) beschriebenen Ansatz an den einzelnen BZE-Profilen ermittelt. Dieser Ansatz beruht auf einer Zusammenhangsanalyse zwischen der Feinwurzeldichte und Bodeneigenschaften (Hartmann & von Wilpert 2014).

4.2.1.3.2 Blattflächenindex (LAI) und Stammflächenindex (SAI)

Der für Transpiration und Interzeptionsverdunstung wichtige Blattflächenindex (LAI) und die zur Interzeptionsverdunstung beitragende benetzbare Rindenoberfläche (SAI) wurden aus Daten (Baumartenzusammensetzung, Bestandshöhe, Stammzahl, Mitteldurchmesser) entsprechender Waldinventuren an den Punkten der BZE II (HBI bzw. BWI^2 für Bayern) berechnet. Zur Herleitung des Rindenflächenindex (SAI) aus den Einzelbaumdaten der harmonisierten Bestandesinventur (HBI) wurden die allometrischen Funktionen von Hammel & Kennel (2001) verwendet, die zwischen Laub- und Nadelbäumen unterscheiden.

Zur Herleitung des LAI existieren baumartspezifische allometrische Schätzfunktionen, die auf ertragskundlichen Bestandesdaten beruhen. Einige dieser Funktionen wurden anhand der vorliegenden Bestandesdaten und LAI-Messungen von Level-II-Flächen aus Bayern,

Rheinland-Pfalz, Hessen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein überprüft. Dabei wurden als Validierungsdaten nur LAI-Werte akzeptiert, die im Falle von Laubbäumen durch direkte Messung der Blattfläche an der innerhalb eines Jahres heruntergefallenen Laubstreu ermittelt wurden. Die Laubstreu wurde im Zeitraum vom ersten Mai eines Jahres bis zum dreißigsten April des Folgejahres in regulär 12 Streusammlern durch 4-wöchentliche (im Herbst 2-wöchentliche) Leerung der Sammler gesammelt, getrocknet und gewogen. Das Gesamtgewicht wurde über die Gesamtfläche der Sammler auf die Grundfläche des Bestandes hochgerechnet. Das Gesamtgewicht der Laubstreu eines Jahres wurde mittels Blattflächenmessung an einer repräsentativen Anzahl von Einzelblättern in die Gesamtblattfläche des Kronendachs umgerechnet (Fleck et al. 2016b). Im Falle von Nadelbäumen wurden die Validierungsdaten ausschließlich mit dem LAI-2000- bzw. LAI-2200-Messsystem gewonnen.

Durch Anwendung dieser beiden Methoden lagen für die Baumart Fichte (Fi) 14 LAI-Messwerte mit Bestandesdaten vor, für Kiefer (Ki) 16 LAI-Messwerte, für Buche (Bu) 41 und für Eiche (Ei) 10 LAI-Messwerte aus jeweils bis zu sieben Jahren. Folgende allometrische Funktionen zur Herleitung der Blattfläche (LA) eines Einzelbaumes wurden verglichen:

(1) Die Funktionen nach Hammel & Kennel (2001) – hier steht D für den Brusthöhendurchmesser in cm und f für das Verhältnis projizierte Blattoberfläche zu allseitiger Blattoberfläche.

$$LA = (a_1 D + a_2 D^2 + a_3 D^3) \times f \tag{4.1}$$

(2) Verschiedene im EU-Projekt Futmon empirisch überprüfte allometrische Funktionen zur Herleitung der Blattmasse aus BHD (*D* [cm]) und Höhe (*H* [m]), die mit einer baumartenspezifischen Blattfläche (*SLA* [m² kg^{-1}]) multipliziert werden (Weis et al. (2012); $SLA_{Fi,Ki}$ = 2,46, SLA_{Bu} = 16,92, SLA_{Ei} = 12,97):

$$LA_{Fi} = SLA\, e^{-58{,}36 + 2{,}63\, lnD + 32{,}8 \ln H - 5{,}112 (lnH)^2} \tag{4.2}$$

$$LA_{Ki,\ Bu,\ Ei} = SLA\, x_1\, D^{x_2}\, H^{x_3} \tag{4.3}$$

(3) Auf dem Ansatz nach Law et al. (2001) basierende Gruppe von Schätzfunktionen:

$$LA = \frac{M_{lit} \cdot (1 + F_{abs}) \cdot SLA}{F_t} \tag{4.4}$$

wobei M_{lit} die jährliche Blatt-/Nadelstreufallmenge [kg ha^{-1} a^{-1}], F_{abs} der anteilige Masseverlust der Blätter bei der Abszission [-] und *t* die jährliche Blattumsatzrate [a^{-1}] ist.

In dieser Grundgleichung wurden von Ahrends et al. (2010a) die Streufallmodelle nach Ahrends et al. (2010b) implementiert, sodass sich folgende Gleichung ergibt:

$$LA = \frac{e^{b_0 + b_1 \ln D} \cdot (1 + F_{abs}) \cdot SLA}{F_{t,0}} \tag{4.5}$$

wobei *D* [cm] der BHD des Baums ist und $F_{t,0}$ [a^{-1}] die Umsatzrate der Blätter/Nadeln bei einer Jahresmitteltemperatur von 0 °C beschreibt. Die spezifischen Blattflächen [$m^2\ kg^{-1}$] betragen: SLA_{Fi} = 4,48, SLA_{Ki} = 4,4, SLA_{Bu} = 21,29, SLA_{Ei} = 15,6, SLA_{Lae} = 4,53.

(4) Eine allometrische Funktion zur Abschätzung der Nadelmasse bei Fichte nach Wirth et al. (2004), multipliziert mit der spezifische Blattfläche für Fichte (SLA_{Fi} = 4,48 $m^2\ kg^{-1}$):

$$LA_{Fi} = SLA_{Fi}\, e^{-0{,}58133+3{,}63845 \ln D + -0{,}21336\,(lnD)^2 + -2{,}77755\ \ln H + 0{,}4654(lnH)^2 + -0{,}4294 \ln A} \quad (4.6)$$

wobei *D* der BHD [cm], *H* die Baumhöhe [m] und *A* das Baumalter [a] beschreibt.

(5) Eine altersabhängige Nadelmassen-Schätzfunktion für Kiefer von Cienciala et al. (2006), multipliziert mit der spezifischen Blattfläche für Kiefer (SLA_{Ki} = 4,4 $m^2\ kg^{-1}$):

$$LA_{Ki} = SLA_{Ki}\, e^{0{,}44143+1{,}64624\ lnD + -0{,}97201\ lnH + 0{,}05622\ lnA} \quad (4.7)$$

mit *D* als BHD [cm], *H* als Baumhöhe [m] und *A* als Baumalter [a].

(6) Eine Blattmassenschätzfunktion nach Wutzler et al. (2008), multipliziert mit der spezifische Blattfläche für Buche (SLA_{Bu} = 21,29 $m^2\ kg^{-1}$)

$$LA_{Bu} = SLA_{Bu}\ (0{,}0377\ D^{2,43} H^{-0,913}) \quad (4.8)$$

mit *D* als BHD [cm] und *H* als Baumhöhe [m].

(7) Eine Streufallschätzfunktion nach Ahrends et al. (2010b), multipliziert mit der spezifischen Blattfläche (SLA_{Ei} = 15,6 $m^2\ kg^{-1}$):

$$LA_{Ei} = SLA_{Ei}\, e^{-4{,}451+1{,}918 \log(D)} \quad (4.9)$$

mit *D* als BHD [cm].

Zur Berechnung des LAI aus der Blattfläche des Einzelbaumes wurde jeweils die berechnete Blattfläche (m^2) mit der Stammzahl je ha multipliziert und durch die Bezugsfläche (10000 m^2) geteilt. Die verwendeten artspezifischen Koeffizienten können der folgenden Tab. 4.1 entnommen werden.

Tab. 4.1: Verwendete Koeffizienten zur Ermittlung der Blattflächenindices mit Hilfe der Schätzfunktionen nach den Gleichungen 4.1–4.3 und 4.5–4.8.

	Fichte	Kiefer	Buche	Eiche	Lärche
a_1	2,875	1,548	2,374	1,406	1,174
a_2	0,148	0,078	0,191	0,188	0,046
a_3	0	0	0,0019	0,0014	0,0007
f	0,4	0,4	0,5	0,5	0,4
x_1	-	0,4458	0,0377	0,0377	-
x_2	-	1,702	2,43	2,43	-
x_3	-	-0,9535	-0,913	-0,913	-
b_0	-4,293	-4,32	-3,715	-4,451	-4,239
b_1	1,614	1,462	1,682	1,918	1,614
F_{abs}	0	0	0,15	0,15	0
$F_{t,0}$	0,125	0,125	1	1	0,125

4.2.1.4 Sonstige Modellparameter

Im Unterschied zu den Berechnungen in von Wilpert et al. (2016) wurden in Anlehnung an Baumgarten et al. (2014) die Abflussparameter so gewählt, dass der Matrixfluss dominiert und schneller Abfluss an der Bodenmatrix nur bei Wassersättigung in der jeweiligen Tiefenstufe erfolgen konnte. Hierdurch wurden die Tiefenprofile für Bodenwassergehalte und Sickerwasserflüsse plausibler. Nach Hammel & Kennel (2001) kann der Wasserfluss in der Bodenmatrix physikalisch hinreichend genau und mit unabhängig bestimmbaren Parametern abgebildet werden. Diese Kriterien sind für den in LWF-Brook90 implementierten Ansatz zur Behandlung von schnellem Wasserfluss noch nicht erfüllt (Hammel & Kennel 2001). Ein möglicher Grundwassereinfluss wurde in den Simulationen nicht berücksichtigt.

4.2.2 Modellkopplung mit PROFILE

Das bodenchemische Modell PROFILE benötigt als Eingangsparameter den volumetrischen Bodenwassergehalt in m³ Wasser pro m³ Boden (Sverdrup & Warfvinge 1993) der betrachteten Bodenschicht, wobei nur das pflanzenverfügbare Wasser berücksichtigt werden soll (Alveteg 2006). Da in PROFILE intern eine Umrechnung der Bodenwassergehalte auf eine Bodenfeuchtesättigung erfolgt (Alveteg 1998) und LWF-Brook90 nur den Wassergehalt in der Feinerde (THETA) bzw. die Wassermenge pro Tiefenstufe ausgibt, ist vorab eine Korrektur der Wassergehalte um den Skelettgehalt notwendig. Entsprechend wurden die Simulationsergebnisse von LWF-Brook90 folgendermaßen in den für PROFILE notwendigen Modellinput umgerechnet:

$$SWC_{PR} = (THETA_{BR} - TWT) \cdot (1 - SK) \quad (4.10)$$

mit SWC_{PR}: Bodenwassergehalt für Profile [m³ m^{-3}], $THETA_{BR}$: Wassergehalt im Feinboden von LWF-Brook90 [m^3 m^{-3}], *SK:* volumetrischer Skelettanteil [m^3 m^{-3}], *TWT:* Totwassergehalt im Feinboden [m^3 m^{-3}]. *TWT* wurde aus der van Genuchten-Gleichung und den mit den Pedotransferfunktionen ermittelten van Genuchten-Parametern wie folgt abgeleitet:

$$TWT = \frac{1}{\left((1 + (\alpha \cdot 10^{4,2})^{n})\right)^{m}} \cdot (\theta_S - \theta_r) + \theta_r \qquad (4.11)$$

In dieser Gleichung ist *TWT* der volumetrische Totwassergehalt [$m^3\ m^{-3}$], θ_S [$m^3\ m^{-3}$] und θ_r [$m^3\ m^{-3}$] sind der Sättigungs- und Residualwassergehalt, a [hPa^{-1}], n und m (mit m = 1-1/n) sind empirische Formparameter der Funktion. Die generierten Kenngrößen (Bestandesniederschlag, Sickerung, Wassergehalt) werden für den Zeitraum von 2000 bis 2010 jährlich an PROFILE übergeben. Dementsprechend erfolgen mit PROFILE für einen BZE II-Punkt 11 Simulationen, um die durch den Wasserhaushalt verursachte Variabilität abzubilden. Auf einigen Standorten und in einzelnen Jahren, wenn das Modell insgesamt kapillaren Aufstieg aus tieferen Bodenschichten berechnete, wurden mit LWF-Brook90 negative Sickerwassermengen ermittelt. Da PROFILE mit negativen Werten keine Berechnungen durchführen kann, wurden in Anlehnung an das Critical Loads Manual (CLRTAP 2016) alle Sickerwasserraten, die kleiner als 10 mm waren, einheitlich auf 10 mm gesetzt. Dies erfolgte mit der Begründung, dass auch unter solchen Bedingungen Perioden innerhalb eines Jahres auftreten, in denen ein nach unten gerichteter Sickerwasserfluss stattfindet (CLRTAP 2016).

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Blattflächenindex

Tab. 4.2 zeigt die statistischen Kenngrößen für die Evaluierung von bestehenden Schätzfunktionen zur Ableitung des LAI anhand von Bestandesparametern. Je nach Baumart und Funktionstyp zeigen sich z.T. starke (RMSE) und systematische Abweichungen (MR) von den gemessenen LAI-Werten. Auffällig ist weiterhin, dass je nach Baumart jeweils andere Funktionstypen die gemessenen Werte besser abbilden können. Entsprechend wurden die in Tab. 4.2 gekennzeichneten Funktionen für die Schätzung des LAI's verwendet, um eine möglichst geringe Abweichung zwischen den aus allometrischen Funktion berechneten und gemessenen LAI-Werten zu erreichen. Bei Kiefer wurde Gleichung 4.4 und nicht Gleichung 4.7 verwendet, da letztgenannte bei Testsimulationen mit Ertragstafeln insbesondere in Jungbeständen unrealistisch hohe Werte lieferte. Der geringere RMSE und der geringere Bias sprechen ebenfalls für die Verwendung der Gleichung 4.4 bei Kiefer.

Die mit den ausgewählten Schätzmodellen (vgl. Tab. 4.2) berechneten Blattflächenindices sind in Abb. 4.5 als Häufigkeitsdichtefunktionen für die BZE II-Punkte dargestellt. Die Baumart mit dem geringsten Häufigkeitsmaximum ist die Kiefer; Buche und Fichte erreichen ein deutlich höheres Niveau. Die Eiche weist keine so deutliche „Gipfelform" auf wie die anderen Baumarten und ist eher durch einen trapezförmigen Verlauf gekennzeichnet.

Tab. 4.2: Statistische Kenngrößen der getesteten Schätzfunktionen zur Ermittlung des Blattflächenindex (LAI) anhand von Bestandesparametern.

Baumart	Gleichung	R^2	RMSE	MR	n	Ausgewählt
Fichte	(4.1)	0,406	0,591	0,317	14	√
Fichte	(4.2)	0,658	2,263	-2,003	14	
Fichte	(4.4)	0,478	2,11	2,057	14	
Fichte	(4.6)	0,055	2,877	2,805	14	
Kiefer	(4.1)	0,188	1,979	-1,866	16	
Kiefer	(4.3)	0,275	3,505	-3,44	16	
Kiefer	(4.4)	0,197	1,03	-0,761	16	√
Kiefer	(4.7)	0,248	1,275	1,071	16	
Buche	(4.1)	0,011	1,579	0,615	41	
Buche	(4.3)	0,313	0,848	-0,22	41	√
Buche	(4.4)	0,003	1,877	1,12	41	
Buche	(4.8)	0,313	1,309	1,004	41	
Eiche	(4.1)	0,853	3,278	2,285	10	
Eiche	(4.3)	0,864	2,133	1,31	10	√
Eiche	(4.4)	0,87	3,907	2,729	10	
Eiche	(4.8)	0,859	3,521	2,444	10	

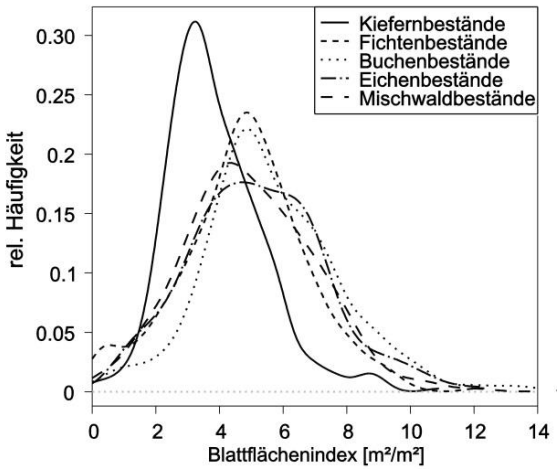


Abb. 4.5: Dichteplots der aus den Einzelbaumdaten geschätzten maximalen Blattflächenindex-Werte an BZE II-Punkten, getrennt nach Bestockungstypen.

4.3.2 Kenngrößen des Wasserhaushaltes

Zur Berechnung der Sickerwasseraustäge wurden Mittelwerte der Wasserflüsse für die Jahre 2000 bis 2010 verwendet. Die Modellergebnisse zu Niederschlagseintrag, Gesamtverdunstung und Sickerwasserfluss sind in Abb. 4.6 (obere Reihe) dargestellt.

Im Sickerwasseraustrag ist ein deutlicher Gradient von hohen Flüssen in den Gebirgen und Mittelgebirgen Süd- und Mitteldeutschlands hin zu sehr niedrigen Flüssen in der nordostdeutschen Tiefebene erkennbar, der maßgeblich auf das Niederschlagsregime und zusätzlich auf einen entsprechenden Temperaturgradienten zurückzuführen ist.

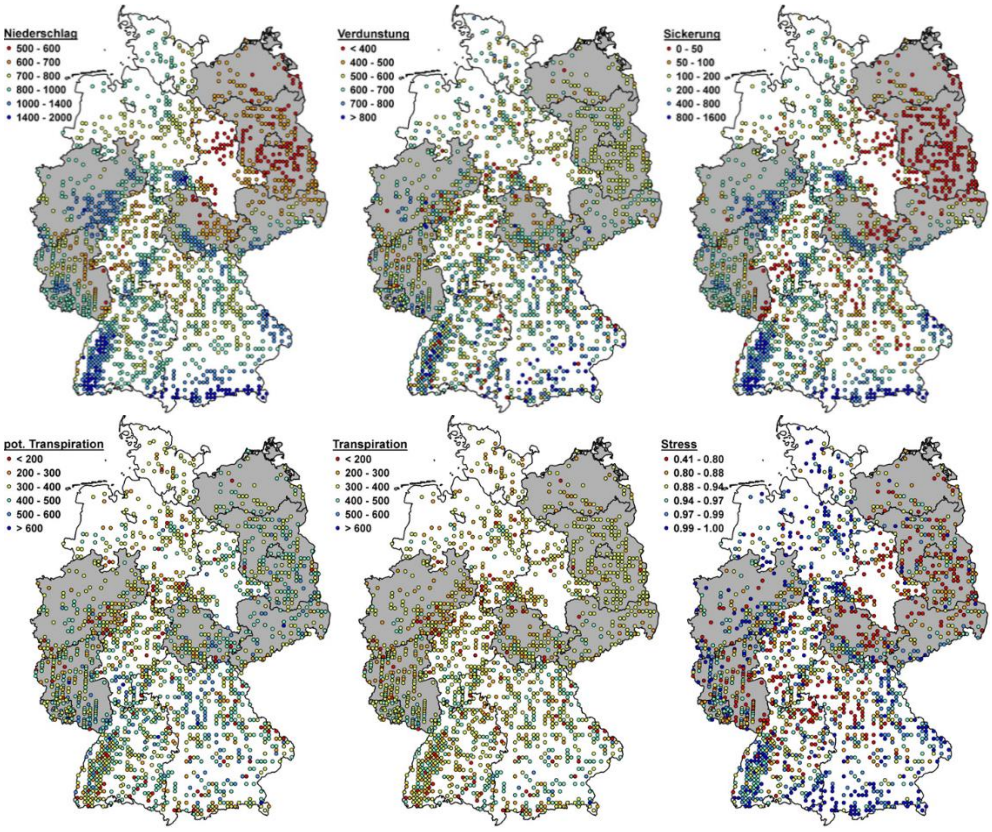


Abb. 4.6: Ergebnisse der bestands- und bodenspezifischen Modellierung des Wasserhaushalts mit LWF-Brook90: Mittelwerte des Jahresniederschlags, der Gesamtverdunstung, der Versickerung, der potentiellen und tatsächlichen Transpiration [l m^{-2} a^{-1}], sowie das Verhältnis (Stress) der letzten beiden Größen für die Jahre 2000 bis 2010.

Entsprechend ist der Unterschied zwischen Transpiration und potentieller Transpiration in den Gebirgslagen gering (kaum Trockenstress), auf niederschlagsarmen Tieflandstandorten bei höheren Temperaturen jedoch hoch (Abb. 4.6, untere Reihe).

Die Modellergebnisse der nach Gleichung 4.10 berechneten Bodenwassergehalte des Gesamtbodens sind in Abhängigkeit von der Tiefenstufe (0–10, 10–30, 30–60, 60–90 und 0–100 cm) in Abb. 4.7 dargestellt. Wie aufgrund der Korrekturfunktion zu erwarten, zeigt sich eine Verringerung der Wassergehalte des Gesamtbodens mit steigender Tiefenstufe aufgrund einer Zunahme des mittleren Skelettgehaltes mit der Bodentiefe. Im Oberboden (0–30 cm) liegt der durchschnittliche Wassergehalt bei etwa 0,2 m^3 m^{-3}.

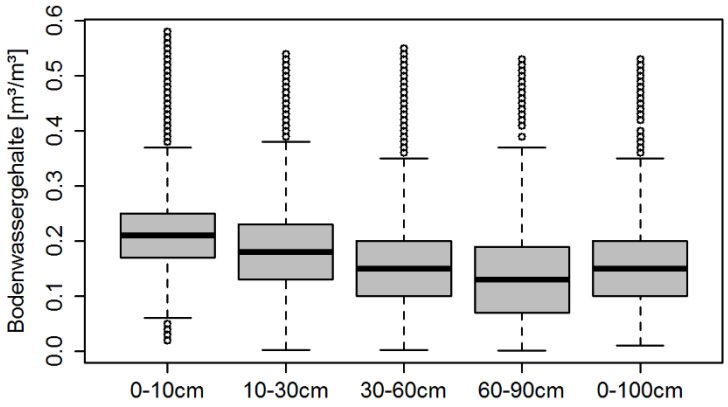


Abb. 4.7: Boxplots der mit LWF-Brook90 modellierten Wassergehalte des Gesamtbodens verschiedener Tiefenstufen für die Jahre 2000 bis 2010.

4.4 Diskussion und Bewertung

4.4.1 Blattflächenindex (LAI)

Der Blattflächenindex ist eine schwer zu messende Größe (Küßner & Mosandl 2000), sodass jede Angabe eine hohe Unsicherheit beinhaltet (Richardson et al. 2011), welche mit ± 20 % angegeben wird (Nilson et al. 1999). Zudem liegen aufgrund des relativ hohen Aufwandes für direkte Verfahren solche Informationen nur für intensiv untersuchte Bestände und nicht für die BZE-Punkte vor. Vor dem Hintergrund der hohen Unsicherheit bei der messtechnischen Erfassung des LAIs sind auch die Ergebnisse des Funktionsvergleiches realistisch einzuordnen (Tab. 4.2). Für zukünftige Evaluierungen ist es daher unbedingt notwendig den Umfang der Validierungsbestände mit adäquaten LAI-Messungen weiter zu erhöhen. Um die ausgewählten baumartenspezifischen Funktionen auf einer weiteren Ebene bewerten zu können, wurden aus der Literatur die gemessenen LAIs von 166 Beständen zusammengestellt (Abb. 4.8, Literaturzusammenstellung: Barclay & Trofymow 2000, Bartelink 1997, Bauer et al. 1997, Baumgarten et al. 2014, Bauwe et al. 2013, Bouriaud et al. 2003, Hammel & Kennel 2001, Hertel et al. 2013, Jaeger & Kessler 1997, Karlik & McKay 2002, Knyazikhin et al. 1997, Küßner & Mosandl 2000, Lankreijer et al. 1993, Lamaud et al. 2001, Law et al. 2001, Leuschner et al. 2006, Mencuccini & Bonosi 2001, Mitscherlich 1978, Nilson et al. 1999, Palva et al. 2001, Rutter & Morton 1977, van der Salm et al. 2006, Thomas & Winner 2000, Tobin et al. 2006, Weiskittel & Maguire 2007, Xiao et al. 2006).

Im Vergleich mit Abb. 4.5 zeigt sich, dass sowohl die Unterschiede zwischen den Baumarten, als auch die Häufigkeitsstruktur bei beiden Erhebungen durchaus vergleichbar sind. Dass die Literaturauswertung für Fichte einen flacheren Kurvenverlauf zeigt, kann auch aus der Zusammenstellung von LAI-Werten herrühren, die z.T. mit sehr unterschiedlichen Verfahren ermittelt wurden.

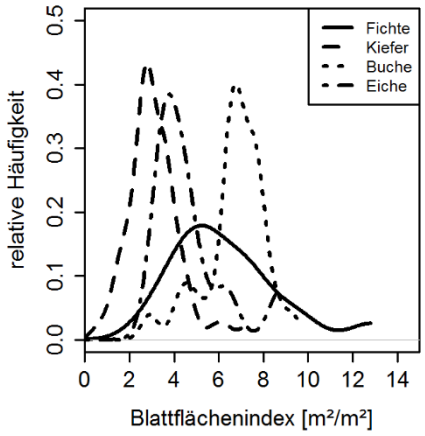


Abb. 4.8: Dichteplots von Blattflächenindices (LAI) verschiedener Baumarten.

4.4.2 Kenngrößen des Wasserhaushaltes

Die Unsicherheiten bei der Wasserhaushaltsmodellierung sind vielschichtig. Neben dem Einfluss des Modellanwenders (Scherzer et al. 2003) bestehen Unterschiede zwischen den jeweils verwendeten Modellen. Bei einem Modellvergleich von Bouten & Jansson (1995) ergaben sich je nach verwendetem Modell prozentuale Abweichungen bei der mittleren Sickerwassermenge von -6 % bis +12 %. Auch die von Fleck et al. (2016a) voneinander unabhängig mit denselben Klimadaten betriebenen Modelle deuten auf Unsicherheiten in einer vergleichbaren Größenordnung hin. Hörmann & Meesenburg (2000) ermittelten Unterschiede zwischen den einzelnen Modellen im Bereich von 5 %. CLRTAP (2016) geben für die mit einem wesentlich einfacheren Modellansatz ermittelten Sickerwasserraten eine Unsicherheit von ± 30 % an. Hohe Abweichungen ergaben sich auch bei einem Modellvergleich, bei dem sowohl mehrere Modelle als auch unterschiedliche Modellanwender beteiligt wurden (Weis et al. 2013). Hörmann & Meesenburg (2000) weisen darauf hin, dass neben dem Modell das ganze Modellsystem (Eingangsdaten, Modell und Modellierer) betrachtet werden sollte. Entsprechend ergeben sich Unsicherheiten insbesondere durch die Niederschlagsregionalisierung, sodass von einem Fehler von 20–25 % in der Addition von Ungenauigkeiten bei der Regionalisierung von Klimaparametern und der eigentlichen Anwendung des Wasserhaushaltsmodells ausgegangen werden kann.

Trotz der Unsicherheiten zeigen die regionalisierten Niederschläge im Vergleich zu anderen Arbeiten (Richter & Schwanitz 2000) hinsichtlich Menge und regionaler Verteilung ein vergleichbares Erscheinungsbild. Dieser Vergleich ist von besonders großer Bedeutung, da die räumliche Verteilung der Versickerung aus dem Wurzelraum in Deutschland primär vom Niederschlag bestimmt wird. Einflussgrößen wie Landnutzung und Bodeneigenschaften sind dagegen von sekundärer Bedeutung (Duijnisveld et al. 2000). Dementsprechend zeigen auch die mit LWF-Brook90 ermittelten Sickerwasserraten für Wälder eine ähnliche regionale Verteilung und eine vergleichbare Größenordnung zu den Angaben im hydrologischen Atlas von Deutschland. So geben Duijnisveld et al. (2000) für die Bundesrepublik Deutschland eine mittlere langjährige Sickerwasserrate von 316 mm a^{-1} an. Die im Projekt

für Waldbestände ermittelte mittlere Sickerwasserrate für den Zeitraum von 2000 bis 2010 liegt mit 267 mm (Median 197 mm) etwa 50 mm unter diesen Angaben. Hierbei ist zu beachten, dass insbesondere versiegelte Flächen und häufig auch landwirtschaftlich genutzte Flächen, die nicht das ganze Jahr über vegetationsbedeckt sind, geringere Transpirationsraten und damit höhere Sickerwasserspenden aufweisen als Wälder. Zusätzlich sind Wälder überproportional häufig in den niederschlagsreichen Gebirgen und Mittelgebirgen Deutschlands vertreten. Peck & Mayer (1996) geben bei ihrer Zusammenstellung veröffentlichter Einzeluntersuchungen jährliche Transpirationsraten von Waldbeständen verschiedener Baumarten an (Fichte 287 mm, Kiefer 342 mm, Buche 363 mm, Eiche 285 mm). Die mit LWF-Brook90 ermittelten Transpirationsraten bewegen sich in dem genannten Wertebereich. Allerdings überrascht die von Peck & Mayer (1996) genannte hohe Transpirationsrate bei Kiefer.

Die simulierten Wassergehalte liegen im Mittel nahe dem von Sverdrup et al. (1990) empfohlenen Standardwert von 0,2 $m^3 m^{-3}$ für Waldböden. Die im Vergleich zu anderen Studien etwas niedrigeren Werte dürften vorwiegend auf den neuen Ansatz einer standortexpliziten überregionalen Modellierung zurückzuführen sein. Durch die dynamischen Wasserhaushaltssimulationen kann das sommerliche Austrocknen der Böden besser berücksichtigt werden. Bei Vorgängerstudien (Becker 1999, Ahrends 2012) wurde die nutzbare Feldkapazität als Näherung für die Wassergehalte verwendet und damit mit einem eher hohen Wert gerechnet. Ein solches Vorgehen dürfte in den Mittelgebirgen (Ahrends 2012) einen deutlich geringeren Effekt haben, als z.B. im Ostdeutschen Tiefland (Riek et al. 2015).

4.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Im Vergleich zur herkömmlichen Modellierung unter Verwendung von Schätzwerten für den Bodenwassergehalt (Sverdrup et al. 1990, Becker 1999) wird durch die Kopplung des Wasserhaushaltsmodells LWF-Brook90 mit dem Verwitterungsmodell PROFILE eine erhebliche Verbesserung der ermittelten Verwitterungsraten erreicht. Außerdem stammen die drei von PROFILE benötigten Wasserhaushaltsgrößen Bestandsniederschlag, Sickerwasserfluss und Bodenwassergehalt nun aus einer Quelle und wurden nicht wie in anderen Studien (Ahrends 2012, Riek et al. 2015) mit voneinander unabhängigen Methoden abgeleitet. Des Weiteren liefern die bestandes- und standortspezifischen Sickerwasserflüsse eine hinreichend genaue Grundlage für die Ermittlung der Sickerwasserausträge von basischen Kationen. Insbesondere durch eine verbesserte Abschätzung der LAI-Werte und der Retentionseigenschaften der Böden ergeben sich bei der flächenhaften Anwendung Vorteile gegenüber vorangegangenen Parametrisierungen.

4.6 Literaturverzeichnis

Ahrends, B. 2012. Dynamische Modellierung der Auswirkungen von Kalkungen und Nutzungsszenarien auf die Basensättigung im Wurzelraum. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 9: 95-114.

Ahrends, B., C. Penne, O. Panferov. 2010a. Impact of target diameter harvesting on spatial and temporal pattern of drought risk in forest ecosystems under climate change conditions. The Open Geography Journal 3: 91-102.

Ahrends, B., H. Meesenburg, C. Döring, M. Jansen. 2010b. A spatio-temporal modelling approach for assessment of management effects in forest catchments. Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins. International Association of Hydrological Sciences Publication 336: 32-37.

Alveteg, M. 1998. Dynamics of forest soil chemistry. Department of Chemical Engineering II: 77.

Alveteg, M. 2006. PROFILE 5.1 for Windows. Software Version. Update 30.06.2006. http://www2.chemeng.lth.se.

Armbruster, M., J. Seegert, K.-H. Feger. 2004. Effects of changes in tree species composition on water flow dynamics – Model applications and their limitations. Plant and Soil 264 (1): 13-24. DOI: 10.1023/b:plso.0000047716.45245.23

Barclay, H. J., J. A. Trofymow. 2000. Relationship of readings from the LI-COR canopy analyzer to total one-sided leaf area index and stand structure in immature Douglas-fir. Forest Ecology and Management 132 (2–3): 121-126. http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00222-4

Bartelink, H. H. 1997. Allometric relationships for biomass and leaf area of beech (Fagus sylvatica L.). Annales des Sciences Forestieres (Paris) 54 (1): 39-50. http://dx.doi.org/10.1051/forest:19970104

Bauer, G., E.-D. Schulze, M. Mund. 1997. Nutrient contents and concentrations in relation to growth of Picea abies and Fagus sylvatica along a European transect. Tree Physiology 17: 777-786. http://dx.doi.org/10.1093/treephys/17.12.777

Baumgarten, M., W. Weis, A. Kühn, K. May, R. Matyssek. 2014. Forest transpiration - targeted through xylem sap flux assessment versus hydrological modeling. European Journal of Forest Research 133 (4): 677-690. DOI: 10.1007/s10342-014-0796-4

Bauwe, A., M. Koch, R. Kallweit, A. Konopatzki, B. Strohbach, B. Lennartz. 2013. Tree-ring growth response of Scots Pine (pinus sylvestries L.) to climate and soil water availability in the lowlands of North-Eastern Germany. Baltic Forestry 19 (2): 212-225.

Becker, R. 1999. Critical Load-Profile 4.2. Dokumentation (Deutsche Version). Modell und Handbuch unter: http://www.oekodata.com

Bonten, L. T. C., J. E. Groenenberg, H. Meesenburg, W. de Vries. 2011. Using advanced surface complexation models for modelling soil chemistry under forests: Solling forest, Germany. Environmental Pollution 159 (10): 2831-2839. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.05.002

Bouriaud, O., K. Soudani, N. Bréda. 2003. Leaf area index from litter collection: impact of specific leaf area variability within a beech stand. Canadian Journal of Remote Sensing 29 (3): 371-380. DOI: 10.5589/m03-010

Bouten, W., P. Jansson. 1995. Evaluation of model behaviour with respect to the hydrology at the Solling spruce site. Ecological Modelling 83: 245-253.

Boyer, E. W., R.B. Alexander, W. J. Parton, C. Li, K. Butterbach-Bahl, K., S. D. Donner, R. W. Skaggs, S. J. D. Grosso. 2006. Modeling denitrification in terrestrial and aquatic ecosystems at regional scales. Ecological Applications 16 (6): 2123-2142. DOI: 10.1890/1051-0761(2006)016[2123:MDITAA]2.0.CO;2

Cienciala, E., M. Černý, F. Tatarinov, J. Apltauer, Z. Exnerová. 2006. Biomass functions applicable to Scots pine. Trees 20 (4): 483-495. http://dx.doi.org/10.1007/s00468-006-0064-4.

CLRTAP. 2016. Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling an mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution: accessed on 2016-2008-2018 at www.icpmapping.org.

DIN 4220. 2008. Bodenkundliche Standortbeurteilung -Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten (normative und nominale Skalierungen). http://www.din.de/de/mitwirken/normenausschuesse/naw/wdc-beuth:din21:108154764

Duijnisveld, W., V. Hennings, W. Stolz, N. Martin, A. Richter, J. Behrens. 2000. Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden. In: Hydrologischer Atlas von Deutschland. Herausgegeben von N. u. R. Bundesministerium für Umwelt. Bonn/Berlin.

Dultz, S. 2001. Veränderung des mineralogischen Stoffbestandes in Böden aus pleistozänen Sedimenten Nordwestdeutschlands und deren Bedeutung für die Elementfreisetzung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen Reihe A 172.

Federer, C. A., C. Vörösmarty, B. Fekete. 2003. Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. Journal of Hydrometeorology 4 (6): 1276-1290. DOI: https://doi.org/10.1175/1525-7541(2003)004<1276:SOAETS>2.0.CO;2

Fleck, S., B. Ahrends, J. Sutmöller, H. Messal, R. Meissner, H. Meesenburg. 2016a. Zukünftiger Anstieg der Nitratkonzentrationen unter Wald im norddeutschen Tiefland: Droht Stickstoff-Eutrophierung durch Klimawandel? In: Wasserressourcen: Wissen im Flussgebieten vernetzen. Herausgegeben von G. Wernecke, A.-D. Ebner von Eschenbach, Y. Strunck, L. Kirschbauer, A. Müller. Beiträge zum Tag der Hydrologie am 17./18. März 2016 in Koblenz, ausgerichtet von der Hochschule Koblenz und der Bundesanstalt für Gewässerkunde. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 37. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA). Hennef. 71-81.

Fleck, S., S. Raspe, M. Cater, P. Schleppi, L. Ukonmaanaho, M. Greve, C. Hertel, W. Weis, S. Rumpf, A. Thimonier, F. Chianucci, P. Beckschäfer. 2016b. Leaf Area Measurements. Manual Part XVII. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, Eberswalde. 44.

Hammel, K., M. Kennel. 2001. Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Forstliche Forschungsberichte München 185: 148 S.

Hartmann, P., K. von Wilpert. 2014. Fine-root distributions of Central European forest soils and their interaction with site and soil properties. Canadian Journal of Forest Research 44 (1): 71-81. DOI: https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0357

Hengl, T., A. Aghakouchak, M. PercěC Tadić. 2013. Methods and data sources for spatial prediction of rainfall. In: Rainfall: State of the Science. American Geophysical Union. 189-214. DOI: https://doi.org/10.1029/2010GM000999.

Hertel, D., T. Strecker, H. Müller-Haubold, C. Leuschner. 2013. Fine root biomass and dynamics in beech forests across a precipitation gradient – is optimal resource partitioning theory applicable to water-limited mature trees? Journal of Ecology 101 (5): 1183-1200. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12124

Hodson, M. E., S. J. Langan, M. J. Wilson. 1996. A sensitivity analysis of the PROFILE model in relation to the calculation of soil weathering rates. Applied Geochemistry 11 (6): 835-844. http://dx.doi.org/10.1016/S0883-2927(96)00048-0.

Hörmann, G., H. Meesenburg. 2000. Die Erfassung und Modellierung des Wasserhaushaltes im Rahmen des Level II-Programms in der Bundesrepublik Deutschland. Forstarchiv 71 (2000): 70-75.

Jaeger, L., A. Kessler. 1997. Twenty years of heat and water balance climatology at the Hartheim pine forest, Germany. Agricultural and Forest Meteorology 84 (1): 25-36. http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(96)02372-6

Jönsson, C., P. Warfvinge, H. Sverdrup. 1995. Uncertainty in predicting weathering rate and environmental stress factors with the PROFILE model. Water, Air, and Soil Pollution 81 (1-2): 1-23. http://dx.doi.org/10.1007/BF00477253

Karlik, J. F., A. H. McKay. 2002. Leaf area index, leaf mass density, and allometric relationships derived from harvest of blue oaks in a California oak savanna. USDA Forest Service General Technical Report Number PSW-GTR-184.

Kebaili Bargaoui, Z., A. Chebbi. 2009. Comparison of two kriging interpolation methods applied to spatiotemporal rainfall. Journal of Hydrology 365 (1-2): 56-73. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.11.025

Kelliher, F. M., R. Leuning, M. R. Raupach, E. D. Schulze. 1995. Maximum conductances for evaporation from global vegetation types. Agricultural and Forest Meteorology 73 (1): 1-16. http://dx.doi.org/10.1016/0168-1923(94)02178-M

Kennel, M. 1998. Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Waldoekosystemen : Fallstudien: Forsthydrologisches Forschungsgebiet Krofdorf, Referenzeinzugsgebiet Grosse Ohe. Ludwig-Maximilians-Universitaet Muenchen.

Knyazikhin, Y., G. Mieβen, O. Panfyorov, G. Gravenhorst. 1997. Small-scale study of three-dimensional distribution of photosynthetically active radiation in a forest. Agricultural and Forest Meteorology 88 (1): 215-239. http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(97)00036-1

Köhler, M., H. Meesenburg, B. Ahrends. 2015. Wie gut ist einfach? Evaluierung verschiedener Regionalisierungsverfahren zur Schätzung täglicher Wetterdaten. Tag der Hydrologie. 19.-20. März in Bonn.

Körner, C. 1995. Leaf Diffusive Conductances in the Major Vegetation Types of the Globe. In: Ecophysiology of Photosynthesis. Herausgegeben von E.-D. Schulze, M. M. Caldwell. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. 463-490. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-79354-7_22

Küßner, R., R. Mosandl. 2000. Comparison of direct and indirect estimation of leaf area index in mature Norway spruce stands of eastern Germany. Canadian Journal of Forest Research 30 (3): 440-447. http://www.nrcresearchpress.com/doi/pdf/10.1139/x99-227

Lamaud, E., J. Ogée, Y. Brunet, P. Berbigier. 2001. Validation of eddy flux measurements above the understorey of a pine forest. Agricultural and Forest Meteorology 106 (3): 187-203. http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00215-X

Lankreijer, H. J. M., M. J. Hendriks, W. Klaassen. 1993. A comparison of models simulating rainfall interception of forests. Agricultural and Forest Meteorology 64 (3): 187-199. http://dx.doi.org/10.1016/0168-1923(93)90028-G

Law, B. E., S. van Tuyl, A. Cescatti, D. D. Baldocchi. 2001. Estimation of leaf area index in open-canopy ponderosa pine forests at different successional stages and management regimes in Oregon. Agricultural and Forest Meteorology 108 (1): 1-14. http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(01)00226-X

Leuschner, C., S. Voß, A. Foetzki, Y. Clases. 2006. Variation in leaf area index and stand leaf mass of European beech across gradients of soil acidity and precipitation. Plant Ecology 186 (2): 247-258. http://link.springer.com/article/10.1007/s11258-006-9127-2

McCabe, G. J., S. L. Markstrom. 2007. A monthly water-balance model driven by a graphical user interface. Open-File report 2007-1088, U.S. Geological Survey.

Mencuccini, M., L. Bonosi. 2001. Leaf/sapwood area ratios in Scots pine show acclimation across Europe. Canadian Journal of Forest Research 31 (3): 442-456. DOI: 10.1139/x00-173

Mitscherlich, G. 1978. Wald, Wachstum und Umwelt. 1. Band: Form und Wachstum von Baum und Bestand.

Mualem, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resources Research 12 (3): 513-522. DOI: http://dx.doi.org/10.1029/WR012i003p00513

Nilson, T., J. Anniste, M. Lang, J. Praks. 1999. Determination of needle area indices of coniferous forest canopies in the NOPEX region by ground-based optical measurements and satellite images. Agricultural and Forest Meteorology 98-99: 449-462. http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(99)00115-X

Palva, L., T. Markkanen, E. Siivola, E. Garam, M. Linnavuo, S. Nevas, F. Manoochehri, S. Palmroth, K. Rajalaa, H. Ruotoistenmäki, T. Vuorivirta, I. Seppälä, T. Vesala, P. Hari, R. Sepponen. 2001. Tree scale distributed multipoint measuring system of photosynthetically active radiation. Agricultural and Forest Meteorology 106 (1): 71-80. http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00171-4

Peck, A., H. Mayer. 1996. Influence of stand parameters on evaporation in forests. Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch 115 (1): 1-9. http://dx.doi.org/10.1007/bf02738580

Puhlmann, H., K. von Wilpert. 2011. Test und Entwicklung von Pedotransferfunktionen für Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit von Waldböden. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 12: 61-71.

Richardson, A. D., D. B. Dail, D. Y. Hollinger. 2011. Leaf area index uncertainty estimates for model–data fusion applications. Agricultural and Forest Meteorology 151 (9): 1287-1292. http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2011.05.009

Richter, D., D. Schwanitz. 2000. Mittlere korrigierte jährliche Niederschlagshöhe. In: Hydrologischer Atlas von Deutschland. Herausgegeben von N. u. R. Bundesministerium für Umwelt. Bonn/Berlin.

Riek, W., A. Russ, D. Kühn. 2015. Waldbodenbericht Brandenburg. Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 60: 172 S.

Rutter, A. J., A. J. Morton. 1977. A Predictive Model of Rainfall Interception in Forests. III. Sensitivity of The Model to Stand Parameters and Meteorological Variables. Journal of Applied Ecology 14 (2): 567-588. http://dx.doi.org/10.2307/2402568

Scherzer, J., U. Wunn, B. Schultze. 2003. Einfluss des Faktorenkomplexes "Wasserhaushaltsmodell-Anwender" auf Modellparameter und Simulationsergebnisse am Beispiel eines Eichenmischbestandes im Pfälzerwald. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 49: 207-218.

Schultze, B., C. Kölling, C. Dittmar, T. Rötzer, W. Elling. 2005. Konzept für ein neues quantitatives Verfahren zur Kennzeichnung des Wasserhaushaltes von Waldböden in Bayern: Modellierung–Regression–Regionalisierung. Forstarchiv 76: 155-163.

Schulze, E.-D., F. M. Kelliher, C. Korner, J. Lloyd, R. Leuning. 1994. Relationships Among Maximum Stomatal Conductance, Ecosystem Surface Conductance, Carbon Assimilation Rate, and Plant Nitrogen Nutrition: A Global Ecology Scaling Exercise. Annual Review of Ecology and Systematics 25: 629-660.

Schwärzel, K. K.-H. Feger, J. Häntzschel, A. Menzer, U. Spank, F. Clausnitzer, B. Köstner, C. Bernhofer. 2009. A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. Forest Ecology and Management 258 (10): 2163-2174. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.033.

Sverdrup, H., P. Warfvinge. 1993. Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. Applied Geochemistry 8 (3): 273-283. http://dx.doi.org/10.1016/0883-2927(93)90042-F

Sverdrup, H., W. de Vries, A. Henriksen. 1990. Mapping critical loads: a guidance to the criteria, calculations, data collection and mapping of critical loads. Rapport. Band 14. Copenhagen: Nordic Council of Ministers [etc.].

Thomas, S. C., W. E. Winner. 2000. Leaf area index of an old-growth Douglas-fir forest estimated from direct structural measurements in the canopy. Canadian Journal of Forest Research 30 (12): 1922-1930. http://dx.doi.org/10.1139/x00-121

Tobin, B., K. Black, B. Osborne, B. Reidy, T. Bolger, M. Nieuwenhuis. 2006. Assessment of allometric algorithms for estimating leaf biomass, leaf area index and litter fall in different-aged Sitka spruce forests. Forestry 79 (4): 453-465. http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpl030

von Wilpert, K., P. Hartmann, H. Puhlmann, P. Schmidt-Walter, H. Meesenburg, J. Müller, J. Evers. 2016. Bodenwasserhaushalt und Trockenstress. Entwurf zum Abschlussbericht der zweiten deutschen Bodenzustandserhebung im Wald. Thünen Report 43, 343-386. http://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn057578.pdf

van der Salm, C., H. Denier van der Gon, R. Wieggers, A. Bleeker, A. van den Toorn. 2006. The effect of afforestation on water recharge and nitrogen leaching in The Netherlands. Forest Ecology and Management 221 (1-3): 170-182. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.09.027

van Genuchten, M. T. 1980. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. Soil Science Society of America Journal 44 (5): 892-898. DOI: 10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x

Verworn, A., U. Haberlandt. 2011. Spatial interpolation of hourly rainfall – effect of additional information, variogram inference and storm properties. Hydrology and Earth System Sciences 15 (2): 569-584. http://dx.doi.org/10.5194/hess-15-569-2011

Weis, W., S. Fleck, S. Raspe. 2013. Water budgets. In: FutMon Scientific Report. Herausgegeben von L. M. Hamburg: Thünen Institute for World Forestry. 158-168.

Weis, W., C. Hertel, A. Wagner, S. Raspe. 2012. Abschlussbericht ST241 - Verbesserung der Wasserhaushaltsmodellierung mit Daten des forstlichen Umweltmonitorings im Projekt FUTMON (LIFE+). Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Freising.

Weiskittel, A. R., D. A. Maguire. 2007. Response of Douglas-fir leaf area index and litterfall dynamics to Swiss needle cast in north coastal Oregon, USA. Annals of Forest Science 64 (2): 121-132. http://dx.doi.org/10.1051/forest:2006096

Wellpott, A., F. Imbery, D. Schindler, H. Mayer. 2005. Simulation of drought for a Scots pine forest (Pinus sylvestris L.) in the southern upper Rhine plain. Meteorologische Zeitschrift 14 (2): 143-150. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2005/0015

Wessolek, G., M. Kaupenjohann, M. Renger. 2009. Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. Bodenökologie und Bodengenese, Bd. 40, 80 S.

White, M. A., P. E. Thornton, S. W. Running, R. R. Nemani. 2000. Parameterization and Sensitivity Analysis of the BIOME–BGC Terrestrial Ecosystem Model: Net Primary Production Controls. Earth Interactions 4 (3): 1-85. http://dx.doi.org/10.1175/1087-3562(2000)004<0003:PASAOT>2.0.CO;2

Wirth, C., J. Schumacher, E.-D. Schulze. 2004. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. Tree Physiology 24 (2): 121-139. http://dx.doi.org/10.1093/treephys/24.2.121

Wood, S. 2006. Generalized additive models: an introduction with R. Texts in Statistical Science, Chapman & Hall, Boca Raton, CRC press.

Wutzler, T., C. Wirth, J. Schumacher. 2008. Generic biomass functions for Common beech (Fagus sylvatica) in Central Europe: predictions and components of uncertainty. Canadian Journal of Forest Research 38 (6): 1661-1675. http://dx.doi.org/10.1139/X07-194

Xiao, C.-W., I. A. Janssens, J. Curiel Yuste, R. Ceulemans. 2006. Variation of specific leaf area and upscaling to leaf area index in mature Scots pine. Trees 20 (3): 304. http://dx.doi.org/10.1007/s00468-005-0039-x

5 Funktionen zur Abschätzung der Elementgehalte in Waldböden

Uwe Klinck & Bernd Ahrends
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle

5.1 Einleitung und Problemstellung

Elementgehalte in Waldböden eignen sich als Indikator für die Nährstoffnachlieferung aus Waldböden. Liegen Analysen zu den Gesamtelementgehalten vor, kann z.B. durch normative Berechnungen mit Standardmineralen die mineralogische Zusammensetzung der Waldböden abgeschätzt werden (Fichter et al. 1998, Tarrah et al. 2000, Posch & Kurz 2007). Diese wiederum ist ein bedeutsamer Eingangsparameter (Jönsson et al. 1995) für das bodenchemische Modell PROFILE (Sverdrup & Warfvinge 1993) zur Ermittlung von Verwitterungsraten in Böden.

Zur labortechnischen Bestimmung der Elementgehalte in Böden werden jedoch häufig unterschiedliche Verfahren angewendet. Meistens sind es Königswasseraufschlüsse (KW) oder Gesamtaufschlüsse (i.d.R. Flusssäure(HF)-Druckaufschlüsse). Mit dem KW lassen sich jedoch keine „wirklichen" Gesamtgehalte ermitteln, da die silikatisch und in Teilen sesquioxidisch im Boden gebundenen Fraktionen nicht vollständig erfasst werden (Möller et al. 2005), sodass mit verschiedenen Aufschlussverfahren ermittelte „Gesamtgehalte" nicht gemeinsam ausgewertet werden können. Entsprechend wurden in der Vergangenheit zahlreiche Umrechnungsfunktionen entwickelt, um diese beiden Datenkollektive vergleichbar zu machen (Schwartz & Kölbel 1992, Hornburg & Lüer 1999, Tarrah et al. 2001, Hornburg 2002, HFA 2014). Diese zeigen erheblichen Entwicklungsbedarf insbesondere für die Elemente Kalium (K^+), Natrium (Na^+) und Aluminium (Al^{3+}). Der im HFA (2014) durchgeführte Vergleich zwischen Gesamtaufschluss und KW-Extrakt an 525 Bodenproben ergab für die drei vorab aufgezählten Elemente „keine Übereinstimmung". Auch Hornburg & Lüer (1999) wiesen darauf hin, dass diese Elemente nicht oder nur sehr schwach miteinander korreliert sind. Neben dem Problem der Umrechnung von KW auf Gesamtgehalte fehlen für einzelne Horizonte, oder auch ganze Profile der BZE II, Analysen der Elementgehalte. Entsprechend waren die Ziele der Arbeit:

(1) Transferfunktionen zu entwickeln, die die Umrechnung von KW-Gehalten in Gesamtgehalte ermöglichen.
(2) Schätzfunktionen zu entwickeln, mit denen aus routinemäßig verfügbaren Bodeninformationen (Bodenart, Ausgangsgestein usw.) Gesamtelementgehalte ermittelt werden können.

5.2 Material und Methoden

5.2.1 Datenzusammenstellung

5.2.1.1 Abschätzung der Gesamt- und königswasserextrahierbaren Elementgehalte

Die Untersuchung von Hornburg & Lüer (1999) auf Basis von 28 Proben des ISE-Ringanalysenprogramms (International Soil-Analytical Exchange) aus den Jahren 1995–1997 deuten darauf hin, dass die zusätzliche Berücksichtigung von Parametern wie Ton- oder Humusgehalt, aber z.B. auch des pH-Wertes, helfen kann, die Zusammenhänge zwischen Gesamt- und KW-Gehalten auch für Elemente wie z.B. K^+ und Al^{3+} zu erklären. Diesem Ansatz folgend wurden weitere Jahrgänge des ISE-Ringanalysenprogramms digitalisiert, sodass schließlich ein 4fach größerer Datensatz als bei Hornburg & Lüer (1999) zur Kalibrierung zur Verfügung stand.

Als Parameter wurden zunächst verschiedene Aufschlussverfahren (u.a. Gesamtaufschluss, Königswasseraufschluss nach DIN, Königswasseraufschluss ohne DIN) und auch erklärende Parameter wie Glühverlust, pH-Wert (H_2O, $CaCl_2$, KCl), Sand-, Schluff- und Tongehalte sowie Kohlenstoffparameter (TC = „Total Carbon“, TIC = „Total Inorganic Carbon“, TOC = „Total Organic Carbon“) ausgewählt.

Nach Möglichkeit wurden aus den ISE-Berichten die Mediane ohne Ausreißer ausgewählt, da diese i.d.R. mit der höchsten Datenqualität gleichgesetzt werden können (vgl. Hornburg & Lüer 1999). Allerdings hat sich die Struktur der Berichte auch über die Jahre verändert, sodass kleinere Kompromisse zu tolerieren sind, z.B. wenn nur noch der Median aller Analyseergebnisse berichtet wird. Gleiches gilt für erst später hinzugekommene Parameter (z.B. TC, TOC), die im Datensatz dementsprechend nicht immer vertreten sein können. Alle Quartalsberichte wurden zunächst über den nachfolgenden Quartalsbericht kontrolliert, der u.U. modifizierte Analyseergebnisse (Nachanalysen, Eingabefehler seitens der Labore oder bei der Berichterstellung) enthalten kann. Eine dritte Kontrollebene stellt der jeweilige Jahresbericht dar, sodass im Resultat nicht nur ein hochwertiger Datensatz hinsichtlich der Analyseergebnisse, sondern auch hinsichtlich der Eingabe (= Digitalisierung) zur Verfügung steht. Dennoch wurde der Datensatz anschließend auf Unstimmigkeiten (z.B. Gesamtaufschluss < Königswasseraufschluss, generelle Plausibilität von Ausreißern) getestet. Dabei wurden keine Fehler festgestellt, die auf Eingabefehler zurückzuführen waren. Andere einfache Prüfungen wie $TC \geq TIC + TOC$, $pH_{KCl} < pH_{CaCl2} < pH_{H2O}$ oder Ton + Schluff + Sand = 100 % können misslingen, da unterschiedlich viele Labore den jeweiligen Teilparameter analysiert haben, die Mediane demnach auf der Basis verschiedener Grundgesamtheiten entstanden sind. Gleichzeitig können Unstimmigkeiten auch Ausdruck einer generellen Ungenauigkeit in der Messung sein, die je nach Parameter unterschiedlich groß ist (vgl. dazu auch Ottner et al. 2000). Dieser Umstand kann sehr gut anhand der ISE-Proben veranschaulicht werden, die über die Jahre mehrfach Teil des Ringanalysenprogramms waren. Aus diesen Gründen wurden die Daten unverändert übernommen.

Für die Validierung standen insgesamt 840 Datensätze zur Verfügung, von denen 581 von Flächen des Intensiven Forstlichen Umweltmonitorings der NW-FVA, 239 von bayerischen BZE II-Standorten und 20 von Waldklimastationen der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft kamen. Ein besonderes Augenmerk wurde den Standorten "Zierenberg" (N = 54), "Göttinger Wald" (N = 44) und "Hessisches Ried" (N = 174) geschenkt, die hinsichtlich ihrer Geologie Sonderstandorte darstellen und dementsprechend schwierig abbildbar sind.

5.2.1.2 Abschätzung der Gesamtelementgehalte

Da bei weitem nicht für alle Schichten und Profile der BZE II Königswasseraufschlüsse vorliegen, wurden Funktionen gesucht, die die Ableitung von Gesamtaufschlüssen auf der Basis einfacher bzw. flächendeckend vorliegender Daten ermöglichen. Zu diesen Grunddaten wurden Angaben zum Substrat, zur Bodenart, zum pH-Wert und zur Tiefe im Profil gezählt und auf ihre Eignung hin getestet. Die Entwicklung dieser Funktionen erfolgte auf der Basis einer mehr als 10000 Proben umfassenden Datenbank mit Gesamtaufschlüssen aus den Programmen Level I/II, die gleichzeitig Informationen zu den aufgeführten Grunddaten aufwiesen. Der Datensatz wurde geteilt, sodass 9/10 zur Kalibrierung und 1/10 zur Validierung verwendet wurden.

5.2.2 Statistische Methoden

5.2.2.1 Multiple lineare Regressionsanalyse

Die Analyse der Daten erfolgte mit multiplen linearen Regressionsmodellen (MLR) der Form:

$$y = b_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2 + \cdots b_N x_N + \varepsilon \qquad (5.1)$$

mit: *y:* Zielvariable, b_0*:* Regressionskonstante, b_1*:* Regressionskoeffizient, *x:* Prädiktor, *N:* Anzahl der Variablen, ε*:* Residuen

Die Regressionsmodelle wurden mit der Funktion „lm“ der Software R, Version 3.0.3 (R Development Team 2009) parametrisiert. Als Unterstützung bei der Variablenselektion und der Modellauswahl wurden die Funktionen *„step“* und *„leaps“* (Lumley 2009) verwendet. Zur Aufdeckung von Modellverletzungen und zur Beurteilung der Modellgüte wurden graphische und numerische Residualanalysen durchgeführt. Für die numerischen Tests wurde die Test-Statistik aus dem *„gvlma“*-Package (Peña & Slate 2006) verwendet. Bei Verletzungen der Anwendungsvoraussetzungen der MLR wurden Datentransformationen durchgeführt oder die Variablenselektion angepasst. Das vorrangige Prinzip bei der Modellentwicklung war nicht nur ein hohes R^2 und geringe Standardfehler, sondern auch die Verwendung von Prädiktorvariablen, die leicht verfügbar sind und somit eine flächenhafte Anwendung der Funktionen ermöglichen. Die Bewertung der Modelle, insbesondere bei der Abbildung des Validierungsdatensatzes, erfolgte anhand des Bestimmtheitsmaßes (R^2), des mittleren Quadratwurzelfehlers (RMSE) und des mittleren Fehlers (MR):

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{N}(E_i - E_i')^2}{\sum_{i=1}^{N}(E_i - \overline{E})^2} \tag{5.2}$$

$$MR = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(E_i - E_i') \tag{5.3}$$

$$RMSE = \sqrt{MR^2} \tag{5.4}$$

In den Gleichungen 5.2 und 5.3 ist N der Stichprobenumfang, E und E' sind gemessene bzw. geschätzte Elementgehalte (Al^{3+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Na^+).

5.2.2.2 Prüfung auf Ausreißer und Datenselektion

Da Ausreißer einen großen Einfluss auf die Ergebnisse der Regressionsanalysen haben können, wurden neben Vorabprüfungen der Daten (vgl. Kapitel 5.2.1.1) auch die Residuen der Regressionsfunktionen einer umfangreichen Analyse unterzogen, um in Einzelfällen Ausreißer aus dem Datensatz zu eliminieren. Neben klassischen Methoden, wie z.B. dem Grubbs-Test, erwiesen sich insbesondere die Diagnoseplots des *„gvlma“*-Packages als sehr effizientes Werkzeug zur Identifikation von problematischen Proben, die anscheinend nicht zur Grundgesamtheit gehören. Des Weiteren wurden die Schätzfunktionen nur für mineralische Proben aufgestellt, weshalb fünf organische Proben (Humusgehalt > 15 %) der 96 ISE-Proben von der Analyse ausgeschlossen wurden.

5.3 Ergebnisse

5.3.1 Gesamt- und königswasserextrahierbare Elementgehalte in Waldböden

5.3.1.1 Beziehungen zwischen Gesamt- und Königswasseraufschlüssen

Die KW-extrahierbaren Anteile liegen erwartungsgemäß bei allen Elementen unter denen der Gesamtgehalte (vgl. Abb. 5.1). Es zeigt sich, dass bei den betrachteten Elementen sehr unterschiedliche Anteile der Gesamtgehalte mit dem KW-Aufschluss erfasst werden. Während für Ca^{2+} eine direkte Gleichsetzung der verschiedenen Aufschlussverfahren zu keinen gravierenden Unterschieden führt, liegen bei Mg^{2+} insbesondere bei größeren Konzentrationen schon stärkere Abweichungen vor. Bei Al^{3+} und insbesondere bei K^+ liegt ein wesentlich größerer, nicht KW-extrahierbarer Anteil der Gesamtgehalte vor. Des Weiteren zeigt Abb. 5.1, dass insbesondere bei Al^{3+} und K^+ keine linearen Zusammenhänge vorliegen.

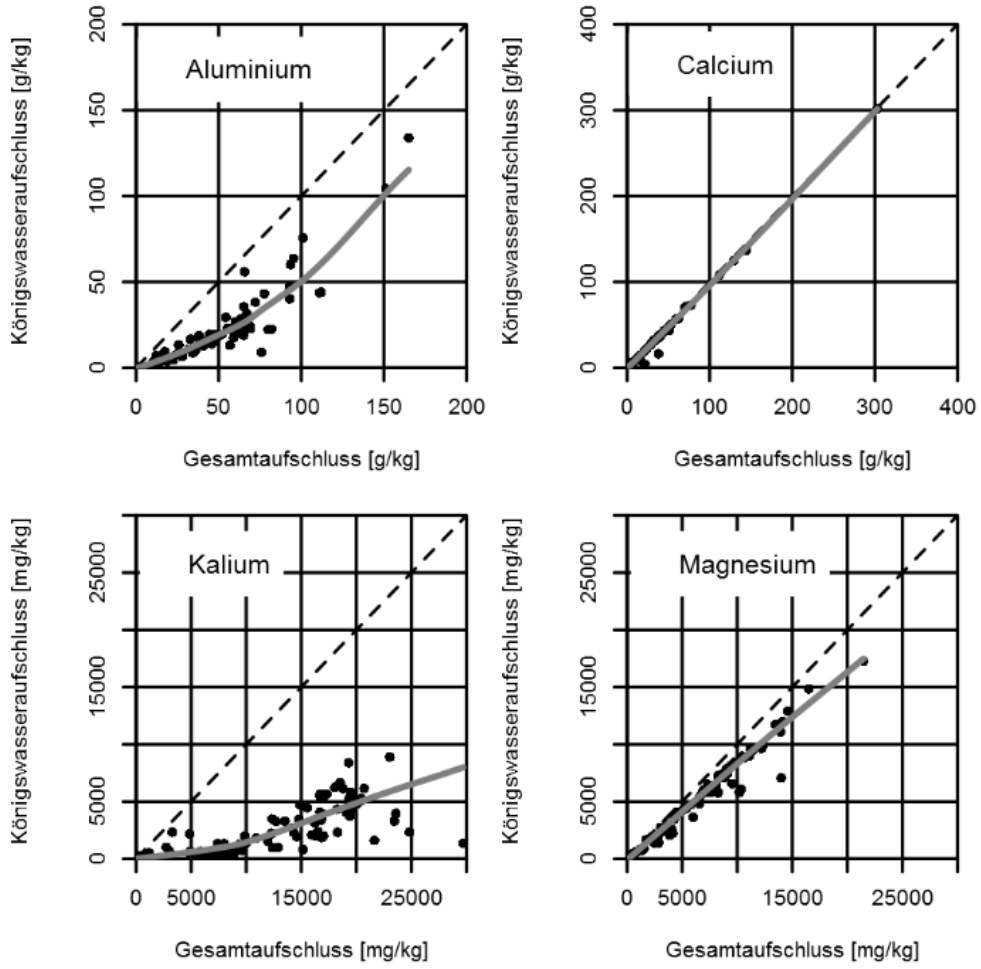


Abb. 5.1: Gegenüberstellung von Gesamt- und Königswasseraufschluss von 96 Proben (Wiederholungsproben nur einmal) aus dem ISE-Ringanalysenprogramm.

Tab. 5.1 zeigt die Wertespanne der Gesamt- und KW-Elementgehalte und somit auch die Gültigkeitsbereiche der in Kapitel 5.3.1.2 ausgewiesenen Regressionsfunktionen. Im Vergleich zu der Datenzusammenstellung von Hornburg & Lüer (1999), die nur 28 ISE-Proben der Jahrgänge 1995 bis 1997 berücksichtigten, fällt bei dem aktuellen Datensatz insbesondere auf, dass die Bereiche der geringeren Elementkonzentrationen (vgl. Minima) deutlich verbessert abgedeckt werden. Dies ist jedoch nicht nur auf die größere Anzahl von berücksichtigten ISE-Proben (N = 96) zurückzuführen, sondern auch auf deutliche analytische Verbesserungen im Bereich der Messung niedriger Konzentrationen.

Tab. 5.1: Deskriptive Statistik der zusammengestellten Elementanalysen unterschieden nach dem jeweiligen Aufschlussverfahren. Datengrundlage: 96 ISE-Proben des „Wageningen Evaluation Programmes for Analytical Laboratories". X: arithmetisches Mittel, M: Median N: Anzahl der Proben.

Element	Aufschluss	X	M	MIN	MAX	N	Einheit
Al^{3+}	Gesamt	46,6	44,7	0,42	165	96	g kg^{-1}
	Teil[1]	20,1	16,9	0,08	134	96	g kg^{-1}
Ca^{2+}	Gesamt	22,3	6,5	0,26	303	96	g kg^{-1}
	Teil[1]	20,3	4,1	0,04	302	96	g kg^{-1}
K^{+}	Gesamt	12838,8	14438,5	176,00	29706	96	mg kg^{-1}
	Teil[1]	2590,6	2137,5	17,00	8900	96	mg kg^{-1}
Mg^{2+}	Gesamt	5568,6	4877,5	109,00	21460	96	mg kg^{-1}
	Teil[1]	4400,7	4042,5	15,10	17270	96	mg kg^{-1}
Na^{+}	Gesamt	5364,8	4196,0	45,10	25241	96	mg kg^{-1}
	Teil[1]	477,9	126,0	13,50	11043	96	mg kg^{-1}

[1]: Die Teilaufschlüsse müssen nicht zwingend Königswasseraufschlüsse nach DIN-Norm sein. Die „reinen" Königswasseraufschlüsse nach DIN-Norm sind erst später als Kategorie in die ISE-Bände aufgenommen worden und dementsprechend mit niedrigeren Fallzahlen verbunden. Die Abweichungen zwischen den aufgeführten Aufschlüssen und den DIN-Norm-Aufschlüssen sind jedoch im Median gering und ungerichtet, weshalb die Gleichsetzung in der Modellentwicklung vertretbar ist.

5.3.1.2 Umrechnungsfunktionen zwischen Gesamt- und Königswasseraufschluss

Die Ergebnisse der Regressionsanalysen, die Transformationsgleichungen, die Bestimmtheitsmaße und weitere statistische Parameter sind in Tab. 5.2 zusammengestellt. Wie anhand von Abb. 5.1 zu erwarten ist, ergeben sich für die jeweiligen Elemente sehr unterschiedliche Beziehungen und Gütemaße. Die Schätzfunktion für Ca^{2+} kommt ohne Datentransformationen aus; KW- und Gesamtaufschluss entsprechen sich mit großer Genauigkeit im Kalibrierungsdatensatz ($R^2 = 0,99$). Die Schätzfunktion für Mg^{2+} ist ähnlich der für Ca^{2+}. Auch hier ist eine 1:1-Umrechnung der Werte naheliegend. Das R^2 beträgt 0,97. Tests hinsichtlich der Modellvoraussetzungen ergaben insbesondere bei Ca^{2+} und Mg^{2+} Verletzungen der Voraussetzungen für eine lineare Regression, die auch durch Transformationen nicht entfernt werden konnten. Abb. 5.2 legt für diese Elemente jedoch nahe, dass die Residuen annähernd normalverteilt sind. Zudem ist die lineare Regression ein äußerst robustes Verfahren, wodurch sich die zuvor genannten Verletzungen der Voraussetzungen nur gering auf die Regressionsgerade und somit auf die vorherzusagenden Gesamtelementgehalte auswirken.

Tab. 5.2: Struktur und statistische Kenngrößen der ausgewählten Modelle zur elementspezifischen Umrechnung von Königswasseraufschlüssen (KW) in Gesamtaufschlüsse. Die Gesamtaufschlüsse von Natrium können erst nach Ableitung der Gesamtaufschlüsse für Aluminium umgerechnet werden. T: Tongehalt [Masse-%], RT: Gesamtgehalt. log = natürlicher Logarithmus.

Element	Modell	R^2	RMSE	MR	Einheit	N
Al^{3+}	$\log(Al_{RT}) = \log(Al_{KW}) + \log(K_{KW})$	0,90	10	1	g kg^{-1}	88
Ca^{2+}	$Ca_{RT} = Ca_{KW}$	0,99	3	0	g kg^{-1}	91
K^{+}	$\sqrt{K_{RT}} = \log(K_{KW}) + \log(T) + pH_{H2O}$	0,77	3157	194	mg kg^{-1}	89
Mg^{2+}	$Mg_{RT} = Mg_{KW}$	0,97	838	0	mg kg^{-1}	91
Na^{+}	$Na_{RT} = \sqrt{Al_{RT}} + \sqrt{K_{KW}}$	0,52	2075	-13	mg kg^{-1}	746

Die Regressionsgleichung für Al^{3+} berücksichtigt die logarithmierten KW von Al^{3+} und K^+. Beide Variablen sind höchstsignifikant ($p < 0{,}1$ %) bei einem R^2 von 0,90. Die Aufnahme von K^+ in das Regressionsmodell verbessert das entwickelte Modell insofern, dass nach der Berücksichtigung alle statistischen Annahmen für das Regressionsmodell als erfüllt angesehen werden können. Die Transformationsfunktion für K^+ berücksichtigt neben dem logarithmierten KW von K^+ und dem logarithmierten Tongehalt noch den pH_{H2O}-Wert. Alle diese Variablen sind höchstsignifikant ($p < 0{,}1$ %) bei einem R^2 von 0,77. Auch beim K^+ werden alle statistischen Voraussetzungen zur Regressionsanalyse erfüllt.

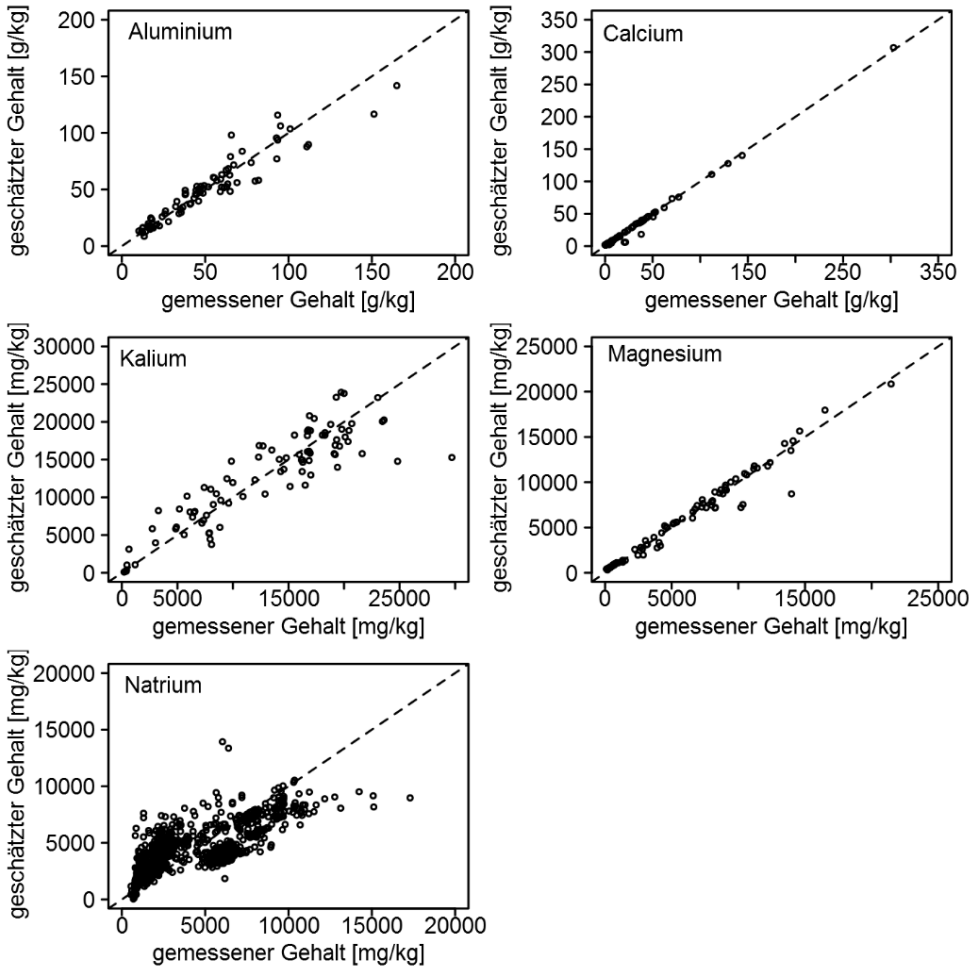


Abb. 5.2: Beziehung zwischen gemessenen und geschätzten Gesamtelementgehalten von Al^{3+}, Ca^{2+}, K^+, Mg^{2+}, Na^+. Die gestrichelte Linie repräsentiert das 1:1-Verhältnis zwischen gemessenen und geschätzten Gesamtelementgehalten.

Entsprechendes gilt auch für Natrium, auch wenn bei diesem Element deutlich geringere Gütemaße erreicht werden. Bei Natrium kam eine weitere Besonderheit zum Tragen. Aufgrund erheblicher Probleme bei der Verifizierung der entwickelten Funktionen, wurden der

Validierungsdatensatz in einen Kalibrierungs- (9/10) und einen Validierungsdatensatz (1/10) gesplittet. Dieses kann damit begründet werden, dass die Variabilität der Na^+-Gehalte anscheinend sehr groß ist, sodass es bei einem relativ kleinen Datensatz (ISE) zu einer Überparametrisierung der Regressionsgleichungen kommen kann. Abb. 5.2 zeigt bei Na^+ entsprechend immer noch Probleme hinsichtlich der Residualverteilung. Eine Zusammenstellung der Parameter für die elementspezifischen Regressionsgleichungen befindet sich in Tab. 5.3.

Tab. 5.3: Regressionsparameter der ausgewählten (multiplen) Regressionsmodelle zur Abschätzung des Gesamtelementgehaltes aus Königswasseraufschlüssen (vgl. Tab. 5.2).

Element	b_0	b_1	b_2	b_3
Al^{3+}	1,23387	0,65339	0,09308	-
Ca^{2+}	1,784410	1,010500	-	-
K^+	-85,554	38,238	-17,078	-6,499
Mg^{2+}	313,0565	1,1891	-	-
Na^+	-2197,712	-114,728	2029,011	-

5.3.2 Ableitung von Gesamtelementgehalten in Waldböden

Fehlen für konkrete Bodenprofile oder auch einzelne Horizonte chemische Analysen (KW oder Gesamtaufschlüsse), so ist das Ziel, solche Daten z.B. anhand von bodenkundlichen Baseninformationen, wie sie in den meisten Bodenkarten vorhanden sind, abzuschätzen. Tab. 5.4 zeigt die Modellstruktur und die Gütemaße der entwickelten Funktionen für Al^{3+}, Ca^{2+}, K^+, Mg^{2+} und Na^+.

Tab. 5.4: Struktur und statistische Kenngrößen der ausgewählten Modelle zur Ableitung von Gesamtelementgehalten auf der Basis einfacher bzw. flächendeckend vorliegender Daten. T: Tongehalt [Masse-%], RT: Gesamtgehalt. TIC: gesamter anorganischer Kohlenstoff [%]. G: Gesteinsgruppe nach Level-II-Klassifikation (vgl. Tab. 5.5). Die Gesamtelementgehalte von Kalium und Natrium können erst nach Ableitung der Gesamtelementgehalte für Aluminium ermittelt werden. log = natürlicher Logarithmus.

Element	Modell	R^2	RMSE	MR	Einheit	N
Al^{3+}	$\log(Al_{RT}) = G + \log(T)$	0,71	14	2	g kg^{-1}	4382
Ca^{2+}	$\sqrt{Ca_{RT}} = G + \log(TIC + 0{,}1)$	0,65	17	1	g kg^{-1}	5572
K^+	$\log(K_{RT}) = G + \log(T) + \log(Al_{RT})$	0,67	3958	437	mg kg^{-1}	4379
Mg^{2+}	$\log(Mg_{RT}) = G + \log(T)$	0,34	6785	1100	mg kg^{-1}	4385
Na^+	$\sqrt{Na_{RT}} = G + \sqrt{T} + \log(Al_{RT})$	0,72	1304	89	mg kg^{-1}	4371

Obwohl nur wenige Parameter berücksichtigt wurden (max. 3), sind die gefundenen Zusammenhänge in ihrer Einfachheit und Qualität – bis auf das Element Mg^{2+} – bemerkenswert. Neben dem Ausgangsgestein der Bodenbildung kommt dem Tongehalt eine entscheidende Bedeutung zu. Die in Abb. 5.3 zu erkennenden Daten-Klumpungen und -Muster werden wahrscheinlich durch die verwendete Gesteinsklassifikation verursacht. In der vorgestellten Version fand der Substratschlüssel nach der Level-II-Klassifikation Anwendung. Die 11 Gesteinsgruppen sind wahrscheinlich eine zu starke Vereinfachung für die Beziehungen zwischen Elementgehalt und Ausgangsgestein. Aus diesen Gründen wurde auch versucht, die horizontbezogenen Substratangaben der BZE II zu berücksichtigen.

Bei diesen Angaben gab es jedoch länderspezifische Interpretationen der Substratklassifikation bei der Erfassung und datenbanktechnischen Aufbereitung. Entsprechend war im Stadium der Projektbearbeitung keine weitere Analyse mit diesen Daten möglich. Zukünftig besteht in diesem Bereich sicherlich der größte Anpassungsbedarf, z.B. auch durch das Testen von weiteren Substratklassifikationen, wie sie z.B. bei Steinicke et al. (2016) für die Abschätzung der Trockenrohdichte erfolgt. Wie aufgrund der vorab beschriebenen Klumpungen (vgl. Abb. 5.3) zu vermuten, bestehen statistisch signifikante Verletzungen der Annahmen einer Regressionsanalyse.

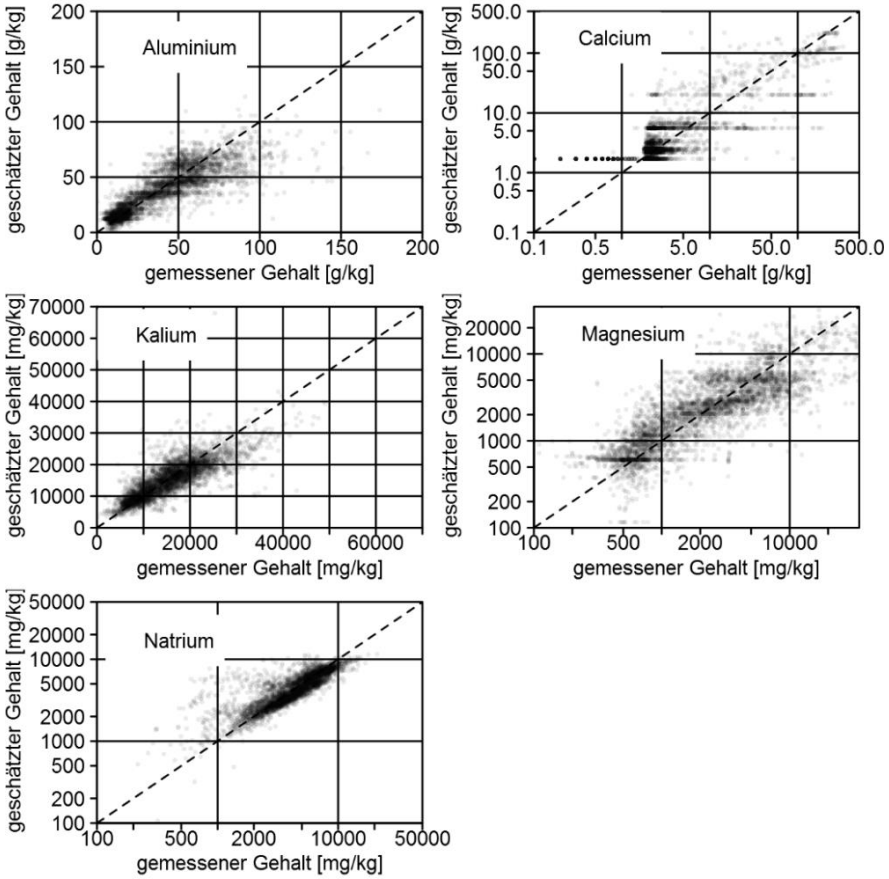


Abb. 5.3: Beziehung zwischen gemessenen und geschätzten Gesamtelementgehalten aus Gesteins- und Texturinformationen von Al^{3+}, Ca^{2+}, K^{+}, Mg^{2+}, Na^{+}. Die gestrichelte Linie repräsentiert das 1:1-Verhältnis zwischen gemessenen und geschätzten Gesamtelementgehalten.

Entsprechend sind die vorgestellten Funktionen zunächst als vorläufig anzusehen und mit Bedacht anzuwenden. Dennoch erscheinen sie als ein praktikabler Weg, mit einem nachvollziehbaren und begründbaren Rechenschritt im BZE-Datensatz auftretende Datenlücken zu schließen. Entsprechend sind die Regressionsparameter aller vorgestellten Schätzmodelle in der Tab. 5.5 zusammengefasst.

Tab. 5.5: Regressionsparameter der ausgewählten (multiplen) Regressionsmodelle zur Abschätzung des Gesamtelementgehaltes anhand von grundlegenden Bodeninformationen (Ausgangsgestein, Tongehalt usw.). G1 bis G11: Gesteinsgruppen, T: Tongehalt [Masse-%], TIC: gesamter anorganischer Kohlenstoff [%], Al_{RT}: Gesamtgehalt Aluminium [g kg^{-1}].

Variable	Al^{3+} [g kg^{-1}]	Ca^{2+} [g kg^{-1}]	K^{+} [mg kg^{-1}]	Mg^{2+} [mg kg^{-1}]	Na^{+} [mg kg^{-1}]
G1: Karbonathaltige Ausgangsgesteine bzw. karbonhaltige Lockersedimente über karbonhaltigen Ausgangsgesteinen	2,580695	7,92364	7,647913	7,36035	-12,0335
G2: Karbonatfreie Lockersedimente ü. karbonhaltiges Ausgangsmaterial	-0,182964	-2,12695	-0,068694	-0,75936	11,3251
G3: Umgelagerte kalkfreie Lockersedimente	-0,188291	-2,92514	-0,071137	-0,91849	13,3615
G4: Verwitterungslehme bzw. Decklehme ü. Ton- u. Schluffstein, Ton, Tonsteine, Grauwacken	0,112412	-3,00463	-0,128084	-0,44307	17,8142
G5: Verwitterungslehm u. Decklehm u. quarzreichen Ausgangsgest. sowie quarzreiche Ausgangsgest.	-0,156725	-3,17735	0,059046	-1,02729	7,3014
G6: Arme (pleistozäne) Sande	-0,497344	-3,16878	-0,240859	-1,42569	11,3699
G7: Basische Vulkanite sowie Lehme o. Mischsubstr. ü. basischen Vulkaniten	0,261187	-2,16482	-0,571504	0,78072	24,3742
G8: Intermediäre u. saure Vulkanite sowie Lehme o. Mischsubst. ü. bas. Vulkaniten	0,300270	-2,90249	-0,094916	-0,19789	15,0230
G9: Moore	-0,259331	-1,98048	-0,264737	-0,94045	15,5447
G10: Anthropogene Substrate u. nicht Klassen 1–9 zuzuordnende Substrate	-0,206719	-2,82731	-0,138321	-0,78808	12,1328
G11: Sonderfälle	-0,204857	-3,09616	-0,105882	-1,13079	15,3904
T	0,453135	-	-0,239518	0,51398	-2,2239
TIC	-	1,49379	-	-	-
Al_{RT}	-	-	0,739784	-	21,8018

5.4 Diskussion und Bewertung

5.4.1 Funktionen zur Umrechnung von Königswasseraufschlüssen in Gesamtaufschlüsse

5.4.1.1 Evaluierung an Flächen des Forstlichen Umweltmonitorings

Zur Modellevaluierung wurden ausschließlich Analyseergebnisse von Waldböden verwendet. Mit Ausnahme von Mg^{2+} traten bei keinem Element Probleme hinsichtlich des Gültigkeitsbereiches auf, d.h. die möglichen Wertespannen für Waldböden werden durch den ISE-Datensatz gut abgedeckt. Bei Mg^{2+} werden durch den Validierungsdatensatz im Maximum doppelt so hohe Konzentrationen erreicht. Abb. 5.4 zeigt jedoch, dass auch dieser Bereich vom Modell gut abgebildet ist. Somit kann bei Mg^{2+} auch eine Extrapolation außerhalb des eigentlichen Gültigkeitsbereiches durchgeführt werden. Tab. 5.6 liefert eine Zusammenstellung der statistischen Parameter.

Für die Elemente Ca^{2+} und Mg^{2+} zeigt sich, dass bei der Validierung entsprechende Gütemaße wie bei der Kalibrierung erreicht werden (Tab. 5.6 und Abb. 5.4). In Abb. 5.4 fällt jedoch sowohl für Ca^{2+} als auch für Mg^{2+} eine Punktwolke auf, die deutlich von der 1:1-Linie abweicht. Hierbei handelt es sich um einen Standort (Zierenberg), der im Übergangsbereich vom Basalt zum Muschelkalk liegt und sich anscheinend sowohl vom ISE-Datensatz als auch vom Validierungsdatensatz deutlich abhebt. Wird dieser Standort aus

dem Validierungsdatensatz eliminiert, wird für Ca^{2+} ein R^2 von 0,997 und für Mg^{2+} von 0,984 erreicht. Vor dem Hintergrund der in der Literatur (Hornburg & Lüer 1999) beschriebenen Probleme, erzielen sowohl K^+ als auch Al^{3+} im Validierungsdatensatz noch überzeugendere Güteparameter. Besonders bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, dass bei beiden Elementen der Bias (MR) sehr gering ist. Bei K^+ ist noch zu erwähnen, dass die Modellprüfung für Mineralbodenproben bessere Ergebnisse liefert ($R^2 = 0{,}585$) als für Proben aus dem Oberboden bzw. humosen Horizonten ($R^2 = 0{,}428$). Trotz der ebenfalls guten Ergebnisse bei Na^+ sei hier nochmals auf die Probleme mit den ISE-Proben und einer anschließenden Übertragung auf Waldböden hingewiesen. Insgesamt steht deshalb nur eine vergleichsweise kleine Anzahl an Proben für die Validierung zur Verfügung. Auch ist die Funktion weniger überzeugend als für die anderen Elemente.

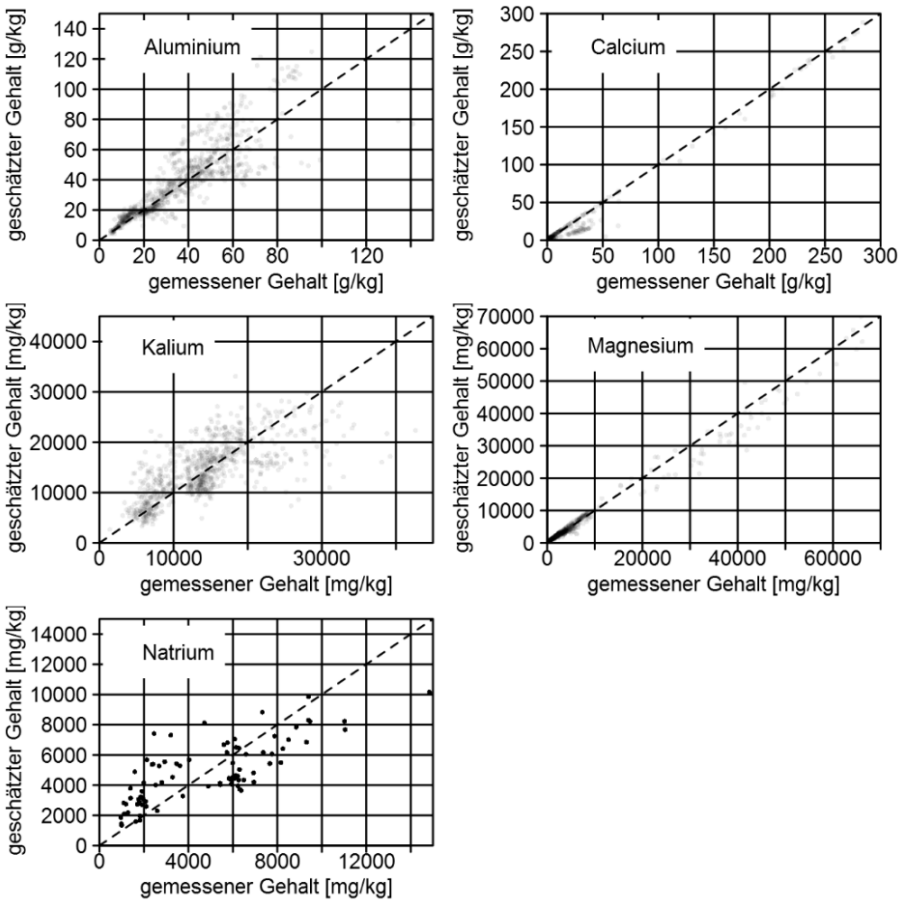


Abb. 5.4: Beziehung zwischen gemessenen und geschätzten Gesamtelementgehalten für die Validierungsproben aus Waldböden des Forstlichen Umweltmonitorings. Die gestrichelte Linie repräsentiert das 1:1-Verhältnis zwischen gemessenen und geschätzten Gesamtelementgehalten.

Tab. 5.6: Statistische Kenngrößen der elementspezifischen Umrechnungsfunktionen von Königswasseraufschlüssen in Gesamtaufschlüsse (R^2: Bestimmtheitsmaß, RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler, MR: systematische Abweichungen der Transferfunktion von den Messwerten, N: Anzahl der Messwerte).

Element	R^2_{VAL}	RMSE	MR	Einheit	N
Al^{3+}	0,752	12	-2	g kg^{-1}	840
Ca^{2+}	0,987	5	0	g kg^{-1}	839
K^+	0,500	4663	-233	mg kg^{-1}	830
Mg^{2+}	0,984	1495	115	mg kg^{-1}	839
Na^+	0,576	1908	-59	mg kg^{-1}	83[1]

[1]: Für das Natrium-Modell wurde der Datensatz aufgeteilt: 9/10 zur Kalibrierung und 1/10 zur Validierung.

5.4.1.2 Vergleich mit anderen Schätzfunktionen

In Tab. 5.7 sind die Bestimmtheitsmaße verschiedener Transferfunktionen von Hornburg & Lüer (1999) und aus dem Handbuch Forstliche Analytik (HFA 2014) aufgeführt. Im Vergleich zu diesen beiden Quellen erreichen die Schätzfunktionen für Ca^{2+} und Mg^{2+} auch noch in der Validierung entsprechende Bestimmtheitsmaße. Für Al^{3+} und K^+ werden erheblich bessere Ergebnisse, sowohl im Kalibrierungs- wie auch im Validierungsdatensatz erzielt. Dies ist umso bemerkenswerter, da der Validierungsdatensatz Proben verschiedenster Herkunft (Level II, BZE II, mehrere Bundesländer) und auch aus organischen Horizonten enthält. Auch die Ergebnisse für Natrium sind im Vergleich zu den Funktionen aus der Literatur beachtlich, auch wenn die „Gleichsetzung" der ISE-Proben mit den Datensätzen von Waldböden nicht zum gewünschten Erfolg führte.

Tab. 5.7: Vergleich von Bestimmtheitsmaßen unterschiedlicher Transferfunktionen zur Umrechnung von Königswasseraufschlüssen in Gesamtaufschlusselementgehalte.

Element	Hornburg & Lüer (1999)	HFA (2014)	$EnNa_{KAL}$	$EnNa_{VAL}$
Al^{3+}	0,71	0,710	0,904	0,752
Ca^{2+}	0,99	0,986	0,993	0,987
K^+	0,38	0,299	0,774	0,500
Mg^{2+}	0,93	0,987	0,968	0,984
Na^+	0,11	0,012	0,516	0,576

5.4.1.3 Allgemeines und Fazit

Um Überparametrisierungen der Schätzfunktionen zu vermeiden und eine einfache Anwendung in der Praxis zu gewährleisten, wurde versucht, mit multiplen linearen Regressionsmodellen und notwendigen Datentransformationen robuste Schätzfunktionen zu entwickeln. Die Ergebnisse zeigen, dass – je nach Element und Bindungsform – sehr unterschiedliche Anteile der Gesamtgehalte mit KW erfasst werden. Der nicht mit KW erschließbare Teil des Gesamtgehaltes wird nach Hornburg (2003) als „in resistenten Silicaten gebundene Elementfraktion" definiert. Um diesen besser abbilden zu können, wurden bei den Elementen K^+ und Al^{3+}, wie bei Hornburg & Lüer (1999) beschrieben, weitere Parameter wie z.B. der Tongehalt oder der pH-Wert berücksichtigt. Durch die Hinzunahme des Tongehaltes, sozusagen als Proxy, kann zumindest teilweise die Forderung von Schwartz & Kölbel (1992) nach der Berücksichtigung von Ausgangssubstrat und Mineralzusammensetzung erfüllt werden. An dieser Stelle besteht sicherlich weiteres Entwick-

lungspotenzial durch eine detailliertere Berücksichtigung von substratspezifischen Informationen. Auch Hornburg (2002) beschreibt, dass die KW-extrahierbaren Anteile im Wesentlichen durch die Bodenart, andere Elementgehalte sowie die Kationenaustauschkapazität geprägt werden, wobei letztgenannte den Einfluss von pH-Wert, Humusgehalt und Tongehalt wiedergibt. Entsprechend konnte auch bei den Regressionsfunktionen von Hornburg & Lüer (1999) gezeigt werden, dass mit der Berücksichtigung des Ton- bzw. Humusgehaltes die einfachen Beziehungen zwischen KW- und Gesamtgehalt etwas verbessert abgebildet werden können. Die ermittelten Parameter der Funktionen nach Tab. 5.2 erscheinen in diesem Zusammenhang als plausibel.

Versuche, die entsprechende Methodik auf das Element Natrium anzuwenden, führten nicht zu zufriedenstellenden Ergebnissen. Zwar konnten für den Kalibrierungsdatensatz hochwertige Schätzfunktionen gefunden werden (hohes R^2, geringer RMSE und Bias, Erfüllung der Regressionsvoraussetzungen), die sich bei der Anwendung auf den Validierungsdatensatz jedoch als nicht übertragbar (max. $R^2 = 0{,}25$) erwiesen.

Die notwendigen Transformationen bei der multiplen Regressionsanalyse zeigen, dass eine einfache Umrechnung, wie im HFA (2014) beschrieben, zur Ableitung von Transferfunktionen wenig sinnvoll ist. Auch die Ergebnisse von Hornburg & Lüer (1999) zeigen, dass der KW-Auszug im Verhältnis zum HF-Druckaufschluss bei niedrigeren Konzentrationen weniger vollständig aufschließt als bei hohen Konzentrationen. Entsprechend kann eine Ableitung von Gesamtaufschlüssen aus KW-Aufschlüssen nicht durch ein konstantes Verhältnis wiedergegeben werden.

Anhand der vorgestellten Elemente wird deutlich, dass eine Ableitung von Gesamtaufschlussdaten aus KW möglich und zulässig ist. Je nach Element ergeben sich jedoch unterschiedlich große Unsicherheitsbereiche.

5.4.2 Funktionen zur Abschätzung von Gesamtelementgehalten

Zur Modellevaluierung wurden 10 % der verfügbaren Datensätze mit Gesamtaufschlüssen zurückgehalten. Tab. 5.8 liefert eine Zusammenstellung der statistischen Parameter für den Validierungsdatensatz. Mit Ausnahme von Mg^{2+} sind die Gütemaße mit denen des Kalibrierungsdatensatzes vergleichbar oder sogar besser (vgl. Tab. 5.4). Die schwachen Zusammenhänge bei Mg^{2+} bestätigen sich auch im Validierungsdatensatz.

Tab. 5.8: Statistische Kenngrößen der elementspezifischen Schätzfunktionen für Gesamtaufschlusselementgehalte (R^2: Bestimmtheitsmaß, RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler, MR: systematische Abweichungen der Transferfunktion von den Messwerten, N: Anzahl der Messwerte).

Element	R^2_{VAL}	RMSE	MR	Einheit	N
Al^{3+}	0,716	14	1	g kg^{-1}	487
Ca^{2+}	0,710	18	1	g kg^{-1}	618
K^{+}	0,654	3954	535	mg kg^{-1}	486
Mg^{2+}	0,211	8545	936	mg kg^{-1}	487
Na^{+}	0,770	1297	119	mg kg^{-1}	482

Dieser Eindruck wird auch visuell durch die 1:1-Diagramme bestätigt (Abb. 5.5). Besonders hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang, dass die Verletzung der Annahmen einer Regressionsanalyse hinsichtlich der Qualität der vorgestellten Schätzfunktionen im Validierungsdatensatz nur von untergeordneter Bedeutung zu sein scheint.

Die Berücksichtigung der Textur zur genauen Abschätzung von Gesamtelementgehalten ist z.B. auch aus den lithochemischen KMgCaP-Serien der ostdeutschen Standortskartierung bekannt (Kopp & Jochheim 2002). Hier werden innerhalb der Serien (vergleichbar mit Gesteinsgruppen) in Abhängigkeit vom Schluff- und Tongehalt die Nährstoffgehalte durch Zu- oder Abschläge nach oben oder unten korrigiert.

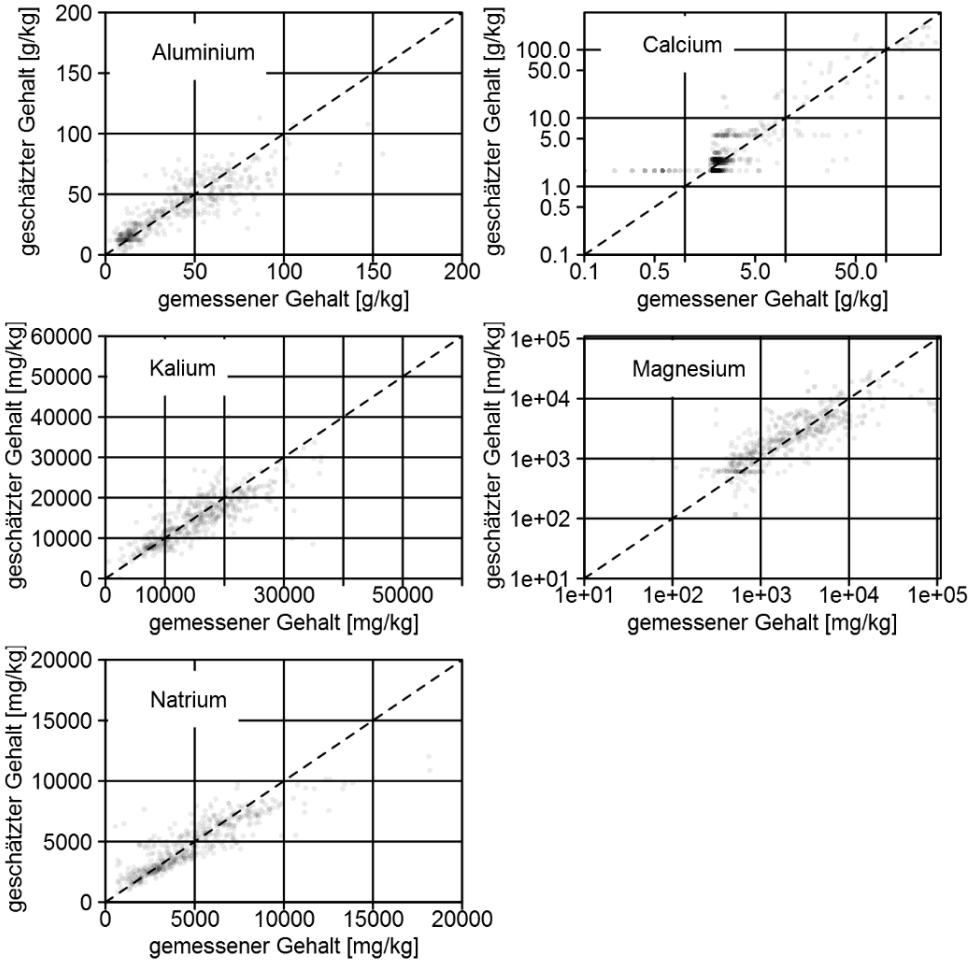


Abb. 5.5: Beziehung zwischen gemessenen und geschätzten Gesamtelementgehalten für die Validierungsproben aus Waldböden des Forstlichen Umweltmonitorings. Die gestrichelte Linie repräsentiert das 1:1-Verhältnis zwischen gemessenen und geschätzten Gesamtelementgehalten.

5.4.3 Probenbehandlung

Im Zuge von europäischen Auswertungen (z.B. BioSoil oder Level II) werden die Elementgehalte im KW anhand von gesiebten Proben ermittelt. In den Analysevorschriften der Elementgehalte im KW nach DIN wird für Deutschland das Mahlen der Probe vorgeschrieben. Hierdurch können sich Unterschiede in den analysierten Elementgehalten ergeben. Nach Houba et al. (1993) wird durch das Mahlen insbesondere der Kaliumgehalt beeinflusst. Daher werden die Unsicherheiten im Folgenden am Beispiel von Kalium diskutiert. Abb. 5.6 zeigt eine Gegenüberstellung von 715 Proben von verschiedenen Level-II-Flächen der NW-FVA. Wie zu erwarten, liefern die gemahlenen Proben aufgrund der durch das Mahlen erhöhten Oberfläche (Houba et al. 1993) höhere Elementgehalte, im Mittel von 24 % (Median = 24 %). Abb. 5.6 zeigt auch, dass extrem hohe Abweichungen, und zwar sowohl in positive als auch negative Richtungen, vorwiegend bei geringen Konzentrationen auftreten. Entsprechend dürften diese hauptsächlich auf analytische Probleme im Bereich niedriger Konzentrationen zurückzuführen sein. Für die hier dargestellten Schätzfunktionen kann aufgrund der vorab beschriebenen Ergebnisse jedoch unterstellt werden, dass sie für gemahlene Proben Gültigkeit besitzen. Die Unterschiede sind mit 24 % immerhin so groß, dass bei der Validierung an gemahlenen Proben systematische Abweichungen erkennbar sein müssten (z.B. MR, vgl. auch Abb. 5.3).

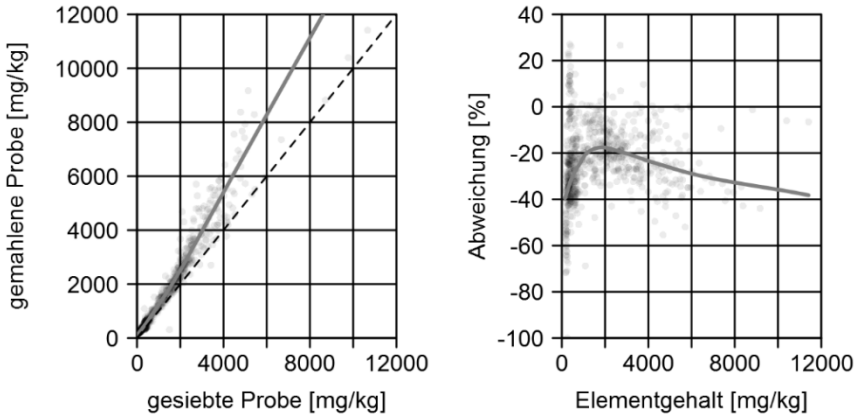


Abb. 5.6: Beziehung zwischen gesiebten und gemahlenen Bodenproben hinsichtlich der K^+-Gehalte im Königswasseraufschluss (links). Prozentuale Abweichung der an gesiebten Proben bestimmten Elementgehalte gegenüber gemahlenen (rechts).

Eine weitere Unsicherheit bei einer solch großen Zusammenstellung von Bodenproben aus unterschiedlichen Quellen und Beprobungskampagnen ergibt sich aus der Lagerungsdauer und der Lagerungstemperatur der Proben (Houba & Novozamsky 1998). Dieser Fehler lässt sich jedoch für die einzelnen Proben nicht mehr zurückverfolgen. Dies könnte eventuell ein Grund für die doch relativ schlechte Güte der Schätzfunktion für Magnesium sein. So zeigte Berndt (1988), dass allein durch die Lagerung von Proben bei 20 °C um ein Vielfaches höhere Mg^{2+}-Konzentrationen gemessen werden können als bei einer Lagerung von 4 °C.

5.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Durch die Parametrisierung von multiplen linearen Regressionsmodellen mit den Analysedaten des ISE-Ringanalysenprogramms konnten Transferfunktionen entwickelt werden, die in ihrer Modellgüte bestehende Funktionen insbesondere bei K^+ und Al^{3+} deutlich übertreffen. Diese Funktionen sind in ihrer Gültigkeit zunächst auf den Konzentrationsbereich begrenzt, der sich aus der Spanne der zugrunde liegenden Messwerte der einzelnen Stichproben ergibt. Bei Magnesium zeigt sich jedoch auch, dass die entwickelten Funktionen so robust sind, dass sie z.T. auch im Extrapolationsbereich äußerst valide Schätzwerte liefern. Die Transformationsfunktionen erzeugen statistische Schätzwerte, die für weitere statistische Auswertungen oder Ableitungen von Parametern für größere Datenkollektive (z.B. Ableitung der Mineralogie) verwendet werden können. Insbesondere bei den Elementen K^+, Na^+ und Al^{3+} sollte von einer Umrechnung für Einzeldaten jedoch abgesehen werden.

Für forstliche Standorte ohne KW oder zum Datenfüllen von fehlenden Analysen bei einzelnen Horizonten sind ebenfalls Schätzfunktionen entwickelt worden, die es ermöglichen, anhand von grundlegenden bodenkundlichen Basisinformationen die Gesamtgehalte abzuschätzen. Neben Informationen zum Ausgangssubstrat verwenden diese Funktionen den Tongehalt. Insbesondere bzgl. des Ausgangsubstrates und seiner Gruppierung ist in nachfolgenden Versionen noch deutliches Entwicklungspotenzial zu erkennen. Bei der Anwendung aller dargestellten Funktionen ist insbesondere der sachgerechte Umgang mit den in der Auswertung aufgezeigten Spielräumen und Unsicherheiten zu beachten.

5.6 Literaturverzeichnis

Berndt, G. F. 1988. Effect of drying and storage conditions upon extractable soil manganese. Journal of the Science of Food and Agriculture 45 (2): 119-130. http://dx.doi.org/10.1002/jsfa.2740450204

Fichter, J., P. Bonnaud, M.-P. Turpault, J. Ranger. 1998. Quantitative determination of minerals in acid forest soils of granite. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 161 (2): 129-139. http://dx.doi.org/10.1002/jpln.1998.3581610208

HFA. 2014. Handbuch Forstliche Analytik: Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. Herausgegeben vom Gutachterausschuss Forstliche Analytik (Vorsitzender: N. König), Grundwerk 2005 mit Ergänzungen 1-5 (Oktober 2014): 568.

Hornburg, V. 2002. Vergleich von Methoden zur Bestimmung der Gesamtgehalte von Haupt- und Spurenelementen in Böden: Bericht im Rahmen des Untersuchungsvorhaben: Schwermetallgehalte in Mineralbodenproben aus dem BZE-Projekt. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld: 116.

Hornburg, V. 2003. Methodenvergleich zur Bestimmung der Gesamtgehalte von Haupt- und Spurenelementen in Böden (Königswasser : Flusssäure). Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 102: 731-732.

Hornburg, V., B. Lüer. 1999. Vergleich zwischen Total- und königswasserextrahierbaren Elementgehalten in natürlichen Böden und Sedimenten. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 162 (2): 131-137. http://dx.doi.org/10.1002/(SICI)1522-2624(199903)162:2<131::AID-JPLN131>3.0.CO;2-1

Houba, G. V. J., I. Novozamsky. 1998. Influence of storage time and temperature of air-dried soils on pH and extractable nutrients using 0.01 mol/L CaCl2. Fresenius' Journal of Analytical Chemistry 360 (3): 362-365. http://dx.doi.org/10.1007/s002160050712

Houba, V. J. G., W. J. Chardon, K. Roelse. 1993. Influence of grinding of soil on apparent chemical composition. Communications in Soil Science and Plant Analysis 24 (13-14): 1591-1602. http://dx.doi.org/10.1080/00103629309368902

Jönsson, C., P. Warfvinge, H. Sverdrup. 1995. Uncertainty in predicting weathering rate and environmental stress factors with the PROFILE model. Water, Air, and Soil Pollution 81 (1-2): 1-23. http://dx.doi.org/10.1007/BF00477253

Kopp, D., H. Jochheim. 2002. Forstliche Boden-und Standortsformen des nordostdeutschen Tieflands als Datenbasis für die Landschaftsmodellierung. Kessel Verlag, Remagen-Oberwinter, 207 S.

Lumley, T. 2009. Leaps: regression subset selection. R package version 2.9. http://CRAN.R-project.org/package=leaps

Möller, A., J. Utermann, V. Hornburg, M. Außendorf. 2005. Leitfaden zum Umrechnungsprogramm – Methodenvergleich Gesamtgehalte Haupt- und Spurenelemente. Hannover. 18 . S. http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Netzwerke/Adhocag/Downloads/methodenvergleich_ad_hoc_ag.pdf?__blob=publicationFile&v=2

Ottner, F., S. Gier, M. Kuderna, B. Schwaighofer. 2000. Results of an inter-laboratory comparison of methods for quantitative clay analysis. Applied Clay Science 17 (5-6): 223-243. http://dx.doi.org/10.1016/S0169-1317(00)00015-6

Peña, E. A., E. H. Slate. 2006. Global validation of linear model assumptions. Journal of the American Statistical Association 101 (473): 341-354. http://dx.doi.org/10.1198/016214505000000637

Posch, M., D. Kurz. 2007. A2M – A program to compute all possible mineral modes from geochemical analyses. Computers & Geosciences 33 (4): 563-572. http://dx.doi.org/10.1016/j.cageo.2006.08.007

R Development Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, http://www.R-project.org

Schwartz, V., M. Kölbel. 1992. Vergleich verschiedener Aufschlußmethoden zur quantitativen Erfassung der Elementgesamtgehalte in Abhängigkeit von der Bodenausbildung. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 155 (4): 281-284. http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19921550407

Steinicke, C. M. Köhler, B. Ahrends, N. Wellbrock, J. Evers, L. Hilbrig, H. Meesenburg. 2016. Pedotransferfunktionen zur Abschätzung der Trockenraumdichte von Waldböden in Deutschland. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz, 16: 95–107

Sverdrup, H., P. Warfvinge. 1993. Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. Applied Geochemistry 8 (3): 273-283. http://dx.doi.org/10.1016/0883-2927(93)90042-F

Tarrah, J., K. J. Meiwes, H. Meesenburg. 2000. Normative calculation of minerals in North German loess soils using the modified CIPW norm. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163 (3): 307-312. http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624(200006)163:3<307::AID-JPLN307>3.0.CO;2-I

Tarrah, J., N. König, H. Meesenburg, M. Mindrup, K. J. Meiwes, R. Butz-Braun. 2001. Druck-/Säureaufschluss-Extrakte aus verschiedenen Böden und Sedimenten Norddeutschlands und deren Beziehung zum Mineralbestand. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 96: 699-700.

6 Herleitung flächiger Verwitterungsraten

Bernd Ahrends[1], Uwe Klinck[1], Caroline Klinck[1], Wendelin Weis[2]
[1]*Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle*
[2]*Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abt. Boden und Klima*

6.1 Einleitung und Problemstellung

In Waldökosystemen sind aufgrund des intensiven Säureeintrags mit nasser und trockener Deposition in Kombination mit der ökosysteminternen Säureproduktion (Likens et al. 1977, van Breemen et al. 1983) erhöhte Verwitterungsraten zu erwarten. Die Quantifizierung der Verwitterungsrate basischer Kationen (Calcium, Magnesium, Kalium, Natrium) ist für die Ermittlung der langfristigen Nährstoffbereitstellung, der Pufferkapazität der Böden und der Qualität des oberflächennahen Sickerwassers von entscheidender Bedeutung (Ouimet & Duchesne 2005). Aktuell ist das Interesse an Verwitterungsraten wieder verstärkt in den Vordergrund gerückt, da für die Bewertung von intensivierten Biomassenutzungen ihre Kenntnis maßgeblich ist (Lucas et al. 2014, Vadeboncoeur et al. 2014). Die Ermittlung von Verwitterungsraten ist jedoch seit jeher schwierig, da die langsam ablaufenden Prozesse im Labor nur schwer nachzubilden sind und Langzeitbodenuntersuchungen fehlen (Ouimet & Duchesne 2005). Entsprechend variieren Angaben zur Verwitterung in einem weiten Rahmen (Klaminder et al. 2011, Futter et al. 2012, Hodson et al. 1997, Langan et al. 2001, Vadeboncoeur et al. 2014). Ursachen sind sowohl die große Bandbreite an hydrologischen und geologischen Eigenschaften der Untersuchungsgebiete in den jeweiligen Studien als auch die unterschiedlichen methodischen Ansätze (Fölster 1985). Zusammenstellungen und Kurzbeschreibungen von Methoden zur Bestimmung von Verwitterungsraten finden sich u.a. bei Duan et al. (2002), Langan et al. (1995), Sverdrup (1990, 1996), Velbel (1986) und CLRTAP (2016). Dabei lässt sich grob zwischen 6 prinzipiellen Methoden unterscheiden:

(1) Input-Output-Bilanzen (IOB): Bei dieser häufig in Wassereinzugsgebieten angewandten Methode ergibt sich die Verwitterung aus den „bekannten“ anderen Bilanzgrößen (Deposition, Austrag, Nährelemententzüge), siehe z.B. Langan et al. (1996).
(2) Pedologische Bilanzmethoden (PMB): Hierbei wird die Verarmung von labilen und nicht labilen Elementen anhand ihrer Verhältnisse zwischen den obersten verwitterten Bodenhorizonten und dem unverwitterten C-Horizont berücksichtigt (z.B. Bain et al. 1993). Als resistente Elemente werden häufig Zirconium (Zr) oder Titan (Ti) verwendet.
(3) Statistische und empirische Ansätze: Zu nennen wären in dieser Gruppe die häufig verwendeten Verfahren von Olsson et al. (1993), Johansson & Tarvainen (1997) und der Bodentyp-Textur-Ansatz nach dem Critical Loads Manual (Posch et al. 2015) oder aus Modellierungen abgeleitete Schätzwerte (z.B. Malessa & Ahrends 2001).

(4) Strontium-Isotope: Hierbei wird die isotopische Zusammensetzung in den unterschiedlichen Kompartimenten des Stoffkreislaufes als Tracer benutzt, z.B. Aberg et al. (1989).
(5) Modelle: Zwei häufig in diesem Zusammenhang verwendete Modelle sind MAGIC (Cosby et al. 1985) und PROFILE (Sverdrup & Warfvinge 1993a).
(6) Laborstudien (z.B. van der Salm et al. 1998).

Von diesen Ansätzen ist besonders das Simulationsmodell PROFILE von Sverdrup & Warfvinge (1993a) für eine Abschätzung der Verwitterungsraten für die Punkte der BZE II herauszustellen. Neuere Arbeiten stellen die Potenziale von PROFILE für eine flächenhafte Anwendungen heraus (Ahner et al. 2013, Ahrends et al. 2008, Akselsson et al. 2005, Houle et al. 2012). PROFILE hat seine Praxistauglichkeit in zahlreichen Einzugsgebieten und für verschiedene Standorte in Europa und Nordamerika bewiesen (Barkman & Alveteg 2001, Melkerud et al. 2003, Ouimet & Duchesne 2005, Whitfield et al. 2006, Eggenberger & Kurz 2000, Houle et al. 2012, Koptsik et al. 1999, Phelan et al. 2014). Auch vom Arbeitskreis Standortskartierung (2016) wird es als die am häufigsten verwendete Methode zur Abschätzung von Verwitterungsraten genannt. Des Weiteren gelten die Methoden, die auf der Mineralogie basieren, bei der Abschätzung von Verwitterungsraten als am robustesten (Mongeon et al. 2010). Dennoch wird aufgrund der hohen Unsicherheiten empfohlen, mehrere Ansätze parallel zueinander zu betrachten (Kolka et al. 1996, Klaminder et al. 2011). Entsprechend wurden neben dem Modell PROFILE auch weitere Verfahren (Schätzung der Verwitterungsraten proportional zur Basensättigung, von Wilpert et al. 2011; substratspezifische Verwitterungsraten nach dem Critical-Loads-Ansatz, Posch et al. 2015, Nagel & Gregor 1999, Spranger et al. 2004) auf ihre Vergleichbarkeit mit den Simulationsergebnissen von PROFILE an den BZE-Punkten untersucht werden. Des Weiteren wurden die ermittelten Werte für Gesteinsgruppen und – sofern möglich – elementspezifisch über eine Vielzahl von Angaben aus der Literatur überprüft. Aus der Aufgabenstellung und dem umrissenen Stand der Forschung lassen sich drei Arbeitsschwerpunkte zusammenfassen:

(1) Ermittlung von Verwitterungsraten für BZE-Punkte mit dem Modell PROFILE,
(2) Ermittlung und Vergleich von Verwitterungsraten für BZE-Punkte mit anderen Methoden sowie
(3) Gesteinsspezifische Evaluierung der ermittelten Größenordnungen anhand einer umfangreichen Literaturstudie.

6.2 Material und Methoden

6.2.1 Verwitterungsansätze

Da umfangreiche messtechnische Untersuchungen im Rahmen dieses Projektes nicht durchgeführt werden konnten, verblieben für die Bestimmung der Verwitterungsraten an den BZE-Punkten prozessorientierte Modelle und statistische Ansätze. Als Verwitterungsmodell erschien PROFILE (Sverdrup & Warfvinge 1993a) dabei am geeignetsten, da es auf eine Nutzung von Bodenprofileigenschaften ausgelegt ist und Verwitterungsraten für die einzelnen Elemente Calcium, Magnesium, Kalium, Natrium und Aluminium (außerdem

noch Silikat und Phosphat) ausgibt. Die statistischen Ansätze zur Abschätzung von Verwitterungsraten decken häufig nur eine beschränkte Anzahl von Bodentypen oder Substraten ab, insbesondere wenn sie stark regional geprägt sind (z.B. Olsson et al. 1993, Povak et al. 2014, Johansson & Tarvainen 1997). Eine Übertragbarkeit auf ein großes und heterogenes Gebiet wie Deutschland ist damit problematisch (Posch et al. 2015). Entsprechend bietet sich zunächst der in Deutschland häufig verwendete Bodentyp-Textur-Ansatz im Rahmen der Critical-Loads-Berechnungen an (Posch et al. 2015). Dieser liefert jedoch keine elementspezifischen Verwitterungsraten, sondern nur die basischen Kationen (BC) als Summenparameter. In Deutschland gibt es zwei Ansätze (von Wilpert et al. 2011, Riek et al. 2015), die versuchen, anhand von gemessenen chemischen Kenngrößen eine stark vereinfachte Aufteilung der BC durchzuführen. Entsprechend werden auch diese Verfahren beim Vergleich berücksichtigt und nachfolgend detaillierter vorgestellt.

6.2.1.1 Berechnung der Verwitterung mit dem bodenchemischen Modell PROFILE

Bei PROFILE handelt es sich um ein mechanistisches Modell, das die Verwitterungsraten von Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+} und Na^{+} für jeden Horizont eines Bodenprofiles ermittelt. Das ursprünglich in Schweden entwickelte Modell hat sich in zahlreichen Studien als durchaus übertragbar gezeigt (z.B. Phelan et al. 2014). Die Berechnung basiert auf mineralspezifischen chemischen Lösungsraten und spezifischen Standorts- und Bodenbedingungen (z.B. Deposition, Verwitterungsoberfläche, Wassergehalt usw.). Entsprechend ist das Modell sehr parameterintensiv und die notwendigen Eingangsdaten liegen nur zum Teil für die BZE-Standorte als Messwerte vor. Folglich besteht ein großer Anteil der Modellparametrisierung aus der Ableitung der Eingangsdaten mit Hilfe von weiteren Modellen und Methoden (z.B. LWF-Brook90, A2M, vgl. Kapitel 4 und 5) oder der Schätzung anhand von Literaturwerten. Hierbei ist es von entscheidender Bedeutung, eine Vorstellung über den Einfluss der jeweiligen Modellparameter auf das Ergebnis zu haben. Im Zuge der langjährigen Modellanwendung von PROFILE sind zahlreiche Sensitivitätsanalysen und Unsicherheitsbetrachtungen durchgeführt worden (Hodson et al. 1996, Dultz 2001, Jönsson et al. 1995a), auf deren Ergebnisse an dieser Stelle zurückgegriffen werden kann. Aus diesen Untersuchungen lässt sich erkennen, dass die sehr kostenintensiven Mineralanalysen im Vergleich zu den bodenphysikalischen Parametern (Verwitterungsoberfläche, Wassergehalte) nur einen verhältnismäßig geringen Einfluss auf das Ergebnis der Modellierung aufweisen.

Modellparametrisierung von PROFILE

Ausgangspunkt bei Projektbeginn war die deutsche Version 4.2 von PROFILE (Becker 1999). Verwendet wurde im Projekt jedoch die schwedische Original-Version 5.1 (Alveteg 2006a), da sie zahlreiche Vorteile hinsichtlich der Vorgängerversionen aufweist. Diese sind unter anderem:

- Basische Kationen werden getrennt voneinander betrachtet (z.B. als Ca^{2+}, Mg^{2+} und K^{+}) und nicht als Summe BC
- Neues numerisches Lösungsverfahren sowie

- Korrigierte Fehler (hierbei ist besonders wichtig, dass in der alten Version die mineralspezifische Verwitterungsreduzierung auf den Konzentrationen des vorangegangenen Minerals beruhte (Alveteg 2006b).

Mit diesem Modell wurden die Verwitterungsraten an den BZE-Punkten schichtweise berechnet und auf Profilebene aggregiert. Die hierfür notwendigen Modellparametrisierungen und Modifikationen werden im Folgenden beschrieben und dokumentiert. Eine Übersicht liefert die Tab. 6.1. Besonders hervorzuhebende Modifikationen sind im Anschluss detailliert erläutert. Die Simulationen wurden hinsichtlich Klima und Deposition für den Zeitraum von 2000 bis 2010 jährlich durchgeführt und die Ergebnisse gemittelt. Jahre, in denen keine numerische Lösung erzielt werden konnte, wurden verworfen.

Trockenrohdichte des Gesamtbodens [kg m^{-3}]

Die Trockenrohdichte des Feinbodens (TRD_{FB}) wurde dem BZE II-Datensatz entnommen und in die des Gesamtbodens (TRD_{GB}) umgerechnet:

$$TRD_{GB} = TRD_{FB} \cdot \left(1 - \frac{SK}{100}\right) + \frac{SK}{100} \cdot 2650\ [kg\ m^{-3}] \qquad (6.1)$$

wobei *SK* der Skelettgehalt in Vol-% ist. 2650 kg m^{-3} beschreibt die mittlere Skelettdichte (Cools & De Vos 2013).

Verwitterungsoberfläche [m^2 m^{-3}]

Die Verwitterungsoberfläche ist ein Schlüsselparameter bei der Bestimmung von Verwitterungsraten in Mineralböden (Hodson et al. 1996, Melkerud et al. 2003, Zak et al. 1997). Der Aufwand für eine Messung der Oberflächen kann für einzelne Standorte geleistet werden, nicht aber für alle Stichprobenpunkte der BZE II. Zur Bestimmung der Oberfläche für Modellrechnungen mit dem geochemischen Modell PROFILE an den BZE-Standorten werden daher sogenannte „Pedotransferfunktionen" benötigt, um aus einfach zu bestimmenden bodenphysikalischen und/oder mineralogischen Eigenschaften eine rechnerische Schätzung der erforderlichen Verwitterungsoberfläche zu ermöglichen. Generell kann keine Aussage darüber getroffen werden, ob die Mineralogie oder die Textur den größeren Einfluss auf die Verwitterungsoberfläche aufweisen (Hodson et al. 1998b) und somit geeigneter als Prädiktoren sind. Empirische Schätzfunktionen, die die Textur berücksichtigen, werden generell in der folgenden Form beschrieben (Koptsik et al. 2002):

$$Aw = \left(\sum_{i=1}^{4} P_i \cdot f_i \right) \qquad (6.2)$$

mit *Aw*: chemisch wirksame Mineraloberfläche [m^2 g^{-1}], f_i repräsentiert den Anteil an Ton (T), Schluff (U), Feinsand (fS) und Grobsand (gS), P_i sind Koeffizienten (*a*–*d*), die die Beziehung zwischen Bodenart und Oberfläche beschreiben. Zur Parametrisierung der Funktion sind in der Literatur die Koeffizienten der Tab. 6.2 zu finden. Am häufigsten werden in der Literatur die Modelle 1 bzw. 2 verwendet.

Tab. 6.1: Standorts-, vegetations- und modellspezifische Eingangsdaten und ihre Quellen für die Modellrechnungen mit PROFILE Version 5.1. S: Standort, Y: Jahr, B: Bestand, E: Ertragsklasse, entf.: entfällt, d.h. wird im Modell nicht berücksichtigt.

Kürzel	Beschreibung	Wert	Einheit	Quelle
MODELL				
SCHICHT	0–5; 5–10; 10–30; 30–60; 60–90	5	n	BZE-DB
MINNUM	Anzahl Minerale	14	n	PROFILE
ANORTIT	Anorthit-Anteil am Oligoklas	entf.	-	-
XCOR	X Koordinate GK4	f(S)	HW	BZE-DB
YCOR	Y Koordinate GK4	f(S)	RW	BZE-DB
STDOC	DOC im Abfluss	5	$mg\ l^{-1}$	Becker 1999
STCO2	CO_2 im Abfluss	2	x atm	Becker 1999
STKAlSol	Aluminium Löslichkeit	8,3	-	Becker 1999
STAlExp	Aluminium Exponent	3	-	PROFILE
CHYDRO	Konstante Hydrologie	Ja	-	PROFILE
STANDORT				
PREC	Bestandesniederschlag	f(S,Y)	$m\ a^{-1}$	Kapitel 4
RUNOFF	Sickerwasserrate	f(S,Y)	$m\ a^{-1}$	Kapitel 4
TEMP	Bodentemperatur[a]	f(S,Y)	°C	Kapitel 4
DEPO	Gesamtdeposition	f(S,Y)	$kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Kapitel 7
NETUPT	Nettonährstoffaufnahme[b]	f(B,E)	$kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Anwender
CANEX	Kronenraumaustausch[c]	0	$kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Kapitel 7
LITFALL	Streufall[d]	f(B,E)	$kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Becker 1999
NETMIN	Nettomineralisation	0	$kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Anwender
VEGETAT				
NH4SEP	Separate NH_4 Berücksichtigung	ja	-	Anwender
NPROCES	N-Prozesse	ja	-	Anwender
LIMMO	Grenze der Immobilisierung	nein	-	Anwender
CNBC	Kopplung N und BC Aufnahme	nein	-	Anwender
BCUPT	Anpassung BC-Aufnahme[e]	ja	-	Anwender
NUPT	Anpassung N-Aufnahme[e]	ja	-	Anwender
pH-RESP	pH-Wert berücksichtigen	nein	-	Anwender
ADUPT	angepasste Aufnahme	nein	-	Anwender
LUMPBC	Ca^{2+}, Mg^{2+} und K^+ als BC	nein	-	Anwender
NITCON	Nitrifikationskonstante	0,01	-	PROFILE
DENCON	Denitrifikationskonstante	0	-	Anwender
IMCON	Immobilisationskonstante	0	-	Anwender
IMMLIMIT	Immobilisationslimit	entf.	-	-
MAXNBC	Maximales N:BC-Verhältnis	entf.	-	-
MINNBC	Minimales N:BC-Verhältnis	entf.	-	-
BCUEFF	BC Aufnahmeeffizienz	0,99	$f\ m^{-1}$	PROFILE
NUEFF	N Aufnahmeeffizienz	0,99	$f\ m^{-1}$	PROFILE
URESPON	Aufnahme Reaktion	entf.	-	-
RESPONC	Reaktionskoeffizient[f]	0,33		Anwender
THRESH	Schwellenwert	10	$\mu mol\ l^{-1}$	PROFILE
THRESHO	Schwellenwert Ordnung	2		PROFILE
BODEN				
SLH	Mächtigkeit der Bodenschicht		m	BZE-DB
WCONT	Bodenwassergehalt	f(S,Y)	$m_{H2O}^3\ m_{soil}^{-3}$	Kapitel 4
Alle übrigen Bodenparameter sind im Text detaillierter erläutert.				

a: Lufttemperatur verwendet (vgl. van der Salm 2001, Watson 1980); **b**: Werte aus dem Waldplaner (Ahrends et al. 2014). Zuordnung über Baumart und Ertragsklasse, wobei alle Laub- und Nadelbäume, für die keine Werte vorlagen, der Buche bzw. Fichte zugeordnet wurden. Simulationen mit um 30% reduzierten Aufnahmeraten zeigten, dass die Verwitterungsraten im Median denen bei 100 %igen Aufnahmeraten entsprachen; **c**: Auf 0 gesetzt, da an das Modell die Gesamtdeposition übergeben wird; **d**: Aufgrund des marginalen Einflusses wurden baumartenspezifische mittleren Frachten aus den Tab. 2.2 bis 2.5 von Becker (1999) verwendet. **e**: Nicht im Modell implementiert; **f**: Die Arbeiten von Sverdrup & Warfvinge (1993b) erzielten die beste Anpassung bei K = 0.33.

Tab. 6.2: Koeffizienten aus der Literatur zur Abschätzung der Verwitterungsoberfläche unter Verwendung der Gleichung 6.2. In den Modellen 1 und 6 sind Fein- und Grobsand zu Sand zusammengefasst und es gilt der Koeffizient c. Die Grenzwerte der Feinbodenklassifikationen weichen z.T. geringfügig von der deutschen Klassifikation ab. T: < 2 µm, U: 2–60 µm, S: 60–2000 µm; Modell 2–5: fS: 60–250 µm, gS: > 250–2000 µm.

Modell	Koeffizienten				Quelle
	a (T)	b (U)	c (fS)	d (gS)	
1	0,080	0,022	0,003	0,0000	Sverdrup & Warfvinge (1993a)
2	0,080	0,022	0,003	0,0005	Sverdrup (1996)
3	0,047	0,024	0,000	0,0060	Hodson et al. (1998b)
4	0,420	0,017	0,016	0,0010	Whitfield & Reid (2013)
5	0,170	0,014	0,013	0,0050	Whitfield & Reid (2013) (< 3 $m^2 g^{-1}$)
6	0,080	0,022	0,003	0,0000	Phelan et al. (2014)

Im Modell 6 wird der Koeffizient a (T) in Abhängigkeit vom Tongehalt (X_{Ton}) nach der folgenden Gleichung modifiziert.

$$f_a = 1 - \frac{X_{Ton}^{2,5}}{X_{Ton}^{2,5} + 0{,}35} \quad (6.3)$$

Mit dieser Korrektur soll berücksichtigt werden, dass die Modelle 1 und 2 nicht auf Böden mit Tongehalten > 0,2 übertragbar sind (Hodson et al. 1998b). Entsprechend wurde das Modell 6 für die Simulationen verwendet, da sich im BZE-Datensatz eine erhebliche Anzahl von Schichten und Profilen mit Tongehalten > 0,2 befindet (vgl. Steinicke et al. 2016).

CO_2-Partialdruck [x atm]

Der CO_2-Partialdruck wird in PROFILE zur Berechnung des pH-Wertes in der Bodenlösung und zur Ermittlung der Verwitterungsraten benötigt. Der Wert wird als Vielfaches des atmosphärischen Druckes angegeben. Richtwerte für eine grobe Einstufung sind bei Warfvinge & Sverdrup (1995) und Spranger et al. (2004) zu finden. Für eine einfachere Zuordnung wurde aus den Angaben von Dultz (2001) die folgende Abhängigkeit von der Bodentiefe (BT [m]) abgeleitet und auf alle Bodenschichten angewendet.

$$pCO_2 = \begin{cases} 11{,}31 \cdot BT^{0{,}6103} & \text{für} \quad BT \geq 0{,}6 \\ 2 & \text{für} \quad BT < 0{,}6 \end{cases} \quad (6.4)$$

Wassereintritt in die Bodenschicht [%]

Anteil des Bestandesniederschlages in Prozent, der in die jeweilige Bodenschicht einsickert. Abgeschätzt über die Feinwurzelverteilung. Berechnet aus approximierten Messwerten der Feinwurzeldichte der BZE II-Profile anhand der exponentiellen Wurzelverteilung nach Jackson et al. (1996). Siehe auch Kapitel 4.

Wasseraustritt aus der Bodenschicht [%]

Anteil des Bestandesniederschlages in Prozent, der aus der jeweiligen Bodenschicht herausickert. Abgeschätzt über die Feinwurzelverteilung.

Kationen- und Stickstoffaufnahme [%]

Aufnahme der basischen Kationen und Stickstoff aus der jeweiligen Bodenschicht. Abgeleitet aus der Feinwurzelverteilung (% der Gesamtnettoaufnahme).

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) [mg l^{-1}]

Beschreibt die DOC-Konzentration in der Bodenlösung. Da keine entsprechenden Werte vorliegen, wurden die Standardwerte nach Becker (1999) eingetragen. Humusauflage = 65 mg l^{-1}, 0–10 cm = 40 mg l^{-1}, 10–30 cm = 20 mg l^{-1}, 30–60 cm = 5 mg l^{-1}, 60–120 cm = 0,5 mg l^{-1}.

pk-Gibbsit [-]

pk-Gibbsit wird verwendet, um den pH-Wert in der Bodenlösung und die Verwitterungsrate zu ermitteln. Verwendet wurden tiefenabhängige Standardwerte. Humusauflage = 6,5, 0–10 cm = 6,5, 10–30 cm = 7,6, 30–60 cm = 8,6, 60–120 cm = 9,2.

Mineralogie [%]

Ein weiterer schwer zu ermittelnder Parameter in PROFILE ist die mineralogische Zusammensetzung der Bodenhorizonte. Diese kann entweder sehr aufwendig gemessen oder anhand der Gesamtelementgehalte im Boden abgeschätzt werden (Fichter et al. 1998a, Houle et al. 2012, Posch & Kurz 2007, Tarrah et al. 2000). Für PROFILE werden zwei Modelle für eine normative Abschätzung der Mineralogie häufig verwendet: (1) das UPPSALA-Modell (Sverdrup & Stjernquist 2002) oder (2) das Modell A2M („Analyses to Minerals“, Posch & Kurz 2007). Für eine Anwendung im Rahmen dieses Projektes erschien A2M besonders geeignet, da sein Einsatz nicht auf bestimmte Regionen oder Minerale beschränkt ist und die Auswahl der Minerale und deren zugehörige Stöchiometrie vom Benutzer festgelegt werden können. Somit kann eine direkte Synchronisation mit der in PROFILE hinterlegten Mineralogie erfolgen. Die Verwendung von A2M setzt Elementgehalte aus Gesamtaufschlüssen voraus. Wenn diese nicht vorlagen, wurden sie mit den in Kapitel 5 beschriebenen Methoden entweder aus Königswasseraufschlüssen berechnet oder aus Informationen zu Geologie und Textur ermittelt. Da an den BZE-Standorten Karbonat-Analysen vorliegen, wurde der Karbonat-Gehalt in A2M als CO_2-Anteil der analytischen Oxidzusammensetzung berücksichtigt. Hierdurch konnten (im Vergleich mit den Sickerwasseraustägen) wesentlich plausiblere Calcium- und Magnesium-Verwitterungsraten, insbesondere auf Dolomitstandorten, erzielt werden. Dieses Modellsystem wurde mit mehreren Kombinationen an Mineralzusammensetzungen getestet. Hierbei stellte sich heraus, dass A2M mit der Standardmineralogie von PROFILE Version 5.1 am stabilsten arbeitet und mit Abstand die größte Anzahl von numerischen Lösungen für die BZE-Punkte lieferte. Entsprechend wurde kein aufwendiges „Mineralselektierungsverfahren“ (z.B. in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein) eingesetzt, sondern die in PROFILE 5.1 hinterlegte Mineralogie 1:1 an A2M übergeben.

Mineralspezifische Verwitterungslimits (BREAKS)

Durch die mineralspezifischen Verwitterungslimits sollen insbesondere natürliche Besonderheiten im Verwitterungsprozess berücksichtigt werden, die durch andere Parametereinstellungen nicht abgebildet werden können. Hohe Konzentrationen eines Elements in der Sickerwasserlösung wirken hierbei reduzierend auf die Zersetzungsraten der Minerale, die das Element enthalten. Wichtig ist eine solche Produkthemmung insbesondere für Kalium, dessen Verwitterungsraten bei Modellierungen mit PROFILE bislang häufig überschätzt wurden (z.B. Houle et al. 2012). Mögliche Ursachen hierfür können z.B. darin liegen, dass sich Kalium-Feldspat durch Oberflächenabdeckung der eigenen Zersetzungsprodukte „schützt" (Arnold 1960). Des Weiteren haben die Untersuchungen von Simonsson et al. (2007, 2009) und Andrist-Rangel et al. (2013) gezeigt, dass die Freisetzung und die Fixierung von Kalium im Boden stark von der Kaliumbilanz des Bodens abhängig sind. Entsprechend scheinen auch die Konzentrationen in der Bodenlösung einen entscheidenden Einfluss für die weitere Mineralauflösung zu haben (Simonsson et al. 2009). Vor dem Hintergrund der vorab beschriebenen Besonderheiten wurden für die kaliumreichen Mineralien (K-Feldspat, Biotit, Muskovit, Vermiculite) entsprechend hohe Breaks (100) für die Kaliumverwitterung gesetzt. Bei Calcit und Dolomit wurde entsprechend für Calcium und Magnesium verfahren.

Mineralkinetische Parameter

Die Mineralkinetik wurde mit einer Ausnahme unverändert von der Originalversion übernommen. Die Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten für die CO_2-Reaktion wurden für alle Mineralien mit Ausnahme von Calcit und Dolomit auf 20 gesetzt. Dieses geschieht vor folgendem Hintergrund: In anderen Verwitterungsmodellen, wie z.B. WITCH (Godderis et al. 2006) wird der Einfluss von CO_2 nicht berücksichtigt, da unter anderem die Untersuchungen von Golubev et al. (2005) gezeigt haben, dass von dieser Reaktion kein Einfluss auf die Silikatverwitterungsraten ausgeht. Auch Brantly (2008) weist darauf hin, dass es sich bei dem CO_2-Effekt um keinen direkten Effekt, sondern eher um einen indirekten Effekt über den pH-Wert handelt. Bei Versuchen mit den Mineralien Augit und Anorthit bei pH 4 veränderte sich die Verwitterungsrate nicht in Abhängigkeit vom CO_2-Partialdruck (Brady & Carroll 1994). Entsprechendes gilt auch für die Lösungsraten bei Böden aus vulkanischen Gesteinen bei geringen pH-Werten (Brantly 2008). Stephens (2002) kommt in ihrer Arbeit zu folgendem Schluss: „the inclusion of a direct CO_2 dependence in a widely used soil chemistry model, PROFILE, may be perpetuating confusion on this issue. Erroneous conclusions in future model applications could result if this relationship is not removed from the PROFILE model".

6.2.1.2 Verwitterungsraten nach dem Critical Loads Manual (Posch et al. 2015)

Dieser Modellansatz geht von der Annahme aus, dass die Verwitterungsrate basischer Kationen im Wesentlichen vom Ausgangsgestein, der Bodentextur und der Temperatur abhängig ist. Diese drei Informationen können aus den BZE-Daten relativ einfach abgeleitet werden. Hierbei berechnet sich die Verwitterungsrate der basischen Kationen (BC_w in mol_c ha^{-1} a^{-1}) nach:

$$BC_w = z \cdot 500 \cdot (WRc - 0{,}5) \cdot exp\frac{A}{281} - \frac{A}{273 + T} \quad (6.5)$$

wobei WRc die Klasse der Verwitterungsrate beschreibt (Tab. 6.3), T (°C) die durchschnittliche (Boden-)Temperatur, z die Schichttiefe [m] und A der Quotient aus Aktivierungsenergie und idealer Gaskonstante (= 3600 K) ist.

Entsprechend ist eine Zuordnung des Substrates in die Ausgangsgesteinsgruppen und die Bildung der Texturklassen anhand des Ton- und Sandgehaltes notwendig. Erstgenannte kann über Tab. 6.3 erfolgen. Man sieht jedoch, dass die Zuordnung zu den jeweiligen Gesteinsgruppen über das Ausgangsgestein nicht immer eindeutig ist (vgl. Tonschiefer, Grauwacke usw.). Des Weiteren gibt es viele Gesteine, die in der Tabelle nicht aufgeführt sind. Es besteht zwar die Möglichkeit, die Ausgangsgesteinsgruppen über den Bodentyp abzuleiten (vgl. Spranger et al. 2004, Nagel et al. 2004), dieses hat jedoch den Nachteil, dass eine schichtbezogene Berechnung der Verwitterungsraten über Textur und Gestein (bei Wechseln im Profil) nicht möglich ist. Entsprechend wurde bei der Umsetzung des Verfahrens auf die BZE-Punkte in Anlehnung an Koseva et al. (2010) versucht, die pedochemische Situation zu berücksichtigen und als ein weiteres Kriterium zur Unterscheidung zwischen den Gruppen heranzuziehen. Da die Mg^{2+}- und Ca^{2+}-Gehalte ein hervortretendes Trophiemerkmal von Böden sind (Schröder & Fiedler 1975), wurde die Summe dieser beiden Elemente aus den Gesamtaufschlüssen für die Klassifizierung verwendet (< 1,2 % = sauer, 1,2–1,8 % = intermediär und > 1,8 % = basisch). Die Klassenbreiten wurden so gewählt, dass der Median des jeweiligen Gesteines die petrographische Klassifikation aus Tab. 6.3 gut widerspiegelt. Die Tabelle zeigt weiterhin, dass die Gesteinsgruppierung eine geringere Bedeutung als die Textur aufweist.

Tab. 6.3: Ermittlung von Klassen der Verwitterungsraten (Posch et al. 2015 und Spranger et al. 2004).

Ausgangsgesteinsgruppe	**Texturklasse**				
	1	**2**	**3**	**4**	**5**
Sauer: Sand(steine), Schutt, Granit, Quarzit, Gneis (Schiefer, Tonschiefer, Grauwacke, Geschiebelehme)	1	3	3	6	6
Intermediär: Granodiorite, Löss, Fluss- und Meeresablagerungen (Schiefer, Tonschiefer, Grauwacke, Geschiebelehme)	2	4	4	6	6
Basisch: Gabbro, Basalt, Dolomit, basische Magmatite	2	5	5	6	6
Organisch	1				
Karbonatisch	20				

Die Texturklasse kann mit Hilfe von Tab. 6.4 ermittelt werden. Im Critical Loads Manual sind jedoch keine Hinweise zu finden, wie mit dem Skelettgehalt umzugehen ist. Auch Starr et al. (1998, 2014) weisen auf das Problem von Skelettkorrekturen bei zu ermittelnden Verwitterungsraten hin. Von Spranger & Nagel (2003) erfolgte die Berücksichtigung durch Berechnung des effektiven Tongehaltes (T_{eff}) aus dem Tongehalt (T) anhand des Skelettgehaltes (SK) in Volumen-%:

$$T_{eff} = T \cdot (1 - \frac{SK}{100}) \quad (6.6)$$

Da in der Tab. 6.2 im Unterschied zu Vorgängerversionen sowohl Sand- als auch Tongehalte berücksichtigt werden, wurde erst als abschließender Berechnungsschritt für die schichtbezogenen Verwitterungsraten (BC_W) eine Korrektur (cor) über den Skelettgehalt (SK) durchgeführt:

$$BC_{wcor} = BC_w \cdot (1 - \frac{SK}{100}) \quad (6.7)$$

Tab. 6.4: Ableitung von Texturklassen anhand des Ton- und Sandgehaltes (Spranger et al. 2004).

Texturklasse	Name	Ton [%]	Sand [%]
1	grob	< 18	≥ 65
2	mittel	≥ 18	> 65
3	mittel	< 35	> 15
3	mittel bis fein	< 35	< 15
4	fein	≥ 35 und < 60	entfällt
5	sehr fein	≥ 60	entfällt

6.2.1.3 Abschätzung der Verwitterungsraten nach von Wilpert et al. (2011)

Dieser Ansatz zielt insbesondere auf eine praxisnahe und schnelle Umsetzbarkeit ab. Bei dem Verfahren wird unterstellt, „dass die an den Austauschern im unteren Bereich des Bodens sorbierte Menge an basischen Kationen, stark vereinfachend betrachtet, in proportionalem Zusammenhang zu der Freisetzungsrate dieser Elemente aus primären Mineralen steht“ (von Wilpert et al. 2011). Anhand von Informationen zur Basensättigung werden die Basenfreisetzungsraten proportional zur angenommenen Wertespanne von 0 bis 2,5 $kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$ skaliert. Dieser Wertebereich ergibt sich nach von Wilpert et al. (2011) aus Literaturangaben zu den Größenordnungen von Verwitterungsraten. In einem letzten Arbeitsschritt wird die sich so ergebende Verwitterungsrate entsprechend den Elementrelationen in der Austauscherbelegung auf die Elemente Calcium, Magnesium und Kalium aufgeteilt. Dieser Ansatz ist erstmals in der „Oberschwaben-Studie“ (von Wilpert et al. 2011) angewendet worden. Die bundesweite Übertragbarkeit sollte durch weitere Modellanwendungen in anderen Regionen und den Vergleich mit anderen Methoden überprüft werden. Eine Anwendung auf karbonathaltige Böden erscheint aufgrund ihrer hohen Raten (bis zu 20 $kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$) schwierig (vgl. Eggenberger & Kurz 2000, Posch et al. 2015).

6.2.1.4 Abschätzung der Verwitterungsraten nach Riek et al. (2015)

Riek et al. (2015) verwenden als Ausgangspunkt für ihre Abschätzungen für BZE-Bodenprofile exemplarische Modellierungen mit dem Modell PROFILE. Die Übertragung der Einzelergebnisse auf die BZE-Standorte in Brandenburg erfolgte in Anlehnung an von Wilpert et al. (2011) durch lineare Interpolation zwischen den minimal (0,25 $kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$ für Flugsand) und maximal (2,5 $kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$ für Geschiebelehm) zu erwartenden Verwitterungsraten mit Hilfe des austauschbaren Vorrats basischer Kationen im Unterboden. Im Unterschied zu von Wilpert et al. (2011) erfolgt die Aufteilung der Gesamtverwitterungsraten auf die einzelnen Elemente anhand der entsprechenden Elementrelationen der Gesamtgehalte

im Boden. Ein solches Vorgehen dürfte insbesondere hinsichtlich der Kaliumverwitterungsraten zu völlig unterschiedlichen Ergebnissen führen. Um die Vergleichbarkeit zwischen diesen beiden Ansätzen zu erhöhen, wurde für beide Ansätze zunächst die Verwitterungsrate an basischen Kationen über die Skalierung durch die Basensättigung ermittelt und anschließend die Elementaufteilung durchgeführt. Somit wurde die Skalierung nicht wie bei Riek et al. (2015) beschrieben über den austauschbaren Vorrat basischer Kationen, sondern über die Basensättigung vorgenommen.

6.2.2 Literaturstudie zu Verwitterungsraten

Auf Grundlage von vorausgegangenen Literatur-Reviews von Klaminder et al. (2011), Langan et al. (1995, 2001), Ouimet & Duchesne (2005) und Sverdrup & Warfvinge (1995), aber auch zahlreicher weiterer Veröffentlichungen (Bain et al. 1994, 1995, 2001, Clayton & Megahan 1986, de Vries et al. 1994, Duan et al. 2002, Duchesne & Houle 2008, Dultz 2001, Egli et al. 2008, Fichter et al. 1998b, Jönsson et al. 1995b, Kirkwood & Nesbitt 1991, Koptsik et al. 1999, Langan et al. 1996, Lelong et al. 1990, Malessa & Ahrends 2001, Melkerud et al. 2003, Meesenburg 2005, Müller & Waldeck 2011, Nezat et al. 2004, Olsson & Melkerud 2000, Rademacher et al. 1999, Schaller et al. 2010, Starr et al. 1998, 2014, Starr & Lindroos 2006, Tarrah et al. 1990, Taylor & Blum 1995, Thornton 2001, Tominaga et al. 2010, van der Salm 2001, Watmough & Dillon 2003, Watmough et al. 2005) wurden Angaben zu Verwitterungsraten vorwiegend aus Europa und Nordamerika zusammengestellt. Wenn möglich, wurden aus den Studien auch Angaben zur Bilanzierungstiefe, Methodik und Geologie mit aufgenommen. Es muss an dieser Stelle klar hervorgehoben werden, dass auch zahlreiche Studien mit PROFILE-Modellierungen in die Zusammenstellung aufgenommen wurden. Folglich geht es bei dem Vergleich nicht nur um eine Prüfung des Modells PROFILE, sondern auch darum, ob andere Studien mit anderen Parametrisierungen und gemessenen Eingangsdaten (z.B. Mineralanalysen) zu vergleichbaren Ergebnissen gekommen sind.

6.3 Ergebnisse

Karten mit den elementspezifischen Verwitterungsraten für jeden BZE-Punkt sind in Kapitel 9 zu finden. Daher sollen an dieser Stelle vorwiegend die Verwitterungsraten übergreifend und gesteinsspezifisch ausgewertet und beschrieben werden. Tab. 6.5 zeigt zunächst die deskriptive Statistik für alle BZE-Standorte in Deutschland.

Beim Vergleich der verschiedenen Methoden sind die erheblichen Unterschiede insbesondere bei sehr hohen Verwitterungsraten augenscheinlich. Dieses liegt an der unterschiedlichen Betrachtung von Karbonat-Standorten. Während im Critical Load Manual (CL-Ansatz) empfohlen wird, für karbonathaltige Böden die Verwitterungsklasse 20 ($\approx 10\ kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$) anzunehmen, erhalten bei von Wilpert et al. (2011) kalkhaltige Substrate ein Maximum von $2{,}5\ kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$. Die mit PROFILE ermittelten Verwitterungsraten übersteigen die mit dem CL-Ansatz ermittelten erheblich, liegen aber in einer mit anderen

Untersuchungen vergleichbaren Größenordnung (0,013 bis 25 $kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$; Eggenberger & Kurz 2000).

Tab. 6.5: Median, Mittelwert und Quantile der Verwitterungsraten für Calcium, Magnesium, Kalium und Natrium und der Summe an basischen Kationen (BC) an den BZE-II-Punkten mit unterschiedlichen Methoden berechnet und Ergebnisse einer Literaturauswertung. PRO: PROFILE, WIL: Ansatz von von Wilpert et al. (2011), RIE: Ansatz von Riek et al. (2015), CL: Critical Loads (Posch et al. 2015), LIT: Literaturauswertung, ME: Methode, MW: Mittelwert. Die LIT-Angaben stammen von anderen Standorten und sind deshalb nicht direkt mit denen der BZE-Standorte vergleichbar.

Element	ME	5 %	25 %	50 %	75 %	95 %	MW	Anzahl	Einheit
BC	PRO	0,17	0,42	0,97	2,08	12,69	3,11	1424	$kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$
	WIL	0,10	0,22	0,53	1,62	2,50	0,94	1854	
	CL	0,13	0,24	0,76	1,41	5,63	1,31	1766	
	LIT	0,10	0,28	0,50	0,80	1,79	0,71	480	
Ca^{2+}	PRO	0,83	2,02	4,05	7,21	175,40	35,33	1424	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
	WIL	0,45	1,77	5,91	22,8	45,98	13,44	1854	
	RIE	0,09	0,32	0,88	3,50	29,93	4,86	1854	
	LIT	0,07	1,00	2,51	5,76	22,80	5,79	226	
Mg^{2+}	PRO	0,34	1,62	3,57	7,00	28,48	9,68	1424	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
	WILL	0,04	0,42	1,09	2,96	9,19	2,31	1854	
	RIE	0,05	0,20	0,61	2,45	7,96	1,88	1854	
	LIT	0,22	0,72	1,43	2,65	6,16	2,14	210	
K^{+}	PRO	0,74	2,27	5,74	10,97	19,93	7,44	1424	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
	WILL	0,5?	1,34	1,89	2,58	4,20	2,13	1854	
	RIE	1,10	3,60	7,81	18,77	37,62	12,48	1854	
	LIT	0,31	1,40	2,61	4,76	12,31	3,94	212	
Na^{+}	PRO	0,76	1,98	5,26	11,93	24,66	8,22	1424	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
	WILL	0,00	0,18	0,38	0,62	1,47	0,50	1854	
	RIE	0,21	0,64	1,38	3,39	8,58	2,50	1854	
	LIT	0,08	1,09	2,70	4,60	12,48	3,65	192	

Um die Ergebnisse der verschiedenen Methoden vergleichbarer zu machen, wurden alle Standorte mit karbonatführenden Böden (vgl. Kapitel 9) bei der deskriptiven Analyse ausgeschlossen (Tab. 6.6).

Die Untergruppe ohne karbonatführende Böden zeigt, dass die verschiedenen Ansätze jetzt wesentlich vergleichbarere Verwitterungsraten liefern. Dies gilt insbesondere für die PROFILE- und die CL-Modellierungen. Wesentlich differenzierter sieht es jedoch bei einer elementspezifischen Betrachtung aus. Für Calcium ergeben PROFILE (PRO) und von Wilpert et al. (2011) (WIL), insbesondere im Bereich der geringeren Verwitterungsraten, vergleichbare Größenordnungen. Anders sieht es jedoch beim Magnesium aus. Hier liefert WIL deutlich abweichende Raten. Dies mag mit der Verwendung der Austauscherbelegung zur elementspezifischen Differenzierung zusammenhängen. Magnesiumionen sind im Boden mobiler als Aluminium und Calcium und werden dementsprechend leichter mit dem Sickerwasser ausgetragen. Damit ist der Magnesiumanteil am Austauscher gegenüber den mengenmäßig ebenfalls bedeutsamen Aluminium- und Calciumionen im Vergleich zum Anteil im Bodenwasser reduziert und spiegelt das Verwitterungsverhältnis der basischen Kationen nicht mehr korrekt wider. Entsprechend ist es wahrscheinlich, dass der Ansatz WIL zu einer Unterschätzung der Mg-Verwitterungsraten führt.

Tab. 6.6: Median, Mittelwert und Quantile der Verwitterungsraten für Calcium, Magnesium, Kalium und Natrium und der Summe an basische Kationen (BC) an den BZE-II-Punkten ohne karbonatführende Böden mit unterschiedlichen Methoden berechnet und Ergebnisse einer Literaturauswertung. Codierung der Methoden siehe Tab. 6.5.

Element	ME	5 %	25 %	50 %	75 %	95 %	MW	Anzahl	Einheit
BC	PRO	0,17	0,37	0,79	1,54	2,91	1,09	1214	$kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$
	WIL	0,09	0,19	0,38	0,90	2,01	0,64	1369	
	CL	0,12	0,24	0,59	1,10	1,88	0,73	1359	
	LIT	0,10	0,28	0,50	0,80	1,79	0,71	480	
Ca^{2+}	PRO	0,73	1,81	3,33	5,56	9,69	4,20	1214	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
	WIL	0,40	1,43	3,76	10,90	29,01	7,97	1369	
	RIE	0,10	0,29	0,65	1,60	6,27	1,59	1369	
	LIT	0,07	1,00	2,51	5,76	22,80	5,79	226	
Mg^{2+}	PRO	0,62	1,47	3,00	5,46	11,71	4,22	1214	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
	WILL	0,03	0,36	0,96	2,56	6,84	1,93	1369	
	RIE	0,05	0,18	0,42	1,54	5,15	1,31	1369	
	LIT	0,22	0,72	1,43	2,65	6,16	2,14	210	
K^{+}	PRO	0,74	2,07	5,44	10,61	19,70	7,22	1214	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
	WILL	0,68	1,45	2,03	2,65	4,40	2,26	1369	
	RIE	1,33	3,52	7,24	16,70	35,70	11,64	1369	
	LIT	0,31	1,40	2,61	4,76	12,31	3,94	212	
Na^{+}	PRO	0,76	1,86	4,85	11,96	24,73	8,07	1214	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
	WILL	0,00	0,24	0,41	0,67	1,52	0,54	1369	
	RIE	0,25	0,64	1,35	3,27	8,64	2,46	1369	
	LIT	0,08	1,09	2,70	4,60	12,48	3,65	192	

Ein vergleichbares Problem scheint es bei der Skalierung anhand der Gesamtgehalte nach Riek et al. (2015) (RIE) zu geben. Hier sind die Kaliumgehalte der Gesamtaufschlüsse um ein Vielfaches höher als die Ca^{2+}- und Mg^{2+}-Gehalte, sodass die K^{+}-Verwitterungsraten auffällig hoch sind (vgl. auch die Sickerwasseraustäge in Kapitel 8). Auch Riek et al. (2015) stellen fest, dass ihr Verfahren für Calcium und Magnesium zu akzeptablen Übereinstimmungen mit PROFILE-Modellierungen kommt, für Kalium aber deutlich höhere Werte ermittelt werden (6–15 $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$). Es muss aber auch in diesem Zusammenhang noch einmal hervorgehoben werden, dass der RIE-Ansatz im Nordostdeutschen Tiefland angewendet wurde und vorwiegend zur Differenzierung zwischen Geschiebesanden und -lehmen diente. Wegen erheblicher Unterschiede in der mineralogischen Zusammensetzung zwischen den verschiedenen Korngrößenfraktionen ist der K^{+}-Gehalt des Feinbodens stark von der Korngrößenzusammensetzung abhängig. Dementsprechend liegt der K^{+}-Gehalt der Korngrößenfraktionen von Böden aus Geschiebelehm deutlich über dem von Böden aus glazialen Sanden (Dultz 2000). Entsprechend mag der Ansatz für die Differenzierung zwischen Geschiebesand und Geschiebelehm wesentlich besser geeignet sein als für die gesamte Substratvielfalt in Deutschland. Durch die Differenzierung über die Gesamtgehalte fallen bei hohen K^{+}-Raten die Ca^{2+}- und Mg^{2+}-Raten entsprechend gering aus und liefern im Mittel die geringsten Werte von allen vorgestellten Verfahren.

Die Angaben aus der Literatur sind in die Tab. 6.5 und in Tab. 6.6 nur als Datenübersicht aufgenommen worden. Von einem direkten Vergleich mit den anderen Verfahren ist unbedingt abzusehen, da sie einer Grundgesamtheit mit einer völlig anderen Gesteinsverteilung entstammen (Abb. 6.1).

Um die Datenquellen durch eine gesteinsspezifische Betrachtung vergleichbarer zu machen, wurde die in der BZE-Datenbank hinterlegte Klassifikation nach Grüneberg et al. (2014) auf den Datensatz angewendet. Die Beschreibung der Substratgruppen kann Tab. 6.7 entnommen werden.

Tab. 6.7: Substratgruppen (G) der BZE II mit Anzahl der Plots (n) (Steinicke et al. 2016).

G	Beschreibung	n
1	Böden aus nährstoffarmen Sanden	205
2	Böden aus sandigen bis lehmigen Terrassen- oder Flussablagerungen	96
3	Böden aus kalkhaltigen, lehmig-tonigen Terrassen- oder Flussablagerungen	35
4	Böden aus sandig-lehmigen Deckschichten über Geschiebelehm	99
5	Böden aus sandigen Deckschichten über Geschiebelehm	92
6	Böden aus nährstoffreichen Sanden	50
7	Böden der Lössgebiete	121
8	Böden aus Hangschutt über Kalk-, Mergel- und Dolomitgesteinen über schluffig-tonigen Umlagerungsprodukten	115
9	Böden aus Umlagerungsprodukten der Kalk-, Mergel- und Dolomitstein-Verwitterung	45
10	Böden aus Mergel- und Tongestein und kalkhaltige Schotter	81
11	Böden aus basischen und intermediären magmatischen Gesteinen	54
12	Böden aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	183
13	Böden aus harten Ton- und Schluffschiefern	269
14	Böden aus basenarmen Quarziten, Sandsteinen und Konglomeraten	279
15	Böden im engräumigen Wechsel aus Grauwacken, Tonschiefer, Kalkstein, Sand-Schluff- und Tonsteinen sowie Lösslehm	40
16	Hochgebirgsböden	23
17	Moore	19
99	Sonstige	10

Abb. 6.1 zeigt, dass die gesteinsspezifische Verteilung der Literaturstudien von der Verteilung der BZE-Punkte in Deutschland erheblich abweicht. Die überwiegende Anzahl an Untersuchungen entfällt auf die Substratgruppe 12. Dieses ist nicht überraschend, da Granite, Granodiorite und Gneise einen hohen Anteil an dem Gesteinsbestand der Erdkruste haben (Schachtschabel et al. 1998) und versauerungsempfindliche Gesteine eher Gegenstand von Verwitterungsstudien sind, als basische Gesteine. Aufgrund dieser Ungleichverteilung muss nochmals darauf hingewiesen werden, dass von einer direkten Gegenüberstellung der statistischen Kenngrößen der Literaturstudie mit den anderen Methoden Tab. 6.5 und Tab. 6.6 unbedingt abgesehen werden sollte, da die Ungleichverteilung leicht zu Fehlinterpretationen führen kann. Entsprechend erfolgt ein Vergleich der ermittelten Verwitterungsraten mit den Angaben aus der Literatur nur gesteinsspezifisch innerhalb der Substratgruppen, die einen hohen Anteil am BZE-Datensatz einnehmen und gleichzeitig mit einer großen Anzahl an Literaturstudien verglichen werden können. Dieses betrifft die Gruppen G1, G7, G11, G12, G13 und G14. Diese sechs Substratgruppen umfassen über 60 % der BZE-Punkte und 95 % der Literaturstudien (vgl. Abb. 6.1). Bei den Literaturstudien ist weiterhin zu beachten, dass sie z.T. sehr unterschiedliche Methoden umfassen und die Anteile der Methoden auch innerhalb der einzelnen Substratgruppen noch einmal deutlich variieren können.

Für drei Obergruppen der Ausgangsgesteinsgliederung nach der BZE-Arbeitsanleitung (BMELV 2006) liefert Abb. 6.2 einen Überblick über die verwendeten Methoden und deren Ergebnisse. Die überwiegende Anzahl der Methoden kommt zu relativ vergleichbaren Er-

gebnissen. Zwei Verfahren sind hiervon bei den Ausgangsgesteinen „saure magmatische Festgesteine“ und „karbonatfreie silikatische Gesteine“ ausgenommen. Hierbei handelt sich um die Input-Output-Bilanzen (IOB) und Labormethoden (LABOR). Erstgenannte haben zwei wesentliche Probleme bei der Vergleichbarkeit mit den anderen Methoden. Zum einen gelten sie häufig für unterschiedliche Bezugstiefen und zum anderen wird bei der Ermittlung der Verwitterung auch eine Veränderung der Austauscherbelegung des jeweiligen Bilanzierungsraumes mit erfasst. Entsprechend kann vermutet werden, dass ein solcher Effekt z.B. bei Sandsteinen mit ihren sehr mächtigen Verwitterungsdecken (Malessa et al. 2001) besonders ausgeprägt ist (vgl. Abb. 6.2 Mitte). Hinsichtlich der Laborversuche haben die Arbeiten von Swoboda-Colberg & Drever (1993), van der Salm (2001) und White & Brantley (2003) gezeigt, dass im Labor ermittelte Verwitterungsraten häufig um ein Vielfaches über den anderen Ansätzen liegen und untereinander widersprüchlich sind (Sverdrup et al. 1996). Demnach wird deutlich, dass die vorliegende Literaturzusammenstellung immer nur grobe Hinweise über die zu erwartenden Variabilitäten und Größenordnungen nach dem aktuellen Stand der Forschung liefern kann.

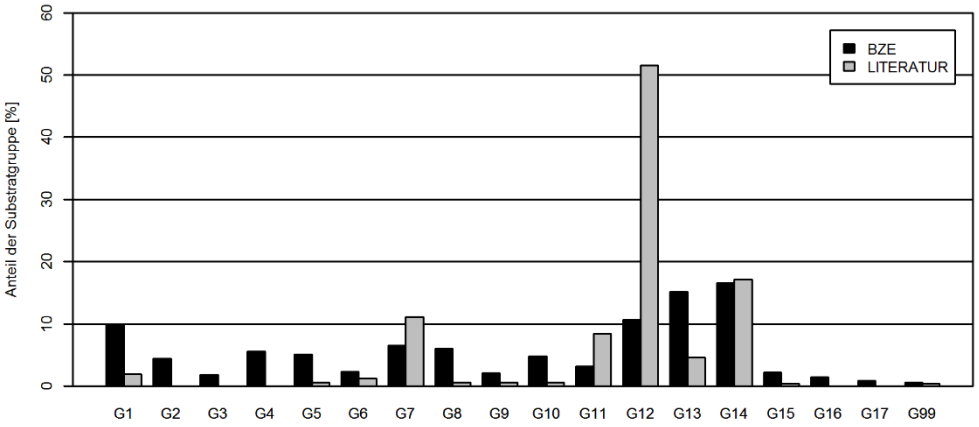


Abb. 6.1: Anteil der Substratgruppen nach Grüneberg et al. (2014) an den BZE-Punkten und der Literaturauswertung zu Verwitterungsraten unterschiedlicher Ausgangsgesteine.

Die für den Methodenvergleich ausgewählten Gesteinsgruppen (G1, G7, G11, G12, G13, G14) wurden in den Abb. 6.3 bis Abb. 6.5 nach abnehmender Basensättigung angeordnet. Bei den **basischen Kationen** ist zusätzlich der Ansatz nach Critical Loads aufgeführt. Dafür wurde der Ansatz nach Riek et al. (2015) nicht dargestellt (hier methodisch identische Werte mit dem Ansatz nach von Wilpert 2011, vgl. Kapitel 6.2.1.4). Für die BC zeigen sich in allen Substratgruppen hohe Verwitterungsraten der PROFILE-Modellierungen im Vergleich zu den anderen Methoden. Die geringsten Unterschiede bestehen zu den Verwitterungsraten nach dem Critical-Loads-Ansatz. Die etwas höheren Verwitterungsraten von PRO gegenüber CL lassen sich durch die auffällig hohen Na^+-Raten erklären. Möglich ist, dass es durch die Unsicherheiten bei der Umrechnung von Königswasseraufschlüssen in Gesamtgehalte bei Natrium (vgl. Kapitel 5) zu deutlich höheren Na^+-Verwitterungsraten kommt, wovon jedoch die anderen Elemente nicht so stark betroffen zu sein scheinen. Die

deutlichsten methodisch bedingten Unterschiede zeigen sich bei den Böden der Lössgebiete.

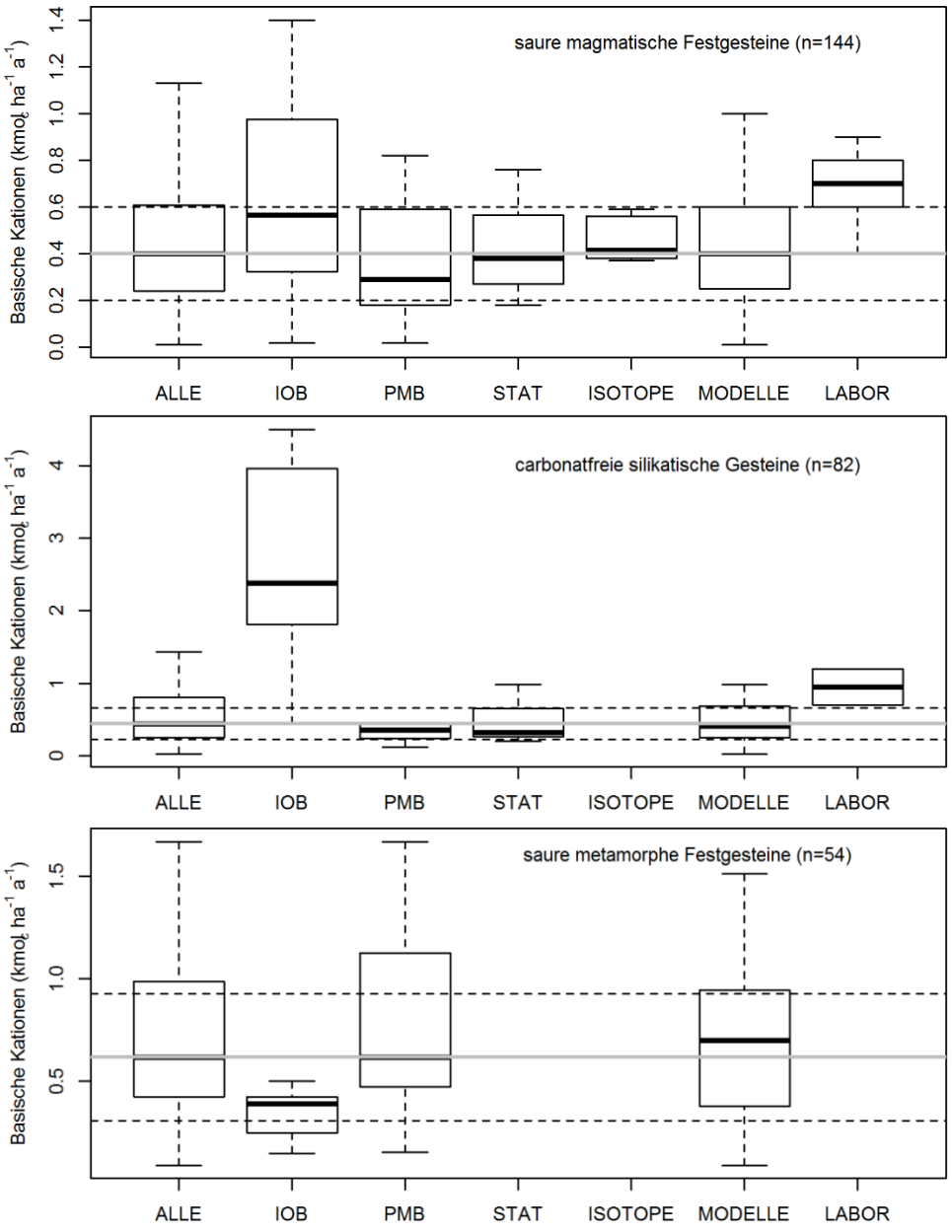


Abb. 6.2: Verwitterungsraten verschiedener Methoden für drei Gesteinsgruppen. IOB: Input-Output-Bilanzen, PMB: Profilbilanzmethoden überwiegend mit Zr oder Ti, STAT: statistische Methoden, z.B. Olsson et al. (1993), ISOTOPE: Isotope, MODELLE: PROFILE & Magic, LABOR: Labormethoden. Die graue Linie kennzeichnet den Median aller Methoden und die gestrichelten Linien eine 50 %ige Abweichung vom Median.

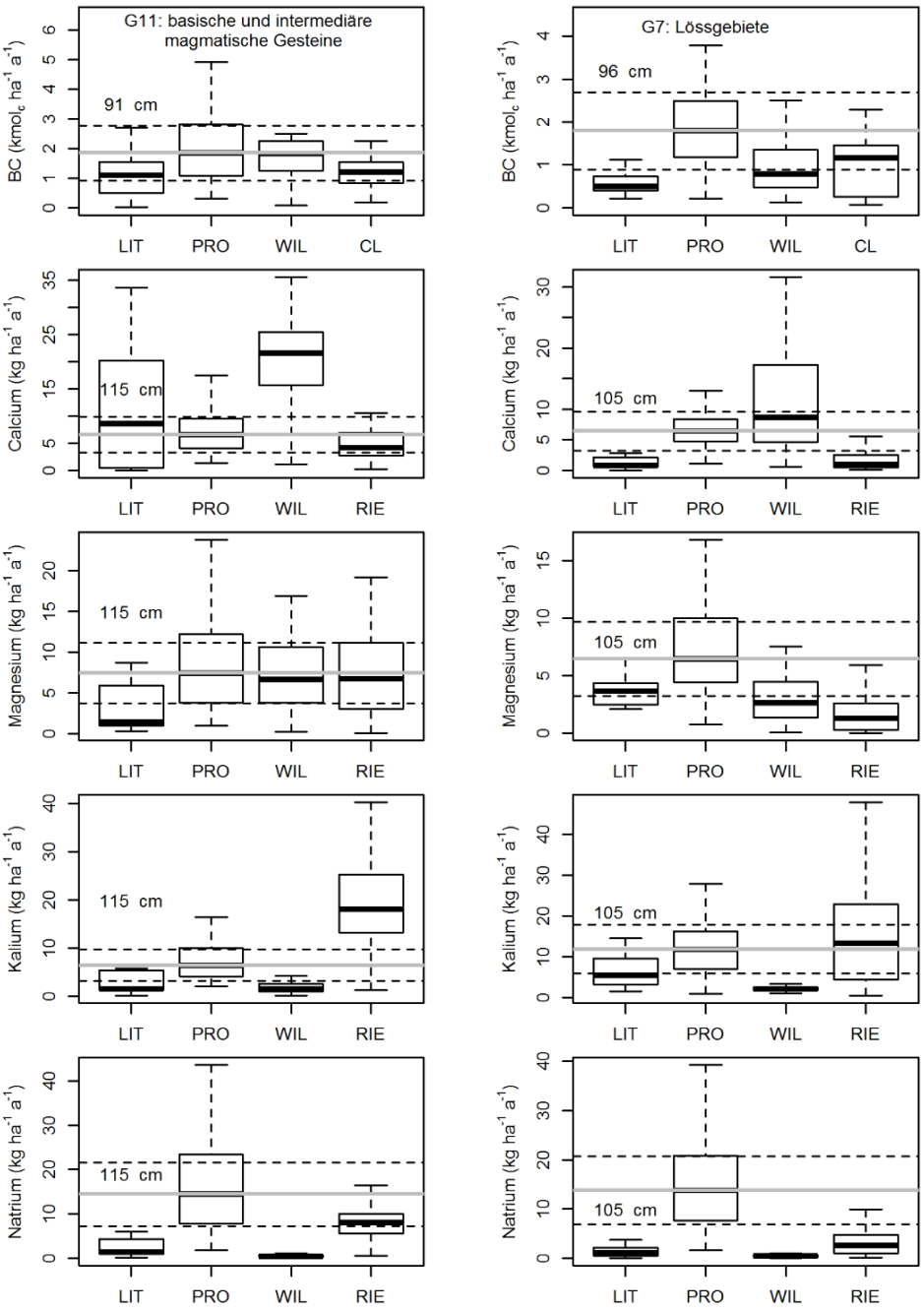


Abb. 6.3: Verwitterungsraten verschiedener Methoden für die BZE-Punkte der Substratgruppe „basische und intermediäre Magmatite“ (l.) und Böden der „Lössgebiete“ (r.). Die graue Linie kennzeichnet den Median der PROFILE-Modellierungen und die gestrichelten Linien eine 50 %ige Abweichung vom Median. Die cm-Angaben kennzeichnen die betrachtete Tiefe. PRO: PROFILE; WIL: Ansatz von von Wilpert et al. (2011); RIE: Ansatz von Riek et al. (2015); LIT: Literatur; CL: Critical Loads (Posch et al. 2015).

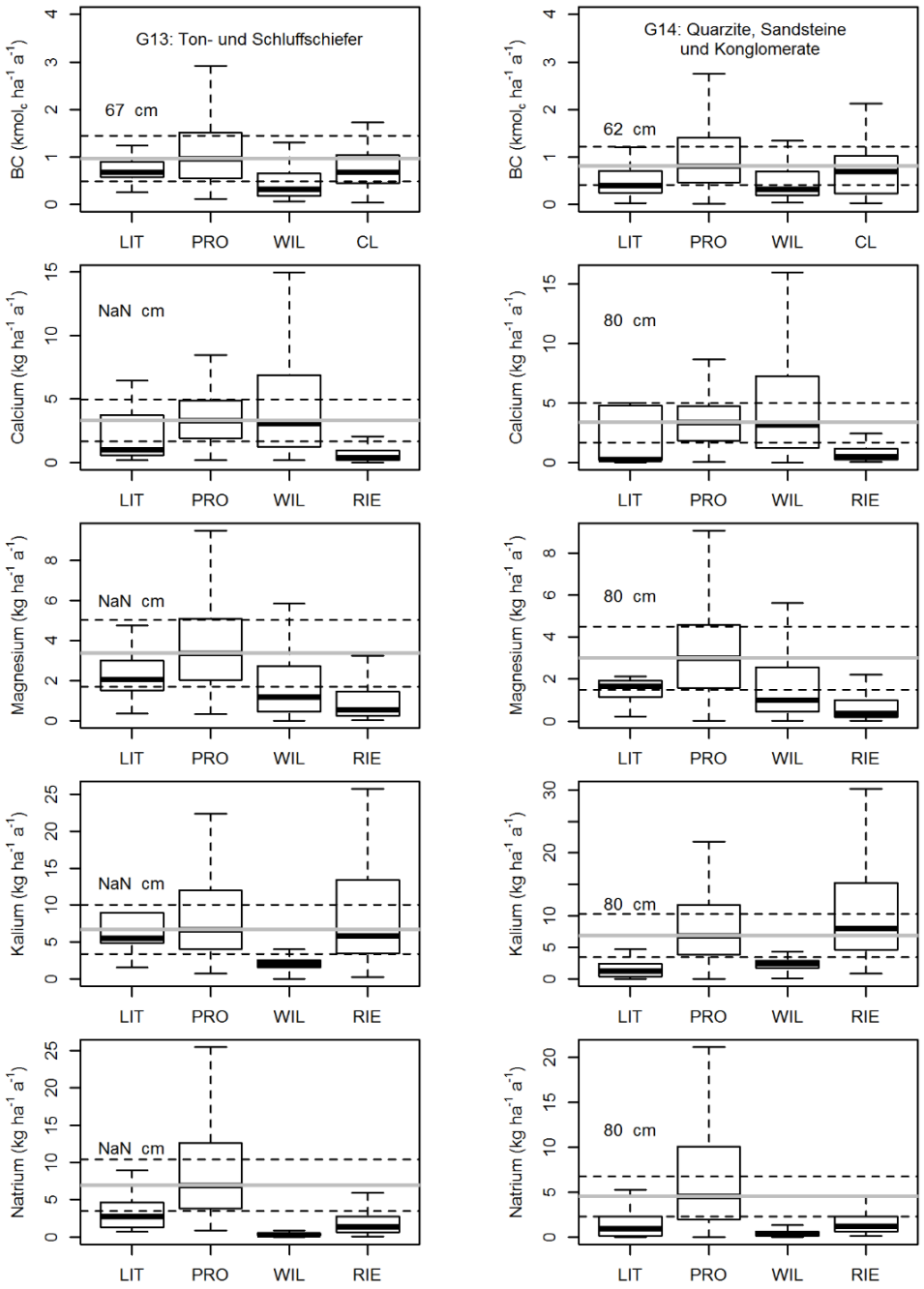


Abb. 6.4: Verwitterungsraten verschiedener Methoden für die BZE-Punkte der Substratgruppe „Ton- & Schluffschiefer“ (l.) und „Quarzite, Sandsteine und Konglomerate“ (r.). Die graue Linie kennzeichnet den Median der PROFILE-Modellierungen und die gestrichelten Linien eine 50 %ige Abweichung vom Median. Die cm-Angaben kennzeichnen die betrachtete Tiefe, NaN: keine Angabe zur Bezugstiefe. PRO: PROFILE; WIL: Ansatz von von Wilpert et al. (2011); RIE: Ansatz von Riek et al. (2015); LIT: Literatur; CL: Critical Loads (Posch et al. 2015).

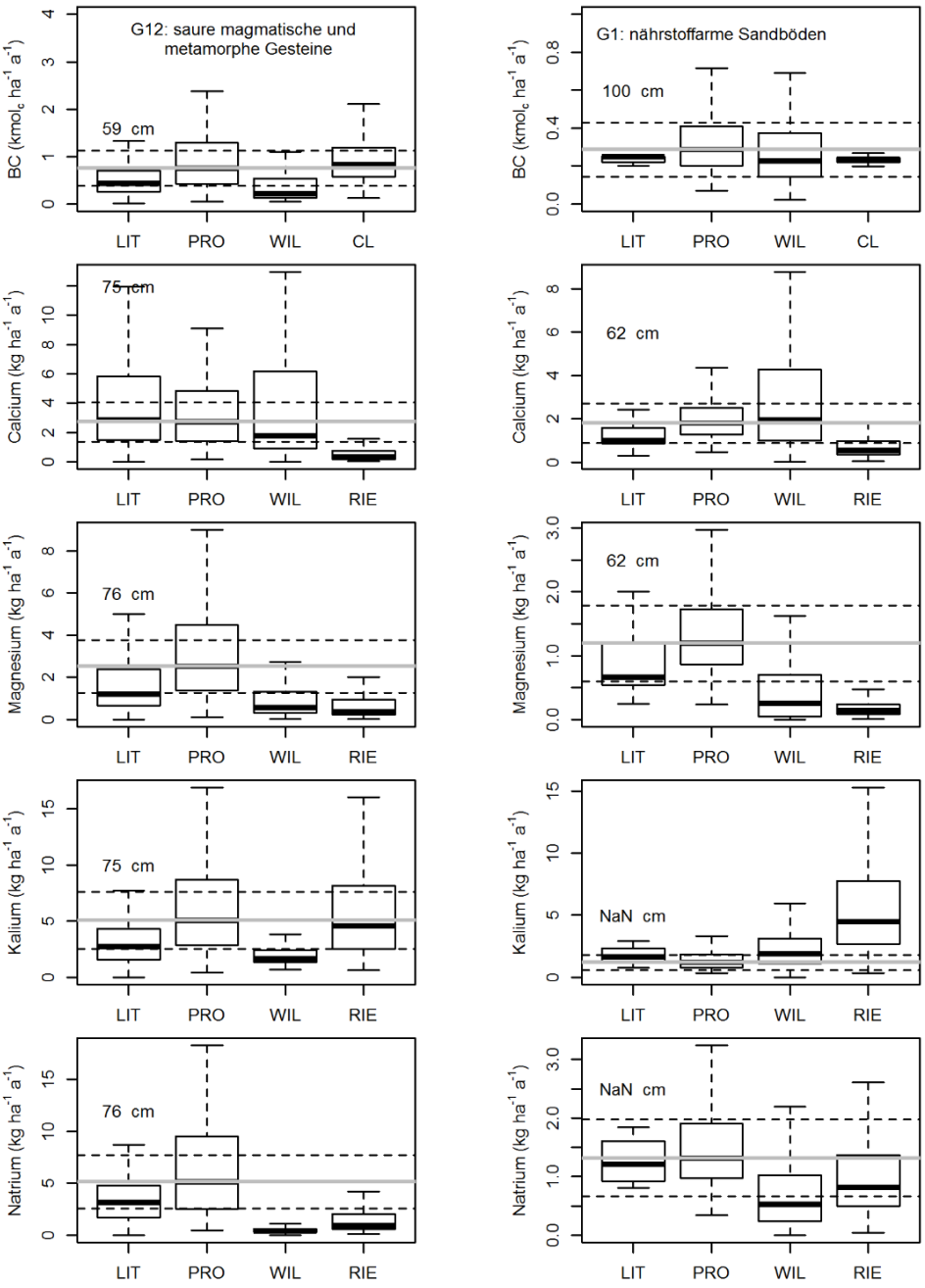


Abb. 6.5: Verwitterungsraten verschiedener Methoden für die BZE-Punkte der Substratgruppe „saure magmatische und metamorphe Gesteine“ (l.) und „nährstoffarme Sandböden“ (r.). Die graue Linie kennzeichnet den Median der PROFILE-Modellierungen und die gestrichelten Linien eine 50 %ige Abweichung vom Median. Die cm-Angaben kennzeichnen die betrachtete Tiefe, NaN: keine Angabe zur Bezugstiefe. PRO: PROFILE; WIL: Ansatz von von Wilpert et al. (2011); RIE: Ansatz von Riek et al. (2015); LIT: Literatur; CL: Critical Loads (Posch et al. 2015).

Insbesondere die Verwitterungsraten aus der Literatur (LIT) sind sehr gering. Dies deutet darauf hin, dass es sich bei dieser Substratgruppe (G7) erwartungsgemäß um eine sehr heterogene Gruppe hinsichtlich des Basenangebotes und der Versauerungstiefe handelt. Entsprechend kann die Vergleichbarkeit zu den Literaturangaben eingeschränkt sein. Auf sehr basenreichen und sehr basenarmen Substraten liefern PRO und CL auch vergleichbare Ergebnisse zu WIL. Das obere und untere Quantil liegt innerhalb des 50 % Unsicherheitsbereiches des Medians der PROFILE-Modellierung. Bei Böden mit mittlerer Basenversorgung zeigt WIL jedoch sehr niedrige Werte, die teilweise auch noch deutlich unter den Literaturangaben (G12, G13) liegen.

Bei den **Calcium**-Verwitterungsraten sind die Angaben von PRO nur für die G11 und G12 gut mit den Literaturangaben vergleichbar. Bei letztgenannten Raten ist auch die mittlere Bezugstiefe zu beachten (häufig fehlen jedoch Angaben zur Bezugstiefe). PRO zeigt für basenreiche Standorte geringere Raten als WIL, wobei WIL insbesondere bei der Substratgruppe G11 auffällig hohe Werte liefert. Demgegenüber sind die Ergebnisse für basenarme Böden von PRO und WIL recht ähnlich. Mit dem Verfahren nach RIE ergeben sich generell die geringsten Verwitterungsraten für Calcium.

Für die Substratgruppe G11 zeigen sich für **Magnesium** recht ähnliche Werte für PRO, WIL und RIE. Bei den anderen Substratgruppen ergeben sich die höchsten Raten für PRO und die niedrigsten für RIE. Insgesamt zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen PRO einerseits und WIL bzw. RIE andererseits. Die Gruppe der LIT-Werte ordnen sich zwischen PRO und WIL ein.

Mit Ausnahme der sehr nährstoffarmen Sandböden zeigen sich für das Element **Kalium** bei PRO deutlich höhere Verwitterungsraten als bei WIL. Letztgenannter Ansatz liefert für Kalium insgesamt auffallend niedrige Werte. Demgegenüber sind die Raten von PRO und RIE ähnlicher. Dieses gilt jedoch nicht für die „nährstoffarmen Sande“ und die „basischen und intermediären magmatischen Gesteine“. Bei diesen Böden sind die Werte nach RIE ausgeprägt hoch. Ein Vergleich der LIT-Werte mit den anderen dargestellten Methoden zeigt sehr uneinheitliche Tendenzen.

Bis auf die nährstoffarmen Sande ergeben sich bei PRO für **Natrium** die mit Abstand höchsten Freisetzungsraten durch die Verwitterung. Bei WIL hingegen zeigen sich teilweise extrem niedrige Werte mit einer deutlich geringeren absoluten Streuung in der jeweiligen Substratgruppe. Die LIT-Angaben sind ähnlich zu RIE und somit deutlich unter PRO, mit Ausnahme der „sauren magmatischen und metamorphen Gesteine“.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die mit PROFILE ermittelten Verwitterungsraten an basischen Kationen i.d.R. gut mit dem Critical-Loads-Verfahren (Median) übereinstimmen. Hinsichtlich der Angaben aus der Literatur sind sie jedoch in der Regel leicht erhöht. Die elementspezifischen Verwitterungsraten unterscheiden sich z.T. wesentlich stärker zwischen den Verfahren. Diese gilt insbesondere für Magnesium bei WIL, für Kalium bei RIE und für Natrium bei PRO.

6.4 Diskussion und Bewertung

6.4.1 Evaluierung der Verwitterungsoberflächen

Zur Einschätzung der Güte der verwendeten Schätzfunktionen wurde ein Datensatz mit Verwitterungsoberflächen aus der Literatur (Hodson et al. 1998a, Hodson et al. 1998b, Turner et al. 2010) zusammengestellt und an diesem alle sechs Schätzfunktionen (vgl. Tab. 6.2) angewendet (Tab. 6.8, Abb. 6.6). Im Bestimmtheitsmaß und RMSE bildet das Modell von Hodson et al. (1998b) die Oberflächen am besten ab. Dies entspricht den Erwartungen, da das Modell z.T. (44 von 63 Datensätzen) anhand der verwendeten Datenbasis parametrisiert wurde. Vor diesem Hintergrund ist es umso bemerkenswerter, dass insbesondere die Modelle 1 und 6 die Verwitterungsoberfläche in einer vergleichbaren Qualität abbilden können. Die Aussage von Hodson et al. (1998a), dass das Modell von Sverdrup (1996) nicht in der Lage sei, die von ihm gemessenen BET (Brunauer, Emmett und Teller)-Oberflächen abzubilden, trifft demnach nicht zu und basiert auf einem Rechenfehler von Hodson et al. (1998a) (vgl. auch Koptsik et al. 2002). Die großen Abweichungen der Funktionen von Whitfield & Reid (2013) resultieren vermutlich daher, dass diese an einen Datensatz angepasst wurden, der viele Bodenproben mit sehr hohen Verwitterungsoberflächen (max. 14 $m^2 g^{-1}$) enthält.

Tab. 6.8: Kurzübersicht der statistischen Kenngrößen (R^2: Bestimmtheitsmaß, RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler [$m^2 g^{-1}$], MR: mittlerer Fehler [$m^2 g^{-1}$], n: Anzahl Messwerte) der in der Tab. 6.2 angeführten Modelle.

Modell	Quelle	R^2	RMSE	MR	n
1	Sverdrup & Warfvinge (1993a)	0,37	0,37	0,08	63
2	Sverdrup (1996)	0,36	0,41	0,19	63
3	Hodson et al. (1998b)	0,39	0,36	0,10	63
4	Whitfield & Reid (2013)	0,27	1,49	-1,01	63
5	Whitfield & Reid (2013) (< 3 $m^2 g^{-1}$)	0,28	0,62	-0,41	63
6	Phelan et al. (2014)	0,37	0,37	0,08	63

Ein häufiger Kritikpunkt an der Pedotransferfunktion von Sverdrup & Warfvinge (1993a) ist, dass sie streng genommen nur für Böden mit Tongehalten < 20 % belastbare Ergebnisse liefert (Hodson et al. 1998b). Daher ist die Funktion von Phelan et al. (2014) (= Modell 6) entwickelt worden, um eine Überschätzung der effektiven Oberfläche in Böden mit Tongehalten > 20 % zu verhindern (Phelan et al. 2014). Die erwartete Verbesserung konnte jedoch am Validierungsdatensatz aufgrund der geringen Tongehalte nicht überprüft werden. Testsimulationen mit PROFILE haben jedoch gezeigt, dass mit dem Modell 6 plausiblere Abschätzungen der Verwitterungsraten (insbesondere bei Kalium) möglich sind. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Verwitterungsoberfläche zumindest grob und relativ unverzerrt mit der Funktion von Phelan et al. (2014) abgeschätzt werden kann.

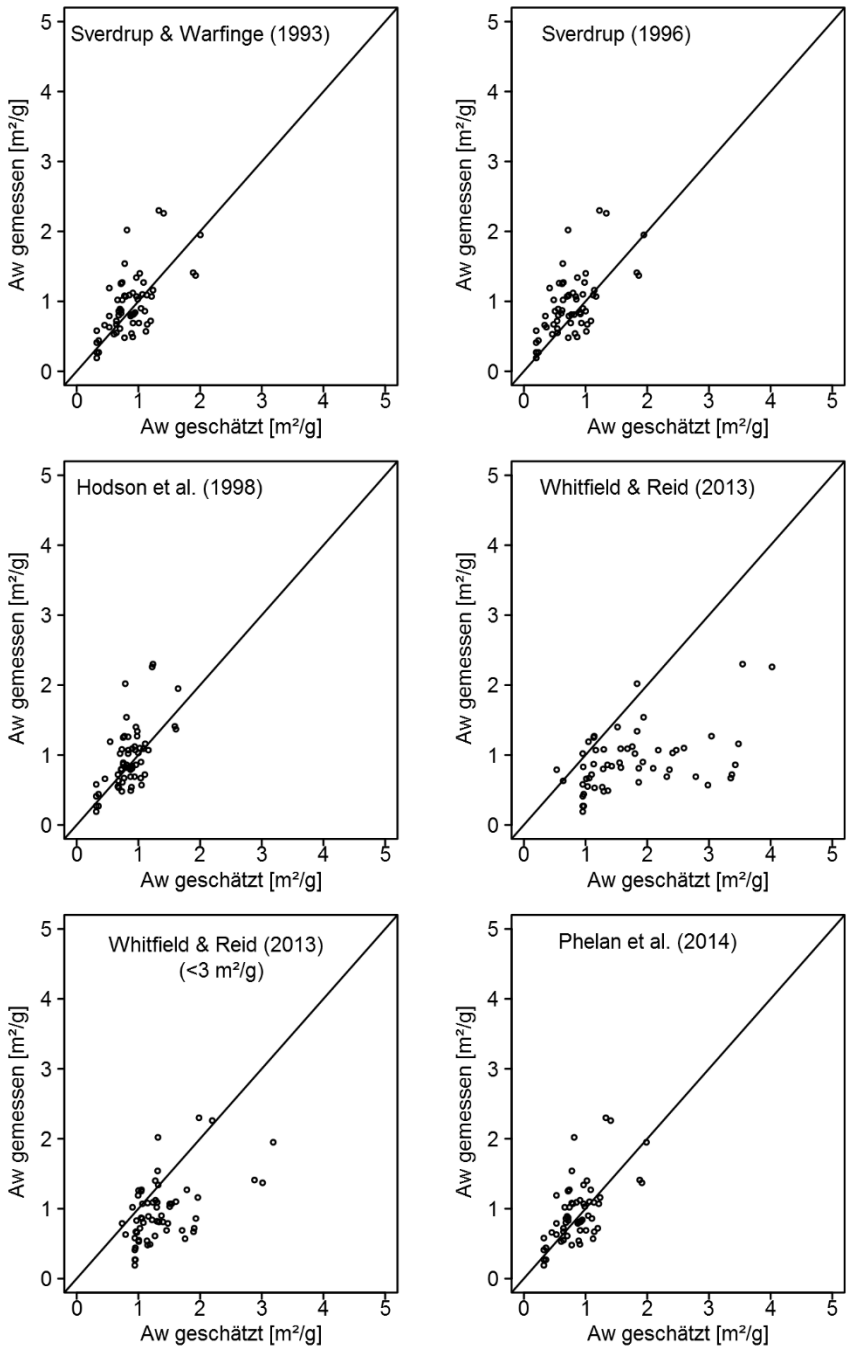


Abb. 6.6: Beziehung zwischen geschätzter und gemessener BET-Oberfläche (vgl. Tab. 6.4). Datengrundlagen: Hodson et al. (1998a), Hodson et al. (1998b), Turner et al. (2010).

6.4.2 Ableitung des normativen Mineralbestandes

Bei der Anwendung von PROFILE wird häufig ein normativer Mineralbestand an Stelle der tatsächlichen Mineralzusammensetzung verwendet (Duchesne & Houle 2008, Erlandsson et al. 2016). Durch Mineralanalysen ermittelte Verhältnisse konkreter Standorte können damit nur bedingt beschrieben werden, auch wenn z.T. recht gute Übereinstimmungen erreicht werden (Koseva et al. 2010, Posch & Kurz 2007). Entscheidend ist aber, dass die ermittelten Verwitterungsraten keine signifikanten Unterschiede zu denen aufweisen, die sich bei Verwendung von gemessenen Mineralgehalten ergeben. Von Koseva et al. (2010) wurden umfangreiche Untersuchungen zu den Auswirkungen der Verwendung modellierter (A2M) im Vergleich zu gemessenen Mineralzusammensetzung durchgeführt. Die Ergebnisse des Modellvergleiches deuten darauf hin, dass die Verwitterungsraten für die Summe basischer Kationen auch bei Verwendung modellierter Mineralanteile gut wiedergegeben werden (Tab. 6.9). Allerdings scheint es zu einer Unterschätzung der Calciumverwitterung bei gleichzeitiger Überschätzung der Freisetzungsraten an Magnesium und Kalium zu kommen.

Tab. 6.9: Vergleich von mit PROFILE ermittelten Verwitterungsraten bei gemessenem und modelliertem Mineralbestand (Daten aus Koseva et al. 2010).

Basische Kationen	**Verwitterungsraten [$kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$]**			
	Mineralzusammensetzung			
	gemessen		modelliert	
	Mittelwert	SE	Mittelwert	SE
Ca^{2+}	0,231	0,048	0,178	0,043
Mg^{2+}	0,160	0,038	0,213	0,034
K^{+}	0,060	0,013	0,070	0,012
Na^{+}	0,177	0,036	0,168	0,035
Summe basischer Kationen	0,628	0,132	0,629	0,110

Ein entsprechender Vergleich von Holmqvist et al. (1997) kommt zu dem Ergebnis, dass die Verwendung von normativen Mineralbeständen zu vergleichbaren, aber leicht erhöhten Verwitterungsraten führt. Ursache kann das unterschiedliche Vorkommen verschiedener Minerale bzw. Mineralgruppen in unterschiedlichen Korngrößenfraktionen sein. So sind z.B. Feldspäte vornehmlich in der Sandfraktion, Tonminerale dagegen im Tonanteil des Bodens zu finden. Demgemäß stellt auch Dultz (2001) fest, dass: „[…] aufgrund der Abhängigkeit der mineralogischen Zusammensetzung und der spezifischen Oberfläche von der Korngröße, die Korngrößenzusammensetzung von Böden ein ausschlaggebender Faktor für die Verwitterungsrate ist. Unterschiede in der mineralogischen Zusammensetzung von alt- und jungpleistozänen Sedimenten bei entsprechenden Korngrößen sind dabei von geringer Bedeutung“. Letztendlich wird die angesprochene Bedeutung der jeweiligen Faktoren auch beim CL-Ansatz berücksichtigt. Bei der Festlegung der Verwitterungsrate kommt der Texturklasse eine wesentlich stärkere Bedeutung zu als der Ausgangsgesteinsgruppe (vgl. Tab. 6.1).

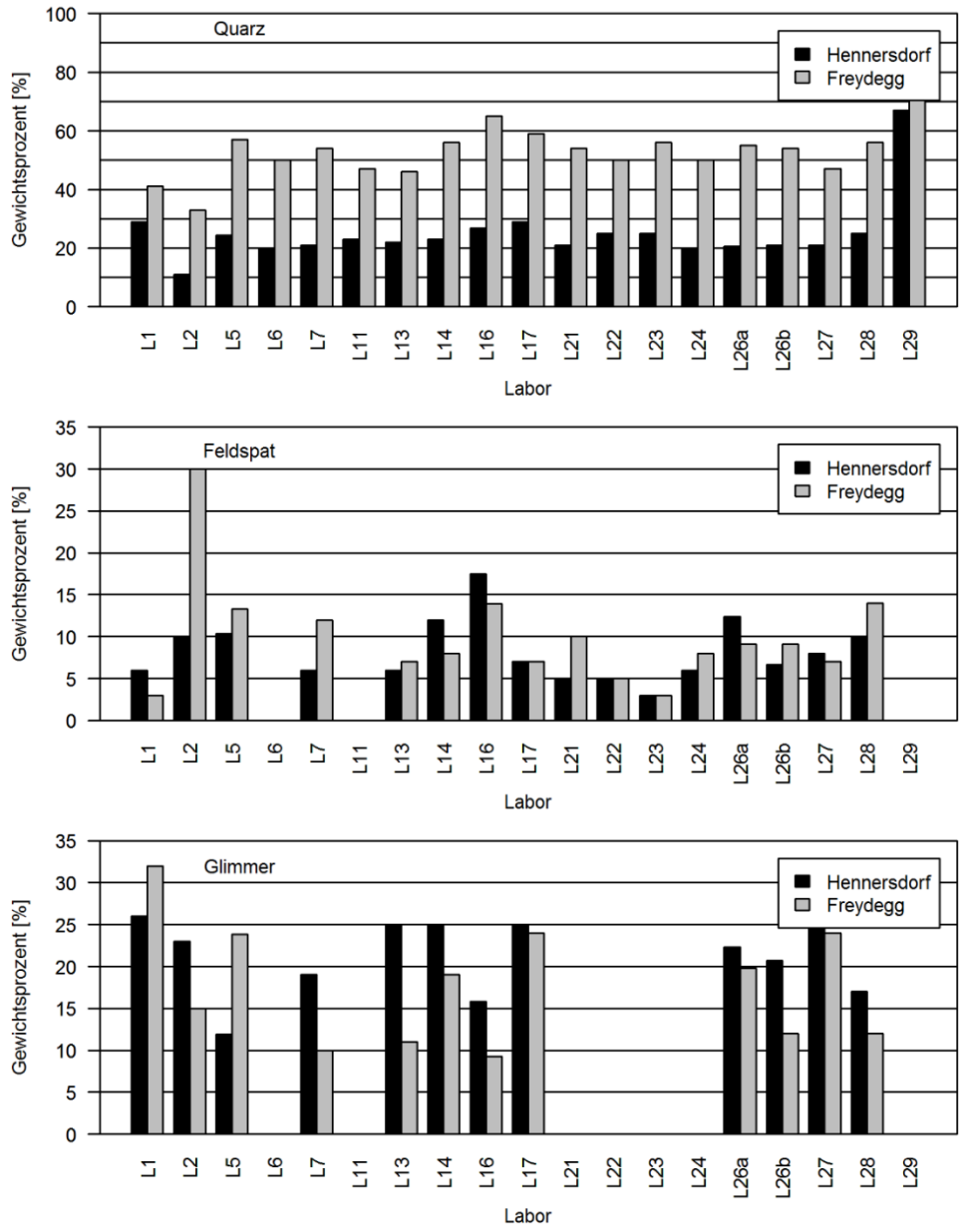


Abb. 6.7: Vergleich der mineralogischen Zusammensetzung der Standorte Hennersdorf und Freydegg bei Ermittlung in verschiedenen Laboren (Datengrundlage: Ottner et al. 2000).

Bezüglich der verwendeten Mineralogie muss weiterhin berücksichtigt werden, dass eine eindeutige laboranalytische Ermittlung des Mineralbestandes kein triviales Problem darstellt. Entsprechend hat ein Ringversuch zur quantitativen Tonmineralanalyse (Ottner et al. 2000) gezeigt, zu welch unterschiedlichen Ergebnissen die mineralogische Bestimmung in verschiedenen Laboren kommt (vgl. Abb. 6.7). Die Unsicherheiten bei der labor-

analytischen Bestimmung entsprechen denen bei der Bestimmung mit A2M (vgl. Posch & Kurz 2007). So unterscheiden sich die aus dem Ringversuch von Ottner et al. (2000) berechneten mittleren Unsicherheiten für Quarz, Feldspat und Glimmer (17 %, 52 % und 76 %) nicht wesentlich von denen, die bei Verwendung von A2M auftreten (Abb. 6.8).

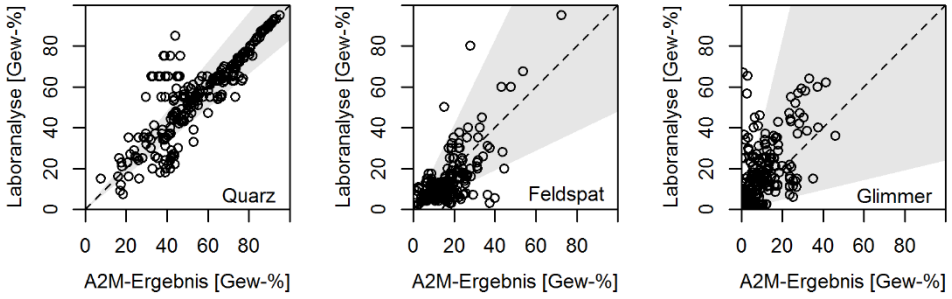


Abb. 6.8: Vergleich der mineralogischen Zusammensetzung nach laboranalytischer Ermittlung mit den Ergebnissen von A2M für Standorte mit Mineralanalysen (BZE, Level II und Literatur). Die grauen Bereichen beschreiben den Unsicherheitsbereich bei Laboranalysen (Quarz: 17 %, Feldspat: 52 %, Glimmer 76 %).

Übergreifend ist die erforderliche Genauigkeit bei der Ermittlung der Mineralogie sehr stark von der Korngrößenzusammensetzung und der relativen Verwitterungsrate abhängig. Je feiner die Bodentextur ist und je schneller sich ein Mineral auflöst, desto größer ist die erforderliche Genauigkeit (Sverdrup et al. 1992).

6.4.3 Unsicherheiten der modellierten Verwitterungsraten

Wie in der Einleitung schon betont, ist die Abschätzung von Verwitterungsraten mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. Studien, die sich mit Unsicherheitsbetrachtungen beschäftigt haben, kommen zu recht unterschiedlichen Größenordnungen. Von Kolka et al. (1996) und Wesselink et al. (1994) werden Unsicherheiten von 25 % genannt. Etwas größere Unsicherheiten wurden von Jönsson et al. (1995a) und Dultz (2001) mit 40 % bzw. 75 % ermittelt. Nach Hodson & Langan (1999) besitzen die meisten Methoden für die Ermittlung der Verwitterungsraten eine Genauigkeit von ±50 %. Wesentlich höhere Unsicherheiten von 100 % und 250 % geben Hodson et al. (1996, 1997) an. Größenordnungen von über 100 % ergeben auch die Studien von Klaminder et al. (2011) mit 98–110 % und Futter et al. (2012) mit 33–300 % beim Vergleich verschiedener Methoden zur Abschätzung der Verwitterungsrate. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die unterschiedlichen Verwitterungsraten eines Standorts häufig über Methoden ermittelt wurden, die sehr unterschiedliche Tiefenbereiche und räumliche Skalen (Bodenprofil, Einzugsgebiet) berücksichtigen. Damit können bereits die Unsicherheiten bzw. Abweichungen bei der Ermittlung der Eingangsdaten für die jeweilige Methode zur Verwitterungsbestimmung erheblich sein (z.B. Ermittlung von Deposition und Nährelemententzügen für Einzugsgebiete, inhomogene Gesteinszusammensetzung in Einzugsgebieten usw.). Dies gilt auch für die häufig unterschiedliche Berücksichtigung des Skelettgehaltes (Skelettkorrektur) bei der Berechnung der Verwitte-

rung (vgl. auch Starr et al. 1998, 2014 und Klaminder et al. 2011). Entsprechend ist beim Vergleich von Verwitterungsraten, die mit verschiedenen Methoden ermittelt worden sind, immer auch der methodische Ansatz zu berücksichtigen. Mit PROFILE ermittelte Verwitterungsraten haben für den jeweiligen Punkt Gültigkeit, wohingegen Elementbilanzen aus Einzugsgebietsstudien über einen größeren und in der Regel inhomogenen Bereich integrieren.

Bei Verwitterungsmodellierungen mit PROFILE resultiert ein großer Anteil der Unsicherheit aus der Abschätzung von Bodenwassergehalt und Verwitterungsoberflächen. Nach Hodson et al. (1996) führt eine Erhöhung des Bodenwassergehalts von 20 Vol% auf 40 Vol% je nach vorkommenden Mineralien zu einer Veränderung der Verwitterungsrate von bis zu 120 %. Der Einfluss der Verwitterungsoberfläche ist bereits hinreichend diskutiert und untersucht worden (vgl. Kapitel 6.4.1). Verschiedene Untersuchungen weisen darüber hinaus auf die Bedeutung des Bodenskeletts hin (Corti et al. 1998, Hildebrand et al. 2000, Keilen et al. 1976). In PROFILE, Version 5.1, bestehen zwar Möglichkeiten, das Bodenskelett bei der Berechnung stärker zu berücksichtigen, da sich jedoch die chemischen Analysen des Mineralbodens auf den Feinboden beziehen, führt dieses zu Problemen bei der inhaltlichen Modellkonsistenz. Entsprechend wurde bei den hier vorgestellten Simulationen von einer Berücksichtigung der Skelettoberfläche bei der Verwitterungsmodellierung abgesehen.

Trotz all der angesprochenen Unsicherheiten zeigen die vorgestellten Vergleiche (vgl. Kapitel 6.3, Abb. 6.5 bis Abb. 6.7), dass für die einzelnen Gesteinsgruppen zumindest der Median der Verwitterungsraten in der Regel innerhalb des 50 %igen Unsicherheitsbereichs zu finden ist und sich entsprechend die Freisetzungsraten von basischen Kationen auch mit dem einfachen Ansatz nach von Wilpert et al. 2011 sehr plausibel abschätzen lassen. Auch der Vergleich der mit PROFILE modellierten Verwitterungsraten für basische Kationen mit denen nach dem Critical-Loads-Ansatz auf Plot-Ebene zeigt, dass sich mit wenigen Ausnahmen die Abweichungen innerhalb des 50 %igen Unsicherheitsbereiches befinden (Abb. 6.9). Bei dieser Gegenüberstellung wurden allerdings Karbonatstandorte aufgrund der schlechten methodischen Vergleichbarkeit (vgl. Kapitel 6.3.1) nicht berücksichtigt. Es muss an dieser Stelle nochmals hervorgehoben werden, dass die mit PROFILE ermittelten Größenordnungen auch für die Karbonatstandorte in einem plausiblen Rahmen liegen (vgl. auch Tab. 6.4). Auch in der benachbarten Schweiz variierten die Verwitterungsraten in einem Bereich zwischen 0,013 und 25 $kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$ (Eggenberger & Kurz 2000). Von letztgenannten Autoren wurden die hohen Raten von über 20 $kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$ auf ihre Plausibilität hinsichtlich der Lösungskinetik mit dem Modell PHREEQE (Parkhurst & Apello 1999) geprüft und als belastbar eingeschätzt. Auch ein Vergleich mit den für diese Standorte abgeschätzten Sickerwasseraustägen (vgl. Kapitel 9) bestätigt diese Einschätzung. Die ermittelten jährlichen Sickerwasseraustäge von Karbonatstandorten im Kalkalpin (Göttlein et al. 2014) zeigen Austräge von Calcium und Magnesium, die in einer vergleichbaren Größenordnung zu den mit PROFILE ermittelten Verwitterungsraten liegen.

Gegenüber den Unsicherheiten bei der Ermittlung der Summe der basischen Kationen dürften die Unsicherheiten der Verwitterungsraten einzelnen Kationen (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}) etwas höher liegen (vgl. Abb. 6.3 bis Abb. 6.5). Eine Größenordnung von 50–70 % entspricht

auch in etwa dem Mittel der in den unterschiedlichsten Studien genannten Unsicherheiten. Zusätzlich systematische Verschiebungen bei der Abschätzung von Verwitterungsraten einzelner Elemente spiegeln sich methodisch bedingt in den Ergebnissen der verschiedenen Ansätze wider. Der Ansatz nach von Wilpert et al. (2011) zeigt aufgrund der hohen Mobilität von Magnesium Probleme bei der Ableitung der Verwitterungsverhältnisse anhand der Austauscherbelegung (vgl. auch Kapitel 6.3). Vergleichbare methodische Unsicherheiten treten bei den Kaliumverwitterungsraten nach Riek et al. (2015) auf. Hier führen hohe Gesamtgehalte an Kalium zu sehr hohen Verwitterungsraten, die im Vergleich zu den Angaben aus der Literatur eher unwahrscheinlich sind (vgl. Abb. 6.3 bis Abb. 6.5). Die Abhängigkeit der Freisetzung und Fixierung von der K^+-Bilanz (Andrist-Rangel et al. 2013) wird anscheinend durch die Austauscherbelegung besser abgebildet als durch die Gesamtgehalte. Zu den Kaliumgesamtgehalten muss noch angemerkt werden, dass sie nur z.T. gemessen und ansonsten mit Transferfunktionen aus den K^+-Werten im Königswasseraufschluss abgeleitet wurden. Nach Höhle et al. (2016) hat sich jedoch gezeigt, dass einzelne Labore gerichtete Abweichungen aufweisen. Als Ursache wird der unterschiedliche Grad der Mahlung der Proben genannt (vgl. auch Houba et al. 1993). Nach den Untersuchungen im Kapitel 5 beträgt die Abweichung zwischen Sieben und Mahlen im Mittel 24 %, entsprechend dürfte die Abweichung durch unterschiedliche Mahlungsgrade erheblich geringer ausfallen. Generell beträgt die Variation bei Königswasseraufschlüssen sowohl innerhalb als auch zwischen den Laboren mindestens ± 10 %. Demnach dürfte der Fehler durch die unterschiedlichen Mahlungsgrade in den Ländern im Rahmen dieser Auswertung noch in einem vertretbaren Bereich liegen.

Zu den Unsicherheiten hinsichtlich der Verwitterungsraten ist noch anzumerken, dass die von Klaminder et al. (2011) und Futter et al. (2012) genannten Größenordnungen von bis zu 300 % doch etwas zu hoch gegriffen erscheinen. Wie Klaminder et al. (2011) selber zutreffend betonen, basiert ein Großteil der Unsicherheiten bei der Abschätzung der Verwitterungsraten auf der betrachteten Bilanzierungs-/Bodentiefe.

Die **Calcium**-Freisetzung zeigt bis auf wenige Ausnahmen die geringsten Abweichungen zwischen den verschiedenen Ansätzen (Abb. 6.3 bis Abb. 6.5). Da die Raten zu einem hohen Anteil auf Feldspäte der überwiegend verlagerungsresistenten Sand- und Schlufffraktionen zurückzuführen sind (Dultz 2001), können diese eventuell robuster geschätzt werden. Entsprechend zeigen sich auch wesentlich engere Beziehungen zur Basensättigung der jeweiligen Böden (vgl. Ansatz WIL).

Sowohl die unterschiedlichen Modellierungsansätze als auch die Literaturstudie weisen für **Magnesium** teilweise sehr geringe Verwitterungsraten aus. Dultz (2001) führt dieses auf die relativ leichte Mobilisierbarkeit von Magnesium, verbunden mit relativ geringen Stoffvorräten zurück. Dieses hat während der holozänen Bodenentwicklung zu einer starken Ausschöpfung der Magnesiumvorräte geführt, sodass die aktuelle Freisetzung von Magnesium in den oberen Bodenhorizonten gegenüber dem Ausgangsgestein deutlich reduziert ist. Entsprechend wurde während der Zeit der sogenannten „neuartigen Waldschäden“ vor allem der Magnesiummangel als überwiegende Störung in der Waldernährung gesehen (Hüttl & Schaaf 1997). Demzufolge konnte Dultz (2001) für die pleistozänen Sedimente in

Nordwestdeutschland ermitteln, dass die Freisetzungsraten an Natrium, Kalium und Calcium während der holozänen Bodenentwicklung weitestgehend konstant geblieben sind. Demgegenüber war für Magnesium aufgrund seiner starken Ausschöpfung ein deutlicher Rückgang der Freisetzungsrate festzustellen.

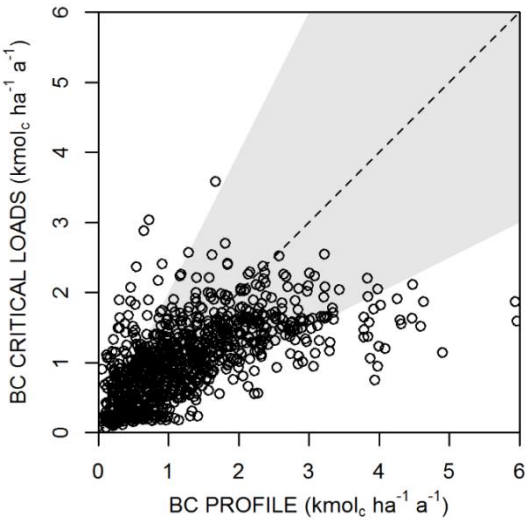


Abb. 6.9: Gegenüberstellung der nach dem Critical Loads Ansatz (Posch et al. 2015) ermittelten Verwitterungsraten basischer Kationen (BC) mit den im EnNa-Projekt berechneten Freisetzungen mit dem PROFILE-Modell. Der graue Bereich kennzeichnet eine 50 %ige Abweichung von der 1:1-Linie.

Große elementspezifische Unterschiede ergeben sich bei der Abschätzung von **Kalium** und insbesondere von **Natrium**. Hohe Verwitterungsraten von PROFILE hinsichtlich Kalium und Natrium sind aus der Literatur bekannt (Houle et al. 2012, Jönsson et al. 1995b). Die Überschätzung der Kaliumverwitterung konnte im Rahmen dieser Modellierungen durch das Setzen von Breaks (vgl. Kapitel 6.2.2) verhindert werden. Im Vergleich zu Literaturangaben und zu den Sickerwasseraustägen (vgl. Kapitel 8) kann von einer nur noch leichten Überschätzung ausgegangen werden. Im Vergleich zu vorangegangenen Studien, z.B. Jönsson et al. 1995b mit Raten von 14,5 kg ha^{-1}a^{-1}, hat sich die Kaliumverwitterung deutlich reduziert. Dagegen erscheinen die Na^+-Verwitterungsraten nach wie vor etwas zu hoch. Ob dieses vorwiegend aus der Ableitung der Gesamtaufschlüsse aus Königswasseraufschlüssen resultiert (vgl. Kapitel 5) oder ein Problem innerhalb von PROFILE darstellt, kann hier nicht abschließend geklärt werden. Auch andere Studien mit gemessener Mineralogie berichten davon, z.B. Houle et al. 2012. Für die Elementbilanzen der Nährstoffkationen Calcium, Magnesium und Kalium, die hier vornehmlich betrachtet werden sollen, ist es jedoch von nachrangiger Bedeutung. Insgesamt scheinen die im Rahmen dieses Projektes mit PROFILE ermittelten Verwitterungsraten in ihrer Tendenz über den Raten anderer Methoden und insbesondere über denen aus der Literatur zu liegen. Sie sind aber gut vergleichbar mit den Ergebnissen des Critical Loads-Ansatzes (vgl. Abb. 6.9). Entsprechend können die Abweichungen zu den Literaturstudien auch aus der unterschiedlichen Berück-

sichtigung der Standortsverhältnisse (Korngrößenverteilung, Klima etc.) in den Datenkollektiven der einzelnen Methoden herrühren. Diese Einflussfaktoren der Verwitterung können bei einer ausschließlich gesteinsorientierten Gegenüberstellung nicht berücksichtigt werden. Eine weitere Ursache für eine leichte Überschätzung wäre in der Ableitung des normativen Mineralbestandes anhand von Gesamtaufschlüssen zu suchen (vgl. Holmqvist et al. 1997). Der Vergleich mit den Angaben aus der Literatur wird außerdem durch Bilanzierungstiefen erschwert, die zudem häufig ganz fehlen. Eine leichte Überschätzung der Verwitterungsraten erscheint auch deshalb vertretbar, da der Bilanzierungsraum von 90 cm insbesondere für Tieflandstandorte eher gering ausfällt und die Feinwurzelverteilung vieler Waldbäume auf Nährstoffaufnahme aus tieferen Bodenschichten hindeutet (Czajkowski et al. 2009, Raissi et al. 2009, Riek et al. 2015).

6.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Generell besteht ein großes Problem bei der messtechnischen Erfassung der Verwitterung, da der Verwitterungsfluss sehr schwer in einem zeitlichen Maßstab zu messen ist, der für forstliche Maßnahmen passend ist (Lucas et al. 2014). Daher wurde zur Abschätzung der Verwitterung auf etablierte Methoden und Schätzverfahren zurückgegriffen. Unter Verwendung von gemessenen Profilinformationen der BZE II in Kombination mit regionalisierten (Klima, Deposition) und modellierten Eingangsdaten (Wasserhaushalt, Mineralogie, Verwitterungsoberfläche) ist es gelungen, für die überwiegende Anzahl der BZE II-Standorte mit dem chemischen Verwitterungsmodell PROFILE Freisetzungsraten für die Elemente Calcium, Magnesium und Kalium zu ermittelten. Innerhalb der zu erwartenden Unsicherheiten bei der Abschätzung von Verwitterungsraten (50–75 %) zeigen die abgeleiteten Raten im Vergleich mit anderen Ansätzen und gesteinsspezifischen Angaben aus der Literatur Ergebnisse in einer entsprechenden Größenordnung, aber mit einer deutlich höheren standörtlichen Spezifität. Es zeigt sich, dass das Modell PROFILE trotz seiner umfangreichen Parametrisierung durchaus für eine Anwendung auf die Punkte der BZE II geeignet ist, wenn die notwendigen Eingangsdaten durch Analysen bzw. mit geeigneten Modellen und Pedotransferfunktionen ermittelt werden.

6.6 Literaturverzeichnis

Aberg, G. A., G. Jacks, P. J. Hamilton. 1989. Weathering rates and 87Sr/86Sr ratios: An isotopic approach. Journal of Hydrology 109: 65-78.

Ahner, J., B. Ahrends, F. Engel, J. Hansen, S. Hentschel, R. Hurling, H. Meesenburg, U. Mestermacher, P. Meyer, B. Möhring, J. Nagel, R. Nagel, B. Pape, M. Rohde, H. Rumpf, M. Schmidt, M. Schmidt, H. Spellmann, J. Sutmöller. 2013. Waldentwicklungsszenarien für das Hessische Ried. Entscheidungsunterstützung vor dem Hintergrund sich beschleunigt ändernder Wasserhaushalts- und Klimabedingungen und den Anforderungen aus dem europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 10: 398 S.

Ahrends, B., C. Döring, M. Jansen, H. Meesenburg. 2008. Unterschiedliche Nutzungsszenarien und ihre Auswirkungen auf die Basensättigung im Wurzelraum - Ergebnisse von Szenarienvergleichen in Teileinzugsgebieten der Großen Bramke. Forst und Holz 63 (12): 32-36.

Ahrends, B., K. J. Meiwes, V. Stüber, M. Mindrup. 2014. Gis-gestütztes Bewertungsverfahren der Vollbaumnutzung in Niedersachsen. Methodendokumentation. Unveröff., 22 S.

Akselsson, C., H. Sverdrup, J. Holmqvist. 2005. Estimating weathering rates of Swedish forest soils in different scales, using the PROFILE model and affiliated databases. Journal of Sustainable Forestry 21 (2-3): 117-129.

Alveteg, M. 2006a. PROFILE 5.1 for Windows. Software Version. Update 30.06.2006. http://www2.chemeng.lth.se.

Alveteg, M. 2006b. Changes in PROFILE between version 5.0 and 4.1. 4 S.

Andrist-Rangel, Y., M. Simonsson, I. Öborn, S. Hillier. 2013. Acid-extractable potassium in agricultural soils: Source minerals assessed by differential and quantitative X-ray diffraction. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 176: 407-419.

Arbeitskreis Standortskartierung. 2016. Forstliche Standortsaufnahme. IHW-Verlag München. IHW-Verl. Eiching bei München. 400 S.

Arnold, P. W. 1960. Nature and mode of weathering of soil-potassium reserves. Journal of the Science of Food and Agriculture 11: 285-292.

Bain, D. C., A. Mellor, M. S. E. Robertson-Rintoul, S. T. Buckland. 1993. Variations in weathering processes and rates with time in a chronosequence of soils from Glen Feshie, Scotland. Geoderma 57: 275-293.

Bain, D. C., A. Mellor, M. J. Wilson, M. L. Duthie. 1994. Chemical and mineralogical weathering rates and processes in an upland granitic till catchment in Scotland. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 73: 11-27.

Bain, D. C., D. M. L. Duthie, C. M. Thomson. 1995. Rates and processes of mineral weathering in soils developed on greywackes and schales in the southern uplands of Scotland. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 85: 1069-1074.

Bain, D. C., M. J. Roe, D. M. L. Duthie, C. M. Thomson. 2001. The influence of mineralogy on weathering rates and processes in an acid-sensitive granitic catchment. Applied Geochemistry 16: 931-937.

Barkman, A., M. Alveteg. 2001. Identifying potentials for reducing uncertainty in critical load calculations using the PROFILE model. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 125: 33-54.

Becker, R. 1999. Critical Load-PROFILE 4.2. Dokumentation (Deutsche Version). Modell und Handbuch unter: http://www.oekodata.com. Strausberg. 48 S.

BMELV. 2006. Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. 2. Aufl., Berlin.

Brady, P. V., S. A. Carroll. 1994. Direct effects of CO2 and temperature on silicate weathering: Possible implications for climate control. Geochimica et Cosmochimica Acta 58 (8): 1853-1856.

Brantley, S. L. 2008. Kinetics of mineral dissolution. In: Brantley, S. L., J. D. Kubicki & A. F. White: Kinetics of water-rock interaction: 151-210.

Clayton, J. L., W. F. Megahan. 1986. Erosional and chemical denudation rates in the southwestern Idaho batholith. Earth Surf. Processes and Landforms 11: 389-400.

CLRTAP. 2016. Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, accessed on 2016-08-18 at http://www.icpmapping.org

Cools, N., B. de Vos. 2013. Forest Soil: Characterization, Sampling, Physical, and chemical analyses. In: Ferretti, M & R. Fischer: Forest Monitoring. Methods for terrestrial investigations in Europe with an overview of North America and Asia. Developments in environmental science, Elsevier. Amsterdam: 267-300.

Corti, G., F. C. Ugolini, A. Agnelli. 1998. Classing soil skeleton (greater than two millimeters): Proposed approach and procedure. Soil Science Society of America Journal 62: 1620-1629.

Cosby, B. J., G. M. Hornberger, J. N. Galloway, R. F. Wright. 1985. Modeling the effects of acid deposition: Assessment of a lumped-parameter model of soil water and streamwater chemistry. Water Resources Research 21: 51-63.

Czajkowski, T., B. Ahrends, A. Bolte. 2009. Critical limits of soil water availability (CLSWA) in forest trees - An approach based on plant water status. vTI Agriculture and Forest Research 59 (2): 87-93.

de Vries, W., J. Kros, C. van der Salm. 1994. Long-term impacts of various emission deposition scenarios on dutch forest soils. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 75: 1-35.

Duan, L., J. Hao, S. Xie, Z. Zhou, X. Ye. 2002. Determining weathering rates of soils in China. Geoderma 110: 205-225.

Duchesne, L., D. Houle. 2008. Impact of nutrient removal through harvesting on the sustainability of the boreal forest. Ecological Applications 18: 1642-1651.

Dultz, S. 2000. Effects of silicate weathering and lessivage on K-content in forest soils derived from Pleistocene sediments. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163: 299-305.

Dultz, S. 2001. Veränderung des mineralogischen Stoffbestandes in Böden aus pleistozänen Sedimenten Nordwestdeutschland und deren Bedeutung für die Elementfreisetzung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen Reihe A 172: 1-201.

Eggenberger, U., D. Kurz. 2000. A soil acidification study using the PROFILE model on two contrasting regions in Switzerland. Chemical Geology 170 (1-4): 243-257.

Egli, M., A. Mirabella, G. Sartori. 2008. The role of climate and vegetation in weathering and clay mineral formation in late quaternary soils of the swiss and italian alps. Geomorphology 102: 307-324.

Erlandsson, M., E. H. Oelkers, K. H. Bishop, S. H., S. Belyazid, J. L. J. Ledesma, S. J. Köhler. 2016. Spatial and temporal variations of base cation release from chemical weathering on a hillslope scale. Chemical Geology 441: 1-12.

Fichter, J., P. Bonnaud, M. P. Turpault, J. Ranger. 1998a. Quantitative determination of minerals in acid forest soils of granite. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 161 (2): 129-139.

Fichter, J., E. Dambrine, M. P. Turpault, J. Ranger. 1998b. Base cation supply in spruce and beech ecosystems of the strengbach catchment (Vosges mountains, N-E-France). Water, Air, and Soil Pollution: Focus 104: 125-148.

Fölster, H. 1985. Proton consumption rates in holocene and present-day weathering of acid forest soils. In: Drever, J. I: The chemistry of weathering. D. Reidel Publ. Dordrecht, Holland: 197-209.

Futter, M. N., J. Klaminder, R. W. Lucas, H. Laudon, S. J. Köhler. 2012. Uncertainty in silicate mineral weathering rate estimates: source partitioning and policy implications. Environmental Research Letters 7: 8.

Godderis, Y., L. Francois, A. Probst, J. Schott, D. Moncoulon, D. Labat, D. Viville. 2006. Modelling weathering processes at the catchment scale: The WITCH numerical model. Geochimica et Cosmochimica Acta 70: 1128-1147.

Golubev, S. V., O. S. Pokrovsky, J. Schott. 2005. Experimental determination of the effect of dissolved CO2 on the dissolution kinetics of Mg and Ca silicates at 25°C. Chemical Geology 217: 227-238.

Göttlein, A., K. Katzensteiner, A. Rothe. 2014. Standortsicherung im Kalkalpin - SicALP. Abschlußbericht zum Forschungsprojekt INTERREG BY/Ö J00183. Forstliche Forschungsberichte München 212: 161.

Grüneberg, E., D. Ziche, N. Wellbrock. 2014. Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. Global Change Biology 20: 2644-2662.

Hildebrand, E. E., K. von Wilpert, M. Kohler. 2000. Ionenspeicher- und Mobilisierungspotentiale im Skelett und Feinboden des Standortes Conventwald bei unterschiedlichen Depositionsszenarien. Abschlußbericht PEF196009, Universität Freiburg & FVA Baden-Württemberg, 157 S.

Hodson, M. E., S. Langan. 1999. Considerations of uncertainty in setting critical loads of acidity of soils: the role of weathering rate determination. Environmental Pollution 106 (1): 73-81.

Hodson, M. E., S. J. Langan, M. J. Wilson. 1996. A sensitivity analysis of the PROFILE model in relation to the calculation of soil weathering rates. Applied Geochemistry 11: 835-844.

Hodson, M. E., S. J. Langan, M. J. Wilson. 1997. A critical evaluation of the use of the PROFILE model in calculating mineral weathering rates. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 98: 79-104.

Hodson, M. E., S. J. Langan, F. M. Kennedy, D. C. Bain. 1998a. Variation in soil surface area in a chronosequence of soils from Glen Feshie, Scotland and its implications for mineral weathering rate calculations. Geoderma 85: 1-18.

Hodson, M. E., S. J. Langan, S. Meriau. 1998b. Determination of mineral surface area in relation to the calculation of weathering rates. Geoderma 83: 35-54.

Höhle, J., N. König, L. Hilbrig, J. Bielefeld, D. Ziche, E. Grüneberg, N. Eickenscheidt, B. Ahrends, N. Wellbrock. 2016. Methodenüberblick und Qualitätssicherung. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Report, 43. Johann-Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. 6-43.

Holmqvist, J., H. Sverdrup, D. Kurz. 1997. Differences between measured and modelled mineralogy and the effect on the weathering rate. Seventh annual V. M. Goldschmidt Conference. www.lpi.usra.edu/meetings/gold/pdf/2267.pdf.

Houle, D., P. Lamoureux, N. Bélanger, M. Bouchard, C. Gagon, S. Couture, A. Bouffard. 2012. Soil weathering rates in 21 catchments of the Canadian Shield. Hydrology and Earth System Sciences 16: 685-697.

Houba, V. J. G., W. J. Chardon, K. Roeise. 1993. Influence of grinding of soil on apparent chemical composition. Communications in Soil Science & Plant Analysis 24 (13-14): 1591-1602.

Hüttl, R. F., W. Schaaf. 1997. Magnesium Deficiency in Forest Ecosystems. Nutrients in Ecosystems, 1. 362 S.

Jackson, R. B., J. Canadell, J. R. Ehleringer, H. A. Mooney, O. E. Sala, E. D. Schulze. 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. Oecologia 108: 389-411.

Johansson, M., T. Tarvainen. 1997. Estimation of weathering rates for critical load calculations in Finland. Environmental Geology 29 (3-4): 158-164.

Jönsson, C., P. Warfvinge, H. Sverdrup. 1995a. Uncertainty in predicting weathering rate and environmental stress factors with the PROFILE model. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 81: 1-23.

Jönsson, C., P. Warfvinge, H. Sverdrup. 1995b. Application of the SAFE model to the Solling spruce site. Ecological Modelling 83: 85-96.

Kirkwood, D. E., H. W. Nesbitt. 1991. Formation and evolution of soils from an acidified watershed: Plastic Lake, Ontario, Canada. Geochimica et Cosmochimica Acta 55: 1295-1308.

Keilen, K., K. Stahr, H. W. Zöttl. 1976. Elementselektive Verwitterung und Verlagerung in Böden auf Bärhaldegranit und ihre Bilanzierung. Zeitschrift Für Pflanzenernährung und Bodenkunde 5: 565-579.

Klaminder, J., R. W. Lucas, M. N. Futter, K. H. Bishop, S. J. Köhler, G. Egnell, H. Laudon. 2011. Silicate mineral weathering rate estimates: Are they precise enough to be useful when predicting the recovery of nutrient pools after harvesting? Forest Ecology and Management 261: 1-9.

Kolka, R. K., D. F. Grigal, E. A. Nater. 1996. Forest soil mineral weathering rates: use of multiple approaches. Geoderma 73: 1-21.

Koptsik, G., S. Teveldal, D. Aamlid, K. Venn. 1999. Calculations of weathering rate and soil solution chemistry for forest soils in the Norwegian-Russian border area with the PROFILE model. Applied Geochemistry 14: 173-185.

Koptsik, G., S. Teveldal, S. Koptsik, L. Srand. 2002. Calculations of weathering rate and soil solution chemistry for forest soils in the Norwegian-Russian border area with the PROFILE model. A reply to the comment by M. E. Hodson. Applied Geochemistry 17: 123-127.

Koseva, I. S., S. A. Watmough, J. Aherne. 2010. Estimating base cation weathering rates in Canadian forest soils using a simple texture-based model. Biogeochemistry 2010: 183-196.

Langan, S. J., M. E. Modson, D. C. Bain, R. A. Skeffington, M. J. Wilson. 1995. A preliminary review of weathering rates in relation to their method of calculation for acid sensitive soil parent materials. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 85: 1075-1081.

Langan, S. J., B. Reynolds, D. C. Bain. 1996. The calculation of base cation release from mineral weathering in soils drived from Palaeozoic greywackes and shales in upland UK. Geoderma 69: 275-285.

Langan, S., M. E. Hodson, D. Bain, M. Hornung, B. Reynolds, J. Hall, L. Johnston. 2001. The role of minerals weathering rate determinations in generating uncertainties in the calculation of critical loads of acidity and their exceedance. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 1: 299-312.

Lelong, F., C. Dupraz, P. Durand, J. F. Didon-Lescont. 1990. Effects of vegetation type on the biogeochemistry of small catchments (Mont Lozere, France). Journal of Hydrology 116: 125-145.

Likens, G. E., F. M. Bormann, R. S. Pierce, J. S. Eaton, N. M. Johnson. 1977. Biochemistry of a Forested Ecosystem. Springer. New York. 146 S.

Lucas, R. W., H. Holmström, T. Lämas. 2014. Intensive forest harvesting and pools of base cations in forest ecosystems: A modeling study using the Heureka decision support system. Forest Ecology and Management 325: 26-36.

Malessa, V., B. Ahrends. 2001. Algorithmus der Silikatverwitterungsrate durch Implementierung des Modells "PROFILE" von Sverdrup & Warfvinge in das Verfahren AcidProgress. Arbeitshefte Boden 2: 144-155.

Malessa, V., B. Ahrends, P. Schall. 2001. Ableitung der Verwitterungsdeckenmächtigkeit. Arbeitshefte Boden 2001 (2): 45-52.

Meesenburg, H. 2005. Lange Bramke forest research site. Acid Rain 2005: 12-19.

Melkerud, P.-A., D. Bain, M. T. Olsson. 2003. Historical weathering based on chemical analyses of two spodosols in southern Sweden. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 3: 49-61.

Mongeon, A., J. Aherne, S. A. Watmough. 2010. Steady-state critical loads of acidity for forest soils in the Georgia Basin, British Columbia. Journal of Limnology 69 (Suppl. 1): 193-200.

Müller, U., A. Waldeck. 2011. Auswertungsmethoden im Bodenschutz – Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS®). GeoBerichte 19: 415.

Nagel, H.-D., H.-D. Gregor. 1999. Ökologische Belastungsgrenzen - Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer. Berlin. 259 S.

Nagel, H.-D., R. Becker, H. Eitner, P. Hübener, F. Kunze, A. Schlutow, G. Schütze, R. Weigelt-Kirchner. 2004. Critical Loads für Säure und eutrophierenden Stickstoff. Förderkennzeichen 200 85 212. Strausberg. 172 S.

Nezat, C. A., J. D. Blum, A. Klaue, C. E. Johnson, T. G. Siccama. 2004. Influence of landscape position and vegetation on long-term weathering rates at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, USA. Geochimica et Cosmochimica Acta 68 (14): 3065-3078.

Olsson, M., K. Rosén, P.-A. Melkerud. 1993. Regional modelling of base cation losses from Swedish forest soils due to whole tree harvesting. Applied Geochemistry 8 (2): 189-194.

Olsson, M. T., P.-A. Melkerud. 2000. Weathering in three podzolized pedons on glacial deposits in northern Sweden and central Finland. Geoderma 94: 149-161.

Ottner, F., S. Gier, M. Kuderna, B. Schwaighofer. 2000. Results of an inter-laboratory comparison of methods for quantitative clay analysis. Applied Clay Science 17: 223-243.

Ouimet, R, L. Duchesne. 2005. Base cation mineral weathering and total release rates from soils in three calibrated forest watersheds on the Canadian Boreal Shield. Canadian Journal of Soil Science 85: 245-260.

Parkhurst, D. L., C. a. J. Apello. 1999. User's guide to PHREEQC (Version 2) - A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. Water-Resources Investigations Report 99-4259: 1-326.

Phelan, J., S. Belyazid, D. Kurz, S. Guthrie, J. Cajka, H. Sverdrup, R. Waite. 2014. Estimation of soil base cation weathering Rates with the PROFILE model to determine critical loads of acidity for forested ecosystems in Pennsylvania, USA: Pilot application of a potential national methodology. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 225: 2109.

Posch, M., D. Kurz. 2007. A2M - A program to compute all possible mineral modes from geochemical analyses. Computers & Geosciences 33: 563-572.

Posch, M., W. de Vries, H. Sverdrup. 2015. Mass Balance models to derive critical loads of nitrogen and acidity for terrestrial and aquatic ecosystems. In: de Vries, W., J.-P. Hettelingh, M. Posch: Critical loads and dynamic risk assessments. Environmental Pollution, 25. Springer. Dordrecht, Heidelberg, New York, London: 171-205.

Povak, N. A., P. F. Hessburg, T. C. McDonnell, K. M. Reynolds, T. J. Sullivan, R. B. Salter, B. J. Cosby. 2014. Machine learning and linear regression models to predict catchment-level base cation weathering rates across the southern Appalachian Mountain region, USA. Water Recources Research 50: 2798-2814.

Rademacher, P., B. Buß, B. Müller-Using. 1999. Waldumbau und Nährstoffmanagement als integrierte Aufgabe in der Kiefernwirtschaft auf ärmeren pleistozänen Sanden. Forst und Holz 54: 330-335.

Raissi, F., U. Müller, H. Meesenburg. 2009. Ermittlung der effektiven Durchwurzelungstiefe von Forststandorten. GeoFakten 9: 1-7.

Riek, W., A. Russ, D. Kühn. 2015. Waldbodenbericht Brandenburg. Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, 60: 172 S.

Schachtschabel, P., H.-P. Blume, G. Brümmer, K.-H. Hartge, U. Schwertmann. 1998. Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag. 494 S.

Schaller, M., J. D. Blum, S. P. Hamburg, M. A. Vadeboncoeur. 2010. Spatial variability of long-term chemical weathering rates in the White Mountains, New Hampshire, USA. Geoderma 154: 294-301.

Simonsson, M., S. Andersson, Y. Andrist-Rangel, S. Hillier, L. Mattsson, I. Öborn. 2007. Potassium release and fixation as a function of fertilizer application rate and soil parent material. Geoderma 140: 188-198.

Simonsson, M., S. Hillier, I. Öborn. 2009. Changes in clay minerals and potassium fixation capacity as a result of release and fixation of potassium in long-term field experiments. Geoderma 151: 109-120.

Schröder, H., H. J. Fiedler. 1975. Nährstoffgehalt und Trophiegliederung waldbodenbildender Grundgesteine des Harzes. Hercynia 12 (1): 40-57.

Spranger, T., K. Lorenz, H.-D. Gregor. 2004. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends. Texte Umweltbundesamt, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt). Berlin. 266 S.

Spranger, T., H.-D. Nagel. 2003. Germany. In: Posch, M., J.-P. Hettelingh, J. Slootweg, R. J. Downing: Modelling and mapping of critical thresholds in Europe: CCE Status Report 2003. M & M Coordination Center for Effects. Bilthoven. S. 81-85.

Starr, M., A.-J. Lindroos, T. Tarvainen, H. Tanskanen. 1998. Weathering rates in the Hietajäri integrated monitoring catchment. Boreal Environment Research 3: 275-285.

Starr, M., A.-J. Lindroos, L. Ukonmaanaho. 2014. Weathering release rates of base cations from soils within a boreal forested catchment: variation and comparison to deposition, litterfall and leaching fluxes. Environmental Earth Sciences 75: 5101-5111.

Starr, M., A.-J. Lindroos. 2006. Changes in the rate of release of Ca and Mg and normative mineralogy due to weathering along a 5300-year chronosequence of boreal forest soils. Geoderma 133: 269-280.

Steinicke, C., M. Köhler, B. Ahrends, N. Wellbrock, J. Evers, L. Hilbrig, H. Meesenburg. 2016. Pedotransferfunktionen zur Abschätzung der Trockenraumdichte von Waldböden in Deutschland. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 16: 95-107.

Stephens, J. C. 2002. Response of soil minerals weathering to elevated carbon dioxide. California Institute of Technology, Pasadena, California. 179 S.

Sverdrup, H. 1990. The kinetics base of cation release due to chemical weathering. Lund. 246 S.

Sverdrup, H. 1996. Geochemistry, the key to understanding the environmental chemistry. Science of the Total Environment 183: 67-87.

Sverdrup, H., P. Warfvinge. 1993a. Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. Applied Geochemistry 8: 273-283.

Sverdrup, H., P. Warfvinge. 1993b. Effect of Soil Acidification on Growth of Trees and Plants as Expressed by the (Ca+Mg+K)/Al Ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering II, Lurid University, Lund, Sweden. 177 S.

Sverdrup, H., P. Warfvinge. 1995. Estimating field weathering rates using laboratory kinetics. In: White, A. F., S. L. Brantly: Chemical weathering of silicate minerals. 31. Mineralogical Society of America. Washington, DC. S. 485-541.

Sverdrup, H., I. Stjernquist. 2002. Developing principles and models for sustainable forestry in Sweden. Managing Forest Ecosystems 5: 1-481.

Sverdrup, H., P. Warfvinge, M. Rabenhorst, A. Janicki, R. Morgan, M. Bowman. 1992. Critical loads and steady-state chemistry for streams in the state of Maryland. Environmental Pollution 77: 1995-1203.

Swodoba-Colberg, N. G., J. I. Drever. 1993. Mineral dissolution rates in plot-scale field and laboratory experiments. Chemical Geology 105: 51-69.

Tarrah, J., M.-J. Mazzarino, W. Fleming, H. Fölster. 1990. Protonenverbrauch durch Silikatverwitterung in norddeutschen Lößböden. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen Reihe B 16: 17-36.

Tarrah, J., K.-J. Meiwes, H. Meesenburg. 2000. Normative calculation of minerals in North German loess soils using the modified CIPW norm. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163: 307-312.

Taylor, A. R., J. D. Blum. 1995. Relation between soil age and silicate weathering rates determined from the chemical evolution of a glacial chronosequence. Geology 23 (11): 979-982.

Thornton, G. J. P. 2001. Calculating weathering rates of stream catchments in the English Lake District using critical element ratios, mass-balance budgets and the MAGIC model. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 130: 923-928.

Tominaga, K., J. Aherne, S. A. Watmough, M. Alveteg, B. J. Cosby, C. T. Driscoll, M. Posch, A. Pourmokhtarian. 2010. Predicting acidification recovery at the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire: Evaluation of four models. Environmental Science and Technology 44: 9003-9009.

Turner, B., A. F. White, S. L. Brantley. 2010. Effects of temperature on silicate weathering: Solute fluxes and chemical weathering in a temperate rain forest watershed, Jamieson Creek, British Columbia. Chemical Geology 269: 62-78.

Vadeboncoeur, M. A., S. P. Hamburg, R. D. Yanai, J. D. Blum. 2014. Rates of sustainable forest harvesting depend on rotation length and weathering of soil minerals. Forest Ecology and Management 318 (15): 194-205.

van Breemen, N., C. T. Driscoll, J. Mulder. 1983. Acidification and alkalinization of soils. Plant and Soil 75: 283-308.

van der Salm, C. 2001. Assessment of the regional variation in weathering rates of loess and clay soils in the Netherlands. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 131: 217-243.

van der Salm, C., L. Köhlenberg, W. de Vries. 1998. Assessment of weathering rates in Dutch loess and river-clay soils at pH 3.5, using laboratory experiments. Geoderma 85: 41-62.

von Wilpert, K., B. Bösch, P. Bastian, D. Zirlewagen, F. Hepperle, S. Holzmann, H. Puhlmann, J. Schäffer, G. Kändler, U. H. Sauter. 2011. Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzepte für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 87: 155 S.

Velbel, M. 1986. The mathematical basis for determining rates of geochemical and geomorphic processes in small forest watersheds by mass balance. Examples and implications. In: Coleman, S., D. Dethier: Rates of Chemical Weathering of Rocks and Minerals. Academy Press. S. 439-451.

Warfvinge, P., H. Sverdrup. 1995. Critical loads of acidity to Swedish forest soils. Reports in ecology and environmental engineering 5: 104.

Watmough, S. A., P. J. Dillon. 2003. Base cation and nitrogen budgets for seven forested catchments in central Ontario, 1983-1999. Forest Ecology and Management 177: 155-177.

Watmough, S. A., J. Aherne, C. Alewell, P. Arp, S. Bailey, T. Clair, P. Dillon, L. Duchesne, C. Eimers, I. Fernandez, N. Foster, T. Larssen, E. Miller, M. Mitchell, S. Page. 2005. Sulphate, nitrogen and base cation budgets at 21 forested catchments in Canada, the united states and Europe. Environmental Monitoring and Assessment 109: 1-36.

Watson, C. L. 1980. Seasonal soil temperature regimes in south-eastern Australia. Soil Research 18: 325-331.

Wesselink, L. G., J. J. M. van Grinsven, G. F. Grosskurth. 1994: Measuring and modeling mineral weathering in an acid forest soil, Solling, Germany. Soil Science Society of America Special Publications 39: 91-110.

White, A. F., S. L. Brantley. 2003. The effect of time on the weathering of silicate minerals: why do weathering rates differ in the laboratory and field? Chemical Geology 202: 479-506.

Whitfield, C. J., C. Reid. 2013. Prediction surface area of coarse-textured soils: Implication for weathering rates. Canadian Journal of Soil Science 93: 621-630.

Whitfield, C. J., S. A. Watmough, J. Aherne, P. J. Dillon. 2006. A comparison of weathering rates for acid-sensitive catchments in Nova Scotia, Canada and their impact on critical load calculations. Geoderma 136: 899-911.

Zak, S. K., K. Beven, B. Reynolds. 1997. Uncertainty in the estimation of critical loads: a practical methodology Water, Air, and Soil Pollution: Focus 98: 297-316.

7 Herleitung flächiger Depositionsdaten

Bernd Ahrends, Markus Wagner & Uwe Klinck
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle

7.1 Einleitung und Problemstellung

Die Zufuhr der basischen Kationen Natrium (Na^+), Kalium (K^+), Magnesium (Mg^{2+}) und Calcium (Ca^{2+}) in Waldböden erfolgt durch die Mineralverwitterung oder die atmosphärischen Stoffeinträge (Lindberg et al. 1986). Der Rückgang der Deposition von basischen Kationen in vielen europäischen Regionen (Hedin et al. 1994, Meesenburg et al. 1995) kompensiert teilweise die positive Wirkung der reduzierten Auswaschungsverluste aufgrund der zurückgegangenen Schwefeldepositionen (Fowler et al. 2007). Entsprechend zeigen die Ergebnisse der BZE II, dass auf ungekalkten versauerungsempfindlichen Standorten eine fortschreitende Versauerung mit entsprechenden Basenverlusten festzustellen ist (Wellbrock et al. 2016). Als Ursache hierfür werden die Säurebelastung durch Stickstoffeinträge und die Remobilisierung von zwischengespeichertem Schwefel angesehen. Darüber hinaus erfordert die gestiegene Nachfrage nach Biomasse aus dem Wald die Berechnung von Nährstoffbilanzen, um die Nachhaltigkeit der unterschiedlichen Ernteintensitäten beurteilen zu können (Akselsson et al. 2007, Klinck et al. 2012). Entsprechend ist die Vorhersage und Regionalisierung der atmosphärischen Stoffeinträge von grundlegender Bedeutung für die Waldbewirtschaftung und die Umweltpolitik.

Die atmosphärische Deposition wird von vielen physikalischen und chemischen Prozessen auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen beeinflusst (Pieterse et al. 2007). Der Gesamteintrag in Waldbestände kann als Nass-, Trocken- und Feuchtdeposition erfolgen (Erisman et al. 2005). Der Schwerpunkt in dieser Studie liegt auf der trockenen Deposition, da für die nasse Deposition Unterschiede von Baumarten und Bestandesstrukturen nicht von Bedeutung sind. Die trockene Deposition ist ein Prozess, bei dem Gase und Aerosole direkt aus der Atmosphäre auf Oberflächen abgelagert werden. Es ist hinreichend bekannt, dass die trockene Deposition durch die Elementkonzentrationen in der Luft, durch Luftturbulenzen, durch die chemischen und physikalischen Oberflächeneigenschaften und durch die Fähigkeit der Oberflächen, Gase und Partikel aufzunehmen, maßgeblich beeinflusst wird (Erisman et al. 1994). Die chemische Zusammensetzung und damit auch die Variabilität in den Ionenkonzentrationen unterliegen erheblichen Veränderungen an der Bestandesoberfläche (Matzner 1988). Neben den Austauschprozessen in den Blättern und Nadeln (Ulrich 1994) wird die Variabilität der Ionenkonzentrationen durch die trockene und feuchte Deposition erhöht (Gauger et al. 2008). Die räumliche Variabilität der Depositionsraten innerhalb eines Bestandes wird wesentlich durch (i) Waldrandeffekte (Devlaeminck et al. 2005), (ii) Stammfläche und Abstand zum Stamm (Rothe 1997, Whelan et al. 1998) und (iii) kleinräumliche Unterschiede des Kronendaches (Böttcher et al. 1997, Staelens et al. 2006, von Wilpert 2008) beeinflusst. Die Variabilität zwischen Beständen ist zunächst von der Intensität der atmosphärischen Turbulenzen abhängig. Ne-

ben der Baumart (Augusto et al. 2002, Talkner et al. 2010) sind weitere Bestandeseigenschaften von großer Bedeutung. Zahlreiche Untersuchungen weisen darauf hin, dass die Stoffeinträge linear mit der Bestandeshöhe steigen (Erisman & Draaijers 2003, Mohr et al. 2005, de Schrijver et al. 2008). Auch eine Erhöhung des Blattflächenindexes (LAI) kann zu einer Erhöhung der Einträge führen (Vesala et al. 2005). Allerdings zeigen einige Studien auch, dass es hinsichtlich der Zunahme ein Maximum gibt, oder es bei sehr hohen Werten zu einer relativen Reduzierung kommt (Ivens 1990, Katul et al. 2011). Insbesondere in Fichtenbeständen können große Nadelmassen zu einer höheren Trockendeposition führen. Weitere wichtige Faktoren sind die Bestandesdichte, der frontale Flächenindex (FAI), die Kronendichte und das Bestandesvolumen (Simon & Westendorff 1990, Erisman & Draaijers 2003, Nakai et al. 2008).

Die Nassdeposition kann mit hinreichender Genauigkeit gemessen werden. Demgegenüber ist die direkte Erfassung und der kontinuierliche Messbetrieb von Trockendepositionen nach wie vor von großen Unsicherheiten begleitet (Erisman et al. 1994). Trotz der vielen Messungen und Experimente in den letzten Jahrzehnten sind die Fortschritte bei der Erfassung der trockenen Deposition nach wie vor sehr gering. Dies kann auf eine große Anzahl von Prozessen, die z.T. gegenläufige Effekte auf die Depositionsraten haben, zurückgeführt werden (Katul et al. 2011). Die Konzentrationen von basischen Kationen (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}) im Kronendurchlass sind i.d.R. durch Austauschprozesse im Kronendach erhöht (Staelens et al. 2006). Daher erfolgt die Ermittlung der trockenen Deposition dieser Elemente entweder durch Widerstands-Methoden (Tang et al. 2009), mikrometeorologische Methoden (Wesely & Hicks 2000) oder die Messung von Bestandesniederschlägen. Während es sich bei den ersten beiden Methoden um sehr anspruchsvolle und ausrüstungsintensive Verfahren handelt, ist die letztgenannte ein sehr einfaches Messverfahren (Thimonier et al. 2008). Ein weiterer Vorteil bei der Messung von Bestandesniederschlägen ist, dass sie verlässlicher im Gebirge oder Regionen mit inhomogenen Oberflächenstrukturen angewendet werden können (Wesely & Hicks 2000). Entsprechend wird die Gesamtdeposition von basischen Kationen häufig mit diesen Messungen in Kombinationen mit Kronenraumbilanzierungen ermittelt. Für diese Bilanzierung ist die Ableitung des „dry deposition factors“ (DDF), oder auch Natriumfaktors, von elementarer Bedeutung (Ulrich 1994, Draaijers & Erisman 1995). Das einzige hierfür betrachtete Element ist Natrium, da angenommen wird, dass es sich mehr oder weniger inert im Kronenraum verhält (Erisman & Draaijers 1995).

Um die Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Stoffeinträge beurteilen und die Stoffeinträge für beliebige Waldbestände regionalisieren zu können, ist es notwendig, die bedeutsamsten Bestandesparameter zu quantifizieren. Für die praktische Anwendung solcher empirischer Modelle sollten in diese nur einfach verfügbare Bestandesparameter (Baumart, Volumen, usw.) und meteorologische Parameter, wie Niederschlag oder Nassdeposition, eingehen. Aus dem dargelegten Stand der Forschung lassen sich folgende Fragestellungen für diese Studie formulieren:

(1) Lässt sich die trockene Deposition von basischen Kationen mit einem einfachen Modell auf Flächen des Intensiven Monitorings beschreiben?

(2) Kann die Modellparametrisierung mit Hilfe möglichst einfacher und plausibler Regionalisierungsmodelle auf Basis leicht verfügbarer Daten (z.B. Forsteinrichtung, Klimadaten, Nassdeposition) mit ausreichender Güte durchgeführt werden?

7.2 Material und Methoden

7.2.1 Methodischer Ansatz

Während für die Ableitung von Depositionsraten von Stickstoffverbindungen die Widerstandsmodelle als überlegen angesehen werden (Gehrmann et al. 2001), bestehen insbesondere bei der Abschätzung der Gesamtdeposition von basischen Kationen noch erhebliche Unsicherheiten (Spranger 2000). Daher soll im Projekt versucht werden, anhand der Depositionsdaten auf Flächen des Intensiven Umweltmonitorings (Level II, BDF usw.) statistische Modelle für den „dry deposition factor“ (DDF) (Draaijers & Erisman 1995) in Abhängigkeit von klimatischen und bestandesspezifischen Parametern zu entwickeln, mit denen die Gesamtdepositionen von basischen Kationen abgeschätzt und regionalisiert werden kann. Hierfür wird als eine wichtige Stützvariable die im Auftrag des Umweltbundesamtes (Builtjes et al. 2011, Schaap et al. 2015) regionalisierte Nassdeposition verwendet. Hieraus ergibt sich das in Abb. 7.1 schematisch dargestellte, methodische Vorgehen, das sich in drei Hauptarbeitsschritte gliedern lässt: die Modellentwicklung, die Evaluierung und die Anwendung des Schätzmodells auf die BZE- und BWI-Standorte unter Berücksichtigung der Bestandesinformationen.

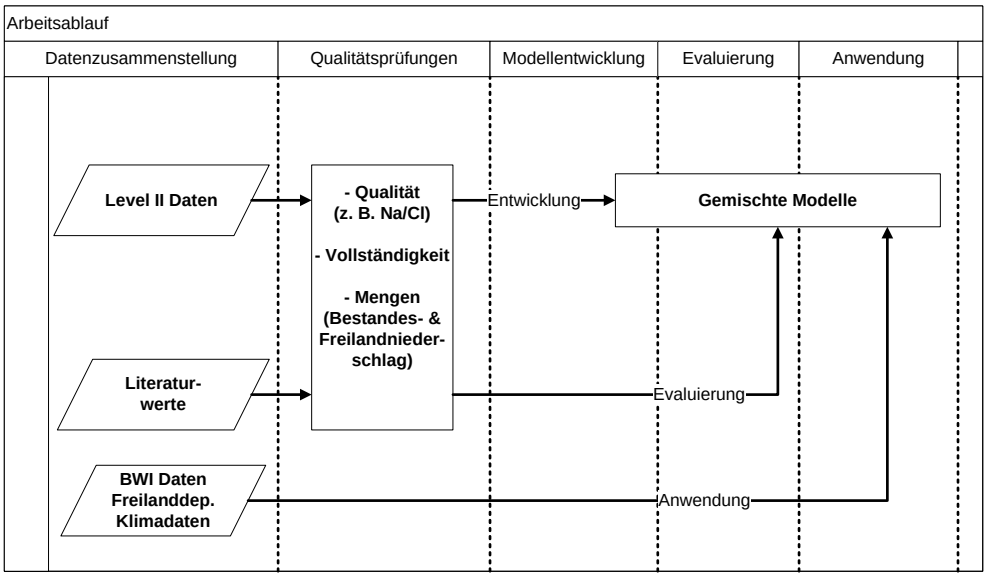


Abb. 7.1: Schematische Darstellung des methodischen Ansatzes.

7.2.2 Datenzusammenstellungen

7.2.2.1 Depositionsdaten

Die beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) angefragte und zur Verfügung gestellte Access-Datenbank enthält Depositionsdaten für über 100 Level-II-Standorte aus dem Zeitfenster 2000–2011 (Abb. 7.2, Tab. 7.1). Diese Daten wurden durch längere und häufig aktualisierte Zeitreihen aus den beteiligten Bundesländern (SH, ST, NI, HE, BY, BW) ergänzt bzw. z.T. aktualisiert. Da die meisten Dauerbeobachtungsflächen Anfang der 90er Jahre eingerichtet wurden (BMELF 1997), die Karten des Umweltbundesamtes frühestens das Jahr 1990 abdecken und da in diesem Projekt vorranging der Zeitraum von 2000 bis 2010 betrachtet werden soll, wurden Depositionsmessungen vor 1990 von der Auswertung ausgeschlossen, um Inhomogenitäten in der Datenstruktur zu minimieren.

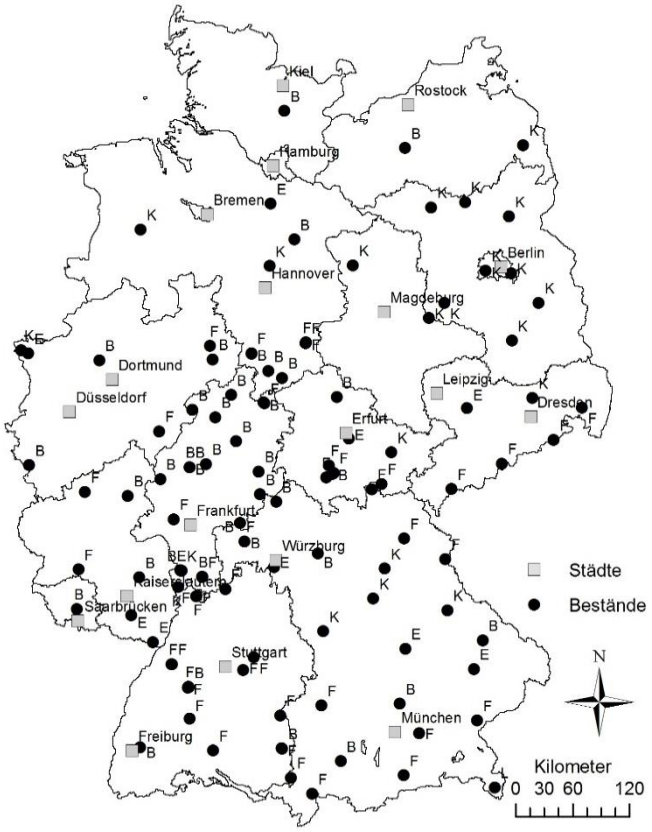


Abb. 7.2: Standorte der 115 untersuchten Depositionsmessbestände in Deutschland; B = Buche, E = Eiche, F = Fichte, K = Kiefer, L = Lärche.

Tab. 7.1: Anzahl der Plots aus Abb. 7.2, sortiert nach berücksichtigten Baumarten.

Buche	Eiche	Fichte	Kiefer	Lärche	Insgesamt
38	10	43	23	1	115

7.2.2.2 Bestandesdaten

Bei den Beständen mit Bestandesinformationen auf Einzelbaumebene wurde zunächst der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (Dg) und aus diesem, unter Berücksichtigung der Stammzahl, die Grundfläche des Bestandes berechnet (Curtis & Marshall 2000). Anschließend wurde mit den Parametern nach Pretzsch & Biber (2005) (Buche = -1,789, Fichte = -1,664, Kiefer = -1,593 und Eiche = -1,424) der Stand Density Index (SDI) nach Reineke (1933) bestimmt. Der SDI hat im Zusammenhang mit den durchzuführenden Untersuchungen den großen Vorteil, dass dieser Parameter häufig nicht so stark mit anderen Bestandesparametern (z.B. Alter, Dg, Grundflächenhöhe, Volumen, Grundfläche) korreliert ist (Solberg et al. 2009).

Zur Abschätzung der Höhe des Grundflächenmittelstammes wurden zunächst verschiedene Höhenkurven (Schmidt 1967) an die Datensätze angepasst und die Höhenkurven mit dem geringsten AIC und höchsten Bestimmtheitsmaß ausgewählt. Anschließend wurde der Hg durch Einsetzen des Dg in die Höhenfunktion ermittelt. Um länderspezifische Effekte bei den Volumenberechnungen zu vermeiden, wurde dem Vorgehen von Solberg et al. (2009) gefolgt und die Volumenberechnungen einheitlich anhand der Schätzfunktionen von de Vries et al. (2003) durchgeführt. Basierend auf diesen grundlegenden Bestandesparametern wurden mit Hilfe von allometrischen Funktionen weitere Bestandescharakteristika wie Blattflächenindex oder die Blatt-/Nadelmasse abgeleitet (Hammel & Kennel 2001, Wirth et al. 2004, Cienciala et al. 2006, Wutzler et al. 2008).

7.2.2.3 Digitales Geländemodell und abgeleitete Parameter

Da alle bundesweit verfügbaren Depositionsmessstellen in die Auswertung integriert werden sollten, wurde das bundesweit verfügbare DGM aus den SRTM Höhendaten mit einer Auflösung von 90 m verwendet (Jarvis et al. 2008). Obwohl es sich hierbei nicht um die beste räumliche Auflösung handelt, sollte diese ausreichen, um z.B. den Luv/Lee-Effekt mit einer ausreichenden Genauigkeit zu quantifizieren (Franke et al. 2008). Bei der Regionalisierung von Klimavariablen kommt dem Luv/Lee-Effekt häufig eine große Bedeutung zu (Schulz et al. 1999, Ferranti et al. 2010). Auf Grundlage dieses DGM wurden mit der Open Source Software SAGA (Olaya 2004, Conrad 2007, Cimmery 2010) der Luv/Lee-Index (Böhner & Antonić 2009) und der effektive Air-Flow-Index (Böhner & Antonić 2009) für verschiedene Hauptwindrichtungen (NW, W, SW) und räumliche Suchbereiche (5, 10, 30 km) berechnet. Die berechneten Indices fanden sowohl in der Modellierung der Windgeschwindigkeit, als auch als potentielle Parameter zur Parametrisierung des Depositionsmodells Berücksichtigung.

Die Hangneigung und die Exposition wurden ebenfalls mit SAGA berechnet. Die Exposition in Grad (ASP) wurde in eine kontinuierliche Variable (ASPINDEX) zwischen 0 und 1 in Anlehnung an Roberts & Cooper (1989) mit der folgenden Gleichung:

$$ASPINDEX = 0{,}5 \times (\cos(\pi/180 \times ASP° - 30) + 1) \quad (7.1)$$

umgerechnet, wobei 1 den Westen und 0 den Osten beschreibt.

7.2.2.4 Windgeschwindigkeit

Da die Windgeschwindigkeit eine große Bedeutung für die Trockendeposition von Natrium hat (Erisman & Draaijers 2003), wurde diese von den Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes auf die Standorte mit Depositionsmessungen regionalisiert. Dem Ansatz von Etienne et al. (2010) folgend, wurde zur Regionalisierung der Windgeschwindigkeit ein generalisiertes additives Modell (GAM) verwendet. Die Regionalisierung erfolgte mit dem R-Paket *„mgcv“* (Wood 2006). Parametrisiert wurde das Modell mit der Höhe über NHN, dem Luv/Lee-Index für einen Suchradius von 10 km, der in SAGA angegebenen Default-Hauptwindrichtung und den Lagekoordinaten. Parametrisierungen mit anderen Hauptwindrichtungen (W, SW) und Suchradien (5 und 30 km) zeigten keine gravierenden Unterschiede in der Modellgüte. Die gewählte Parametrisierung zeigt in den meisten Jahren zwischen 1990 und 2014 die höchsten Bestimmtheitsmaße.

7.2.2.5 Seesalzkonzentrationen

Seesalzaerosole können insbesondere in Küstenregionen die chemische Partikelzusammensetzung verändern (Tsyro et al. 2011) und sollten daher bei der Analyse der DDF's berücksichtigt werden. Die jährlichen Seesalzkonzentrationen in der Luft wurden aus der EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme)-Datenbank entnommen. Eine detaillierte Beschreibung des EMEP-Modells ist auf der EMEP-Homepage (http://www.emep.int) zu finden.

7.2.3 Verwendete Software

Die Datenaufbereitung und Datenhaltung erfolgte mit MS Access™ und MS Excel™. Für die statistischen Analysen und Berechnungen wurde das Statistikpaket R 3.0.1 (R Development Team 2013) benutzt. Die Reliefanalysen wurden mit SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses) durchgeführt.

7.2.4 Statistische Methoden

Im Folgenden werden kurz die zur Anwendung gekommenen statistischen Methoden vorgestellt und beschrieben. Soweit nicht anders gekennzeichnet, wurde mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit p von 0,1 % (oder $\alpha = 0{,}001$) getestet, um besonders einflussreiche Variablen zu identifizieren.

7.2.4.1 Deskriptive Statistik

Zur zusammenfassenden Darstellung der Verteilung des DDF wurden das arithmetische Mittel (X) und der Median (M) verwendet. Zur Beschreibung der Streuung wurden Spannweiten, Standardabweichungen (Std) und Variationskoeffizienten (VK) berechnet. Hierzu wurden die R-Bibliotheken *„Pastecs“* (Ibanez et al. 2013) und *„Psych“* (Revelle 2015) verwendet.

7.2.4.2 Korrelationsanalyse

Um die Zusammenhänge zwischen den Variablen zu beschreiben, wurde der Spearmansche Rang-Korrelationskoeffizient (r_{Spear}) ermittelt (Sachs 1999), da nicht von einer Normalverteilung der Datensätze ausgegangen werden kann. Verwendet wurde hierzu die R-Bibliothek *„Hmisc“* (Harrell 2013).

7.2.4.3 Regressionsmodelle

Zur Abschätzung des DDF wurden additive gemischte Regressionsmodelle verwendet, die im Statistikpaket R 3.0.1 (R Development Team 2013) unter Verwendung der R-Bibliothek *„mgcv“* 1.7-16 (Wood 2006) durch einen Aufruf der R-Bibliothek *„nlme“* (Pinheiro et al. 2008) direkt als gemischte Modelle parametrisiert wurden. Additive Modelle erlauben es, nichtlineare Effekte der Prädiktorvariablen (Freilanddeposition, Windgeschwindigkeit, Baumart etc.) auf die Zielvariable (DDF) zu identifizieren, ohne dass Annahmen über eine bestimmte Funktionsform vorgegeben werden müssen. Die Anwendung eines gemischten Modells (mixed model) ist notwendig, da die Zeitreihen von Depositionsmessungen stammen, die in gleichen Beständen durchgeführt wurden und somit nicht unabhängig voneinander sind. Werden solche Zusammenhänge ignoriert, besteht die Gefahr, dass Effekte einzelner Parameter falsch eingeschätzt werden (Suuster et al. 2011). Die allgemeine Form eines verallgemeinerten additiven gemischten Modells (GAMM) lautet für normal und homogen verteilte Beobachtungen wie folgt:

$$DDF_{jb} = b_0 + f_1(x_{1,jb}) + \cdots + f_n(x_{n,jb}) + Z_b b_b + \varepsilon_{jb} \qquad (7.2)$$

wobei DDF Dry-Deposition-Faktor im Jahr j des Bestandes b bedeutet, b_0: Regressionskonstante bzw. Faktor, f_1, f_2, ... f_n: eindimensionale glättende Funktion, x_{1jb}, x_{2jb}, ... x_{njb}: $1...n$ erklärende Variablen des Jahres j und des Bestandes b, Z_b: Modellmatrix der Zufallseffekte auf Bestandesebene, b_b: Vektor mit bestandesspezifischen Zufallseffekten und ε_{jb}: ein unabhängig und identisch verteilter Fehlerterm im Jahr j des Bestandes b.

Als Unterstützung bei der Variablenselektion wurde die R-Bibliothek *„leaps“* (Lumley 2009) verwendet.

Zur Aufdeckung von Modellverletzungen und der Beurteilung der Modellgüte wurden graphische und numerische Residualanalysen durchgeführt. Die Bewertung der Modelle erfolgte anhand der folgenden statistischen Kenngrößen:

- Akaikes Informationskriterium [AIC] (Kuha 2004)
- Bestimmtheitsmaß (R^2)
- mittlerer Quadratwurzelfehler (RMSE)
- systematische Abweichungen des Modells von Messwerten (Bias)

Zur Beurteilung der Stärke und Signifikanz von räumlichen Autokorrelationen wurde der Moran’s I-Test (Lichstein et al. 2002) mit der R-Bibliothek *„ape“* (Paradis et al. 2004) durchgeführt.

7.2.4.4 Prüfung der Datenqualität und Ausreißer

Das Grundproblem bei der Bestimmung von Ausreißern innerhalb eines Datenkollektives liegt in der Abgrenzung zwischen hohen Werten, die plausibel sind und sehr hohen Extremwerten, die nicht mehr zur Population der plausiblen Daten zählen und somit als Ausreißer zu kennzeichnen und zu behandeln sind. Diese Auswertung konzentriert sich auf Natrium als Tracer zur Berechnung des DDF. Daher wurden an den Depositionsdaten keine zusätzlichen Datenprüfungen vorgenommen. Das ICP Forests Manual gibt einen akzeptablen Wertebereich für das molare Na/Cl-Verhältnis von 0,5 bis 1,5 (Ulrich et al. 2006) an. Bei kurzen Messintervallen gibt es z.T. Gründe, um diesen Gültigkeitsbereich zu erweitern (Thimonier et al. 2008). Beim Überschreiten dieser Grenzwerte auf Jahresebene wird ein ernsthaftes Datenproblem angenommen. Zusätzlich zum Na/Cl-Verhältnis wurden starke Ausreißer anhand der jährlichen Wasser- und Depositionsflüsse identifiziert (Bleeker et al. 2003). Datensätze, die diese Qualitätskriterien nicht erfüllten, wurden von der Auswertung ausgeschlossen. Nach dem Entfernen dieser „auffälligen“ Datensätze mussten im Zuge der Modellentwicklung keine weiteren Daten mehr entfernt werden.

7.3 Ergebnisse

7.3.1 Variabilität und Korrelationen

Der auf Grundlage aller Bestände und Jahre berechnete Variationskoeffizient des DDF beträgt 84 % und die Standardabweichung 0,47. Diese sehr hohe Variabilität ist Ausdruck der hohen inter-annuellen und räumlichen Variabilität des DDF. Die Häufigkeitsverteilung der DDF‘s ist nahe an einer Normalverteilung, wenngleich bei einigen Baumarten eine leicht rechtsschiefe Tendenz besteht (Abb. 7.3).

Abb. 7.3 zeigt die statistischen Kenngrößen getrennt nach den vier Hauptbaumarten. Wie schon für den Gesamtdatensatz zeigen sich auch innerhalb der Baumarten sehr hohe Variationskoeffizienten. Die Unterschiede der baumartenspezifischen Mittelwerte sollten jedoch mit Vorsicht interpretiert werden, da die Verteilung der Baumarten nicht homogen über vergleichbare Depositionsverhältnisse vorliegt und die Freilanddeposition, die Entfernung zur Nordseeküste und die Windgeschwindigkeit einen entscheidenden Einfluss auf die DDF’s haben (Tab. 7.3).

Tab. 7.2: Deskriptive Statistik der DDF‘s für die vier Hauptbaumarten auf den Depositionsmessflächen in Deutschland. n: Anzahl der Messwerte, X: arithmetisches Mittel, M: Median, Std: Standardabweichung, VK: Variationskoeffizient. Nach Gauger et al. (1997) zählen die Lärchen zu den Depositionsmessungen im Nadelwald. Daher wurde die Lärchenfläche vereinfacht den Fichtenbeständen zugeordnet.

Baumart	n	X	M	Min	Max	Std	VK (%)
Fichte	444	0,7625	0,74697	-0,3250	2,2000	0,48257130	63,28
Buche	379	0,4188	0,36603	-0,4655	2,1364	0,37724536	90,07
Kiefer	192	0,5089	0,48435	-0,5745	3,1282	0,42277551	83,08
Eiche	106	0,1488	0,15789	-0,3750	1,0000	0,20253946	136,14

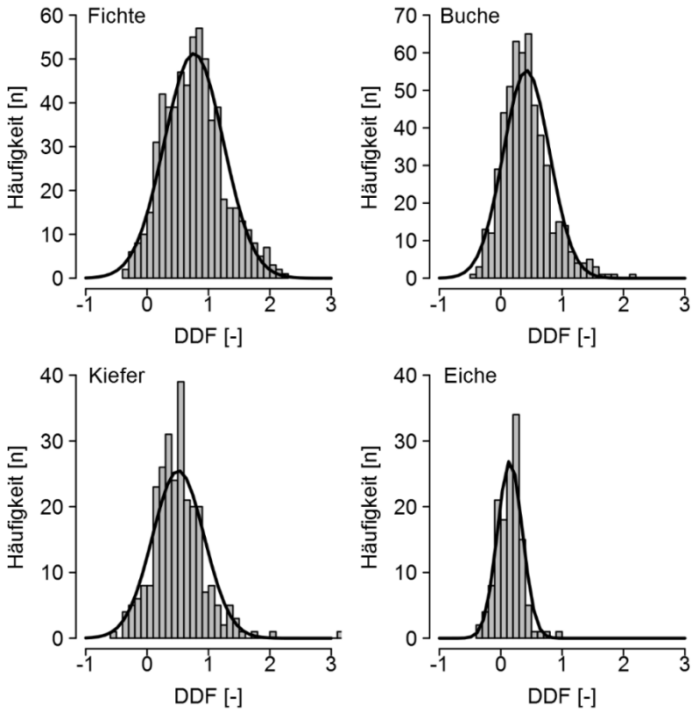


Abb. 7.3: Häufigkeitsverteilungen der DDF‘s auf den Depositionsmessflächen in Deutschland für die Hauptbaumarten Fichte, Buche, Kiefer und Eiche.

Die Korrelationsanalysen zeigen signifikante Zusammenhänge zu vielen Variablen, die in diese Untersuchung eingeflossen sind (Tab. 7.3). Hervorzuheben ist hier insbesondere die Korrelation zur Windgeschwindigkeit (0,42). Entsprechend gilt es, den Einfluss der Windgeschwindigkeit zu berücksichtigen, um die Standorte hinsichtlich ihrer bestandesspezifischen Eigenschaften vergleichbarer zu machen. Die Korrelationen der anderen Variablen sind jedoch häufig überprägt von Korrelationen der jeweiligen Variablen untereinander. Entsprechend verbirgt sich hinter der negativen Beziehung des DDF zur Distanz zur Nordseeküste die starke Korrelation zwischen der Seesalzkonzentration und der Distanz zur Nordseeküste (-0,96, n = 2094). Des Weiteren sind die Freilanddeposition von Natrium und die Distanz zur Nordseeküste erwartungsgemäß stark negativ miteinander korreliert (-0,65, n = 1644). Dies ist auch bei der Interpretation der Regressionsmodelle zu beachten.

Tab. 7.3: Auszug von Korrelationskoeffizienten (Spearman) zwischen den „dry deposition factors“ (DDF’s) und verschiedenen standorts- und bestandesspezifischen Variablen. Signif. Schlüssel: ‘*’ 0,1 % ‘**’ 1 % ‘*’ 5 %; 1: geschätzt mit Hilfe von allometrischen Funktionen.**

Variable	Einheit	r_{Spear}	Sig.	n
Rechtswert (RW)	GK3	-0,12	***	1627
Hochwert (HW)	GK3	0,17	***	1627
Höhe über NHN (HOE)	m	0,14	***	1632
Seesalzkonzentration (Mittel) (SK)	µg m^{-3}	0,18	***	1628
Distanz zur Nordseeküste (DK)	km	-0,21	***	1628
LUVLEEINDEX_10_135 (LL10_135)	[-]	0,31	***	1628
LUVLEEINDEX_30_135 (LL30_135)	[-]	0,32	***	1628
LUVLEEINDEX_10_90 (LL10_90)	[-]	0,27	***	1628
Hangneigung (HN)	°	0,10	***	1606
Expositionsindex (EXI)	[-]	0,18	***	1606
Freilandniederschlag (FN)	mm	0,05	n. s.	1633
Freiland Na Deposition (BDNa)	kg ha^{-1} a^{-1}	-0,08	**	1633
Freiland K Deposition (BDK)	kg ha^{-1} a^{-1}	-0,28	***	1633
Freiland Mg Deposition BDMg)	kg ha^{-1} a^{-1}	-0,19	***	1633
Freiland Ca Deposition (BDCa)	kg ha^{-1} a^{-1}	-0,33	***	1633
Freiland Cl Deposition (BDCl)	kg ha^{-1} a^{-1}	-0,04	n. s.	1633
Freiland NO3N Deposition (BDNO3N)	kg ha^{-1} a^{-1}	0,04	n. s.	1633
Freiland NH4N Deposition (BDNH4N)	kg ha^{-1} a^{-1}	-0,06	**	1633
Freiland SO4S Deposition (BDSO4S)	kg ha^{-1} a^{-1}	-0,08	**	1633
Seesalzkonzentration (jährlich) (SKY)	µg m^{-3}	0,15	***	1142
Windgeschwindigkeit (WS)	m s^{-1}	0,42	***	1591
Stammzahl (S)	n ha^{-1}	-0,17	***	1010
Grundfläche (G)	m^2 ha^{-1}	0,11	***	1010
Derbholzvolumen (DH)	m^3 ha^{-1}	0,16	***	943
Kronenschlussindex (KI)	[-]	-0,34	***	1010
Blatt-/Nadelmasse (NM)[1]	kg ha^{-1}	0,24	***	985
Blattflächenindex (LAI)[1]	m^2 m^{-2}	-0,24	***	1009
Hauptbestand				
Bestandesalter (BA)	Jahre	-0,08	**	1506
Brusthöhendurchmesser (Dg)	cm	0,12	***	1017
Bestandesmittelhöhe (Hg)	m	0,11	**	938
Stammzahl (SHB)	n ha^{-1}	-0,01	n. s.	1010
Grundfläche (GHB)	m^2 ha^{-1}	0,23	***	1010
Stand Density Index (SDI)	[-]	0,18	***	1010
Derbholzvolumen (DHHB)	m^3 ha^{-1}	0,25	***	932
Kronenschlussindex (KIHB)	[-]	-0,19	***	1010
Blatt-/Nadelmasse[1] (NMHB)	kg ha^{-1}	0,32	***	960
Blattflächenindex[1] (LAIHB)	m^2 m^{-2}	-0,08	*	1010

7.3.2 Statistische Depositionsmodelle

Die einfachen Korrelationen geben Hinweise auf die wichtigsten Einflussfaktoren der Trockendeposition. Entsprechend können einfache Regressionsmodelle eingesetzt werden, um z.B. die Trockendeposition anhand der Windgeschwindigkeit abzuschätzen. Zur Verbesserung der Modellqualität ist es notwendig, mehrere Parameter in die Regressionsmodelle aufzunehmen. Grundlage für die dargestellten Modelle sind umfangreiche Regressionsanalysen. Neben der Einhaltung der Modellvoraussetzungen wurde insbesondere Wert darauf gelegt, dass die Modelle nicht übermäßig viele, sowie flächenhaft verfügbare und gut zu interpretierende Variablen enthalten. Dies ist eine wichtige Voraussetzung für die spätere Anwendbarkeit in der forstlichen Praxis. Die ausgewählten Modelle zeigen neben dem signifikanten Einfluss der klimatischen Bedingungen, des Reliefs und der Baumart auch

signifikante Effekte der bestandesspezifischen Parameter wie Bestandesalter oder Bestandeshöhe (vgl. auch Tab. 7.4, Abb. 7.5).

Tab. 7.4: Struktur der ausgewählten Modelle zur Abschätzung des "dry deposition factors" (DDF). BD_{Na}: Freilanddeposition von Natrium, LL: Luv/Lee-Effekt, WIND: Jahresmittel der Windgeschwindigkeit, DK: Distanz zur Nordseeküste, BART: Baumart (Buche, Fichte, Kiefer, Eiche), Hg: Bestandesmittelhöhe, ALTER: Bestandesalter, SDI: Stand Density Index, VOL: Derbholzvolumen des Hauptbestandes.

Modell	Parameter
1	$DDF = b_0 + f_1(BD_{Na}) + f_2(LL) + f_3(WIND) + f_4(DK)$
2	$DDF = b_0 + f_1(BD_{Na}) + f_2(LL) + f_3(WIND) + f_4(DK) + Faktor(BART)$
3	$DDF = b_0 + f_1(BD_{Na}) + f_2(LL) + f_3(WIND) + f_4(DK) + f_5(Hg) + Faktor(BART)$
4	$DDF = b_0 + f_1(BD_{Na}) + f_2(LL) + f_3(WIND) + f_4(DK) + f_5(ALTER) + Faktor(BART)$
5	$DDF = b_0 + f_1(BD_{Na}) + f_2(WIND) + f_3(DK) + f_4(ALTER) + Faktor(BART)$
6	$DDF = b_0 + f_1(BD_{Na}) + f_2(LL) + f_3(WIND) + f_4(DK) + f_5(SDI) + f_6(VOL) + Faktor(BART)$

Modelle, die neben der Freilanddeposition, der Windgeschwindigkeit und dem Relief auch die Baumart berücksichtigen, unterscheiden sich nur noch geringfügig in ihrer Modellgüte (Tab. 7.5). Die durch die multiplen Regressionsmodelle nicht erklärte Restvarianz wird in Abb. 7.4 durch die Streuung der Datenpunkte um die 1:1-Line deutlich. Mit Ausnahme des Modells 1, das nicht die Baumart berücksichtigt, zeigen alle Modelle mehr oder weniger unsystematische Abweichungen um die 1:1-Linie (vgl. Bias Tab. 7.5). Beim Luv/Lee-Index zeigen Werte unter 1 die geschützten Gebiete und Werte über 1 die dem Wind zugewandten Seiten. Entsprechend zeigen auch die Bereiche mit hohen Indexzahlen höhere DDF's (Abb. 7.5). Vergleichbare Zusammenhänge zeigen sich auch für die Windgeschwindigkeit. Neben dem signifikanten Effekt der Baumart (Fichte > Kiefer > Buche > Eiche) zeigen sich auch lineare Effekte der Bestandeshöhe auf die Deposition (Abb. 7.5).

Tab. 7.5: Statistische Kenngrößen der in Tab. 7.4 ausgewählten Modelle (AIC: Akaikes Informationskriterium, R^2_{adj}: korrigiertes Bestimmtheitsmaß, RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler [-], Bias: systematische Abweichungen der Modelle von den Messwerten [-], Moran's I p-Wert: Wert zur Bewertung der Signifikanz von räumlichen Autokorrelationen, n: Anzahl Messwerte).

Modell	AIC	R^2_{adj}	RMSE	Bias	Moran's I (p-Wert)	n
1	-1272	0,425	0,36	0,032	0,48	1596
2	-1370	0,596	0,30	0,019	0,94	1525
3	-900	0,648	0,25	0,005	0,34	928
4	-1344	0,610	0,30	0,016	0,29	1468
5	-1346	0,600	0,30	0,018	0,35	1468
6	-893	0,642	0,25	0,004	0,34	922

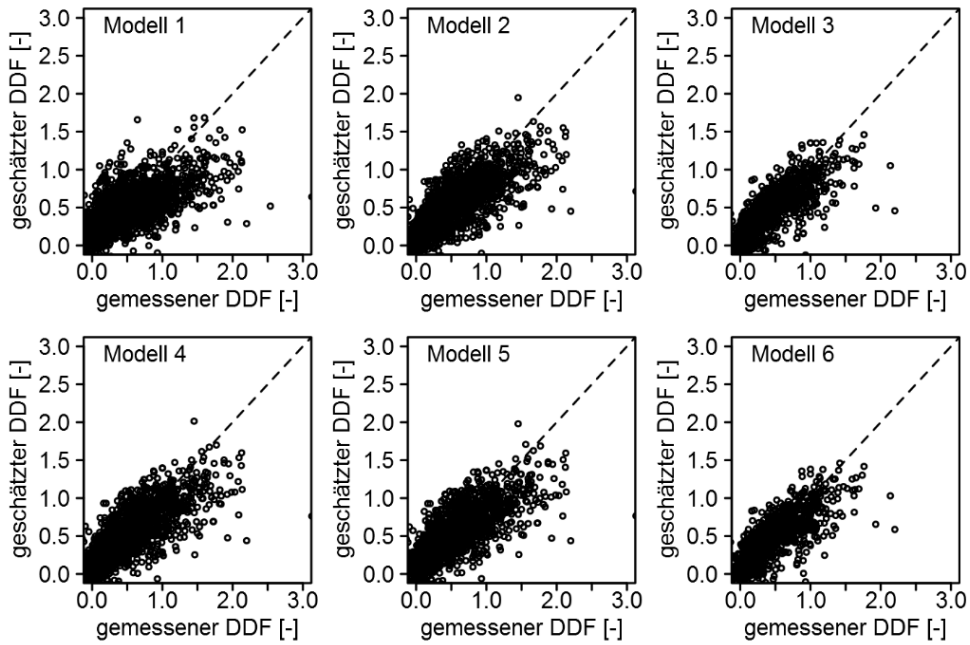


Abb. 7.4: Beziehung zwischen geschätztem und gemessenem „dry deposition factor“ DDF für die in Tab. 7.4 zusammengestellten Modelle.

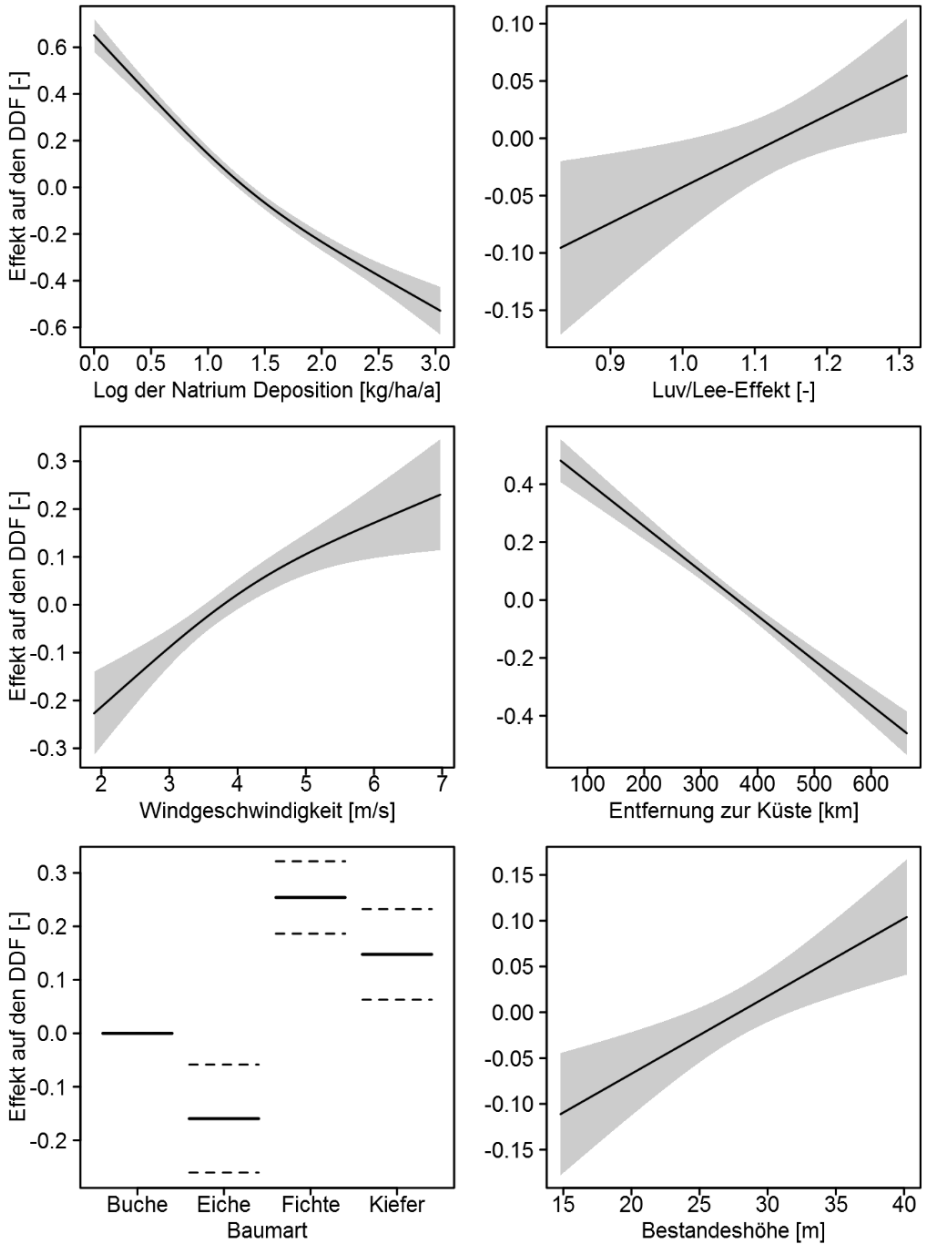


Abb. 7.5: Effekte der Natrium-Freilanddeposition (BDNa), des Luv/Lee-Effektes, der Windgeschwindigkeit, der Entfernung zur Nordseeküste, der Bestandeshöhe und der Baumart auf den „dry deposition factor“ (DDF) in Wäldern. Die grau hinterlegten Flächen bzw. die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95 %-Prognoseintervall.

7.3.3 Sonderfall Stickstoffdeposition

Über den DDF kann für alle Elemente die Gesamtdeposition über die Freilanddeposition abgeschätzt werden. Eine Ausnahme hiervon bilden die Stickstoffkomponenten Ammonium und Nitrat. Bei diesen Elementen ist die Berechnung über den DDF nur eine Minimalschätzung, die jedoch in der überwiegenden Anzahl der Fälle zutrifft (vgl. Abb. 7.6). Da die zur Berechnung notwendigen Informationen aus dem Bestandesniederschlag nur für Dauerbeobachtungflächen und nicht flächenhaft vorliegen, wurde zur Berücksichtigung der fehlenden Stickstoffanteile versucht, den zusätzlichen Anteil mit einfachen Schätzfunktionen abzuleiten. Bei der Modellentwicklung wurde entsprechend der Methodik wie bei der Abschätzung der DDF's vorgegangen. Tab. 7.6 gibt eine Kurzübersicht über die entwickelten Korrekturfunktionen.

Tab. 7.6: Kurzübersicht der Struktur der ausgewählten Modelle zur Abschätzung der zusätzlichen Stickstoffdeposition. NO3P: zusätzliche NO3-N Deposition, NH4P: zusätzliche NH4-N Deposition, BD_{NO3N}: Freilanddeposition von Nitrat-N, BD_{NH4N}: Freilanddeposition von Ammonium-N, BD_{Ca}: Freilanddeposition von Calcium, LL: Luv/Lee-Effekt, DDF: Dry Deposition Faktor, BART: Baumart (Fichte, Kiefer, Laubbäume), VOL: Derbholzvolumen des Hauptbestandes.

Modell	Parameter	
NO3P	$NO3P = b_0 + f_1(BD_{NO3N}) + f_2(BD_{Ca}) + f_3(LL) + f_4(VOL) + f_5(DDF)$	R^2_{adj} = 0,31; n = 948
NH4P	$NH4P = b_0 + f_1(BD_{NH4N}) + Faktor(BART) + f_2(DDF)$	R^2_{adj} = 0,21; n = 1555

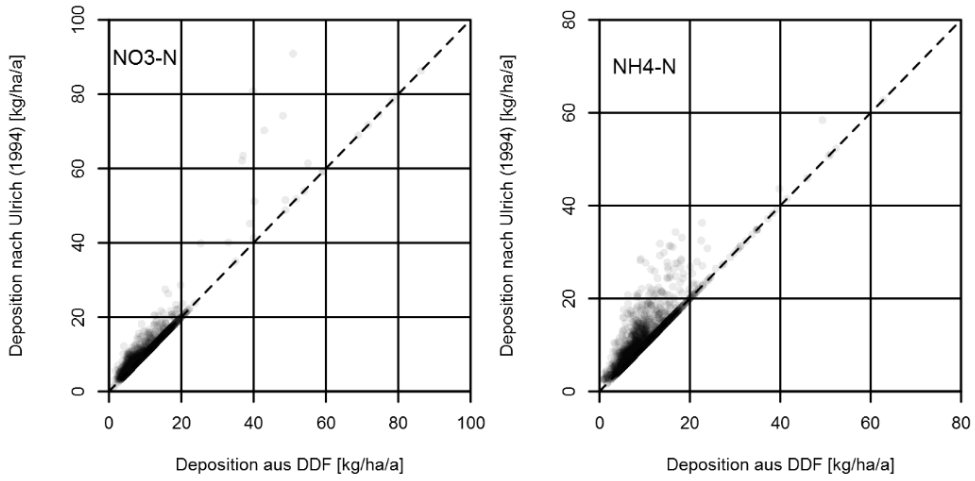


Abb. 7.6: Beziehung zwischen der aus dem DDF ermittelten Stickstoffgesamtdeposition (Nitrat links, Ammonium rechts) und der nach dem Ansatz von Ulrich (1994) geschätzten Gesamtdeposition.

7.3.4 Räumliche Verteilung der Deposition von basischen Kationen

Mit dem vorgestellten Modellsystem wurde die Gesamtdeposition der Hauptkationen und -anionen für alle BZE- und BWI-Standorte in ganz Deutschland berechnet. Angaben zur Umrechnung von Wet-Only in Bulk-Deposition sind der Abb. 7.9 zu entnehmen.

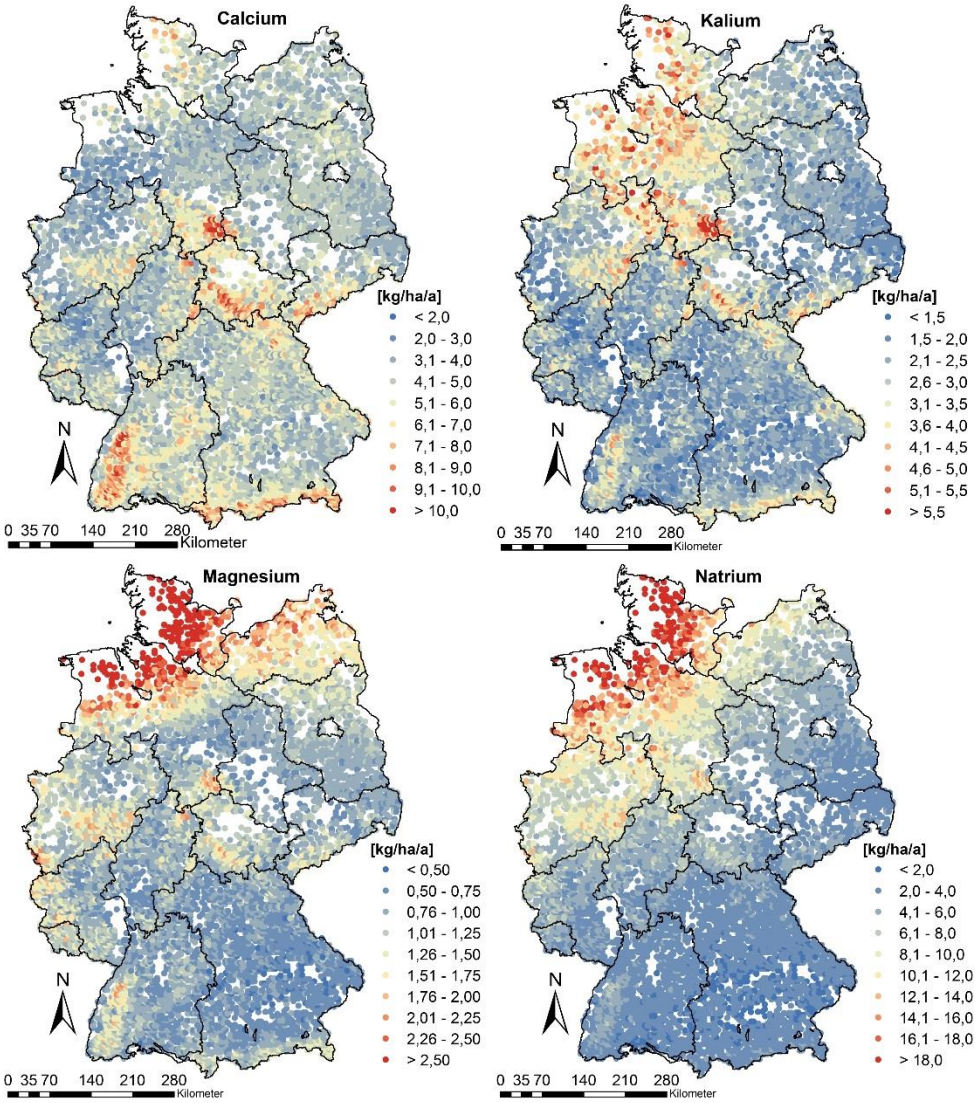


Abb. 7.7: Regionalisierte atmosphärische Stoffeinträge der Elemente Calcium, Kalium, Magnesium und Natrium an den Punkten der Bundeswaldinventur (BWI).

In Abb. 7.7 sind die Ergebnisse für die BWI-Traktecken dargestellt, die einen guten Überblick hinsichtlich der räumlichen Verteilung liefern. Die jeweiligen basischen Kationen zeigen unterschiedliche regionale Verbreitungsmuster. Während Natrium und Magnesium sehr stark meeresbürtig geprägt sind, fällt dieser Einfluss beim Kalium schwächer aus, da

die K^+-Depositionen stärker durch regionale Quellen beeinflusst werden (Dämmgen et al. 2013). Hier zeigt sich neben dem Einfluss der Niederschlagsmenge und Windgeschwindigkeit in den Mittelgebirgen auch die Bedeutung der Landwirtschaft als Emissionsquelle (vgl. Niedersachsen). Auch Dämmgen et al. (2013) stellten bei ihren Untersuchungen fest, dass mittlerweile die Na^+ und Mg^{2+}-Depositionen in einer Größenordnung liegen, die als anthropogen weitgehend unbeeinflusst charakterisiert werden kann. Bei Calcium sind es vorwiegend die Mittelgebirge, die über maximale Einträge verfügen, wenn auch insgesamt die regionalen Unterschiede nicht mehr so ausgeprägt wie in der Vergangenheit sind, da Minderungen der Einträge vor allem auf höher belasteten Standorten zu beobachten waren (Dämmgen et al. 2013).

7.4 Diskussion und Bewertung

7.4.1 Modellparameter

7.4.1.1 Freilanddeposition

Die dargestellten Zusammenhänge zwischen der Freilanddeposition von Natrium und dem DDF deuten auf eine Art Sättigungseffekt hin, da bei höherer Natriumdeposition geringere DDF's ermittelt werden. Bei der Interpretation der partiellen Effekte müssen jedoch die Korrelationen der Prädiktorvariablen untereinander beachtet werden. Da Natrium vorwiegend meeresbürtig ist, liegt eine sehr enge Beziehung zum gegenläufigen Effekt der Entfernung zur Nordseeküste vor (vgl. Abb. 7.5).

7.4.1.2 Luv/Lee-Effekte

Bei der Berechnung der Luv/Lee-Effekte wurde mit der gleichen Hauptwindrichtung für alle Stationen in Deutschland gearbeitet. Da der DDF auf jährlicher Basis abgeschätzt werden soll, erscheint diese starke Vereinfachung zunächst angemessen. Bei zukünftigen Arbeiten könnte durch eine stärkere Berücksichtigung der regionalen Windrichtungen in jährlicher Auslösung eine deutliche Modellverbesserung im Bergland und den Mittelgebirgen erreicht werden. Dieses setzt aber zunächst eine Regionalisierung der Windrichtungen in jährlicher Auflösung für die Jahre 1990 bis 2014 voraus.

Dennoch erscheinen die mit der aktuellen Version ermittelten Zusammenhänge plausibel. Mohr et al. (2005) weisen darauf hin, dass exponierte Kammlagen höhere Einträge als geschützte Tallagen erwarten lassen.

7.4.1.3 Windgeschwindigkeit

Für die Regionalisierung der jährlichen Windgeschwindigkeiten standen etwa 300 Stationen in Deutschland zur Verfügung. Das Bestimmtheitsmaß liegt im Mittel der Jahre 1990 bis 2012 bei 0,68. Das relativ einfache Modell berücksichtigt neben der Höhe über NHN und den Koordinaten auch einen Luv/Lee-Index. Die Unsicherheiten und Verbesserungsmöglichkeiten durch eine vorherrschende mittlere Windrichtung (vgl. Kapitel 7.4.1.2) sind

vorab schon diskutiert worden. Insgesamt bestätigt die gefundene Beziehung den sehr großen Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Natriumdeposition (Gravenhorst & Waraghai 1990, Erisman & Draaijers 2003).

7.4.1.4 Entfernung zur Nordseeküste

Die Entfernung zur Küste steht als Proxy für die Seesalzkonzentration in der Luft. Da die Seesalzkonzentrationen recht aufwendig zu modellieren sind und in Form der EMEP-Daten nur in einer geringen räumlichen Auflösung zur Verfügung stehen, wurde anstatt der Seesalzkonzentration die einfach zur berechnende und stark korrelierte Distanz zur Nordseeküste verwendet. Ein weiterer Vorteil ist, dass im Nahbereich zur Küste Seesalz in der Deposition überwiegend durch die Gischt verursacht wird (Benassai et al. 2005). Entsprechend kann ein möglicher räumlichen Trend des DDF aufgrund von hohen Seesalzkonzentrationen im Küstenrandbereich, die durch die 50 x 50 km Raster des EMEP Datensatzes nicht erfasst werden, besser berücksichtigt werden.

7.4.1.5 Baumarteneffekt

Hinsichtlich der Baumarteneffekte sind in der Literatur z.T. sehr widersprüchliche Einschätzungen zu finden. Mohr et al. (2005) konnten bei ihren Untersuchungen kaum baumartenspezifische Unterschiede feststellen. Auch Bolte & Müller (2002) fanden bei ihren Untersuchungen in der Region Eberswalde beim Stickstoffeintrag keine ausgeprägten Differenzierungen zwischen den Baumarten Kiefer, Buche und Eiche. Im Gegensatz dazu wurden in verschiedenen anderen Untersuchungen deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Baumarten festgestellt (Meesenburg et al. 1995, Malessa & Ahrends 2001, Augusto et al. 2002, Rothe et al. 2002). Dieses kann aufgrund der zahlreichen weiteren Einflussgrößen auch damit zusammenhängen, dass häufig die direkte Vergleichbarkeit zweier oder mehrerer Baumarten nicht gegeben ist. Hinzu kommen Unsicherheiten durch die hohe kleinräumliche Variabilität der Deposition (vgl. Kapitel 7.4.3) und die Abhängigkeit der baumartenspezifischen Unterschiede von der lokalen Belastungssituation (Rothe et al. 2002). Diese Unterschiede gelten aber nicht nur zwischen Laub- und Nadelbäumen, sondern z.B. auch zwischen Nadelbaumarten. Während Mohr et al. (2005) kaum Unterschiede zwischen Fichten und Kiefern feststellen konnten, bezeichnen Mellert et al. (2005) die Kiefer aufgrund ihres geringen LAI's als Baumart mit vergleichsweise niedriger Auskämmung von Luftschadstoffen.

7.4.1.6 Bestandeshöhe

Die lineare Beziehung zwischen der Bestandeshöhe und der Deposition zeigt sich auch in zahlreichen weiteren Untersuchungen (Erisman & Draaijers 2003, Mohr et al. 2005, de Schrijver et al. 2008) (vgl. Abb. 7.5). Entsprechend wird häufig in Trockendepositionsmodellen die Bestandeshöhe verwendet, um die Rauhigkeitslänge zu parametrisieren (Gauger et al. 2002).

7.4.1.7 Sonstige Parameter

Nicht berücksichtigt werden können mit diesem Ansatz z.B. Effekte des Bestandesrandes (Devlaeminck et al. 2005). Aber auch Unterschiede in der Deposition durch die Auflichtung (Kronenschlussindex) von Beständen (Simon & Westendorff 1990, Einert 2000) konnten statistisch nicht abgesichert werden. Hier ist es wahrscheinlich, dass die jeweiligen Baumarten sehr unterschiedlich auf die Auflichtung reagieren, und sich dieser Effekt in der beschriebenen Auswertung nicht abbilden lässt. Des Weiteren liegen Wechselwirkungen zum SDI vor, die sich bei dem berücksichtigten Stichprobenumfang mit statistischen Modellen nur schwer abbilden lassen.

7.4.2 Evaluierung anhand von Literaturstudien

Zur Modellevaluierung wurden zwei Chronosequenz-Studien hinsichtlich der Baumarteneffekte auf die Deposition herangezogen (Kues 1985, Mohr et al. 2005). Tab. 7.7 liefert eine Zusammenstellung der statistischen Parameter und Abb. 7.8 eine graphische Übersicht.

Tab. 7.7: Statistischen Kenngrößen (R^2: Bestimmtheitsmaß, RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler, Bias: Systematische Abweichungen der Modell- von den Messwerten, n: Anzahl Messwerte) der ausgewählten Modelle für die Evaluierungsbestände.

Modell	R^2	RMSE	Bias	n
1	0,20	0,33	-0,14	23
2	0,31	0,36	-0,21	23
3	0,53	0,24	-0,06	23
4	0,57	0,24	-0,08	23
5	0,56	0,24	-0,07	23
6	0,35	0,30	-0,13	23

Es zeigt sich, dass die Modelle 3 bis 5 die DDF's der Bestände am besten abbilden (R^2, RMSE, Bias). Es sind diejenigen Modelle, die neben der Baumart als weiteren Bestandesparameter entweder die Bestandeshöhe oder das Bestandesalter verwenden. Auffällig sind die schlechten Ergebnisse des Modells 6. Dieses ist anscheinend schon überparametrisiert. Anhand der Evaluierungsbestände lässt sich schlussfolgern, dass die Bestandeshöhe und das Bestandesalter relativ robuste Schätzer für die Trockendeposition sind. Das niedrigere Bestimmtheitsmaß bei Modell 3 gegenüber den Modellen 4 und 5 sollte jedoch nicht überbewertet werden, da es sich bei den beiden Beständen, die im Wesentlichen zu der schlechteren Modellgüte führen, um Douglasienbestände handelt, die wie Fichten parametrisiert wurden. Es zeigt sich also, dass die Übertragung des Modells auf andere Baumarten eventuell mit großen Unsicherheiten behaftet sein kann. Da das Modell 3 neben dem geringsten Bias bei der Validierung auch die besten Gütekriterien bei der Modellentwicklung aufweist, wurde dieses für die weiteren Modellrechnungen ausgewählt (vgl. Tab. 7.5).

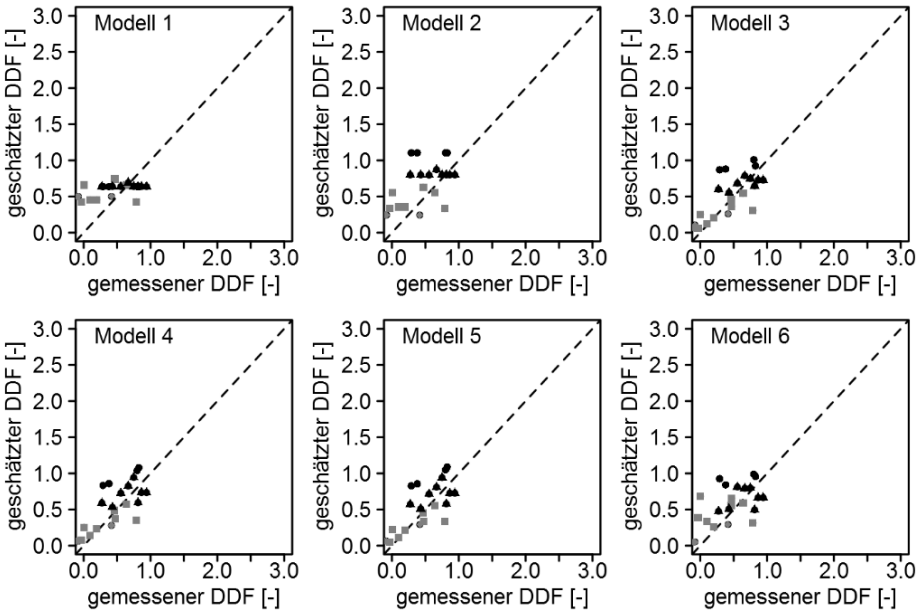


Abb. 7.8: Beziehung zwischen geschätztem und gemessenem DDF für die Validierungsbestände (Kues 1985, Mohr et al. 2005). ●: Fichte (Douglasie), ■: Buche, ▲: Kiefer, ♦: Eiche.

7.4.3 Vergleich mit anderen Ansätzen

Flächendeckende Modellierungen in einer räumlichen Auflösung von 1x1 km werden für Deutschland im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt (Gauger et al. 2008, Builtjes et al. 2011, Schaap et al. 2015). Da zwischen den jeweiligen Modellierungen erhebliche methodische Unterschiede bestehen, erfolgt an dieser Stelle nur ein Vergleich mit der aktuellsten Modellierung. Diese deckt jedoch nur das Jahr 2009 ab. Bei den Modellierungen von Schaap et al. (2015) wird die Trockendeposition der basischen Kationen (Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+) mit einer nachgeschalteten Modellierung, dem sog. „Scavening ratio approach“, ermittelt. Hier werden die kartierten Konzentrationen in der Luft mit den modellierten Depositionsgeschwindigkeiten multipliziert. Damit ist dieser Ansatz, ähnlich wie der Ansatz über den DDF, sehr stark von der kartierten Nassdeposition bzw. den zur Berechnung der Nassdepositionen verwendeten Konzentrationen abhängig. Für den Vergleich der beiden Modellansätze werden diejenigen Flächen des Intensiven Umweltmonitorings berücksichtigt, welche für das Modell 3 notwendige Bestandesparameter für das Jahr 2009 zur Verfügung stellen können (vgl. Tab. 7.4). Die Tab. 7.8 und die Abb. 7.9 geben einen Überblick der statistischen Parameter und der Ergebnisse des Modellvergleiches mit den an den Level-II-Flächen durch den Bilanzierungsansatz von Ulrich (1994) ermittelten Gesamtdepositionen.

Die Mittelwerte und Mediane für die Zielgrößen Ca^{2+}, K^+ und Mg^{2+} liegen bei der EnNa-Modellierung sehr viel näher an den Messwerten des Level-II-Messnetzes als diejenigen

der UBA-Modellierung. Bei der EnNa-Modellierung beträgt für Ca^{2+} die Median-Differenz zwischen Messung und Modellierung 0,61 und für die UBA 0,99 kg ha^{-1} a^{-1}, bei K^{+} 0,26 (EnNa) und 1,12 (UBA) kg ha^{-1} a^{-1} sowie für Mg^{2+} 0,12 (EnNa) und 0,17 (UBA) kg ha^{-1} a^{-1}. Der RMSE ist in allen Fällen bei der EnNa-Modellierung niedriger und liegt im Bereich von 50–70 % der jeweiligen Mittelwerte und Mediane.

Tab. 7.8: Statistische Kenngrößen der ausgewählten Modelle für die Evaluierungsbestände (R^2: Bestimmtheitsmaß, RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler [kg ha^{-1} a^{-1}], Bias: systematische Abweichungen der Modell- von den Messwerten [kg ha^{-1} a^{-1}], X: arithmetisches Mittel [kg ha^{-1} a^{-1}], M: Median [kg ha^{-1} a^{-1}], n: Anzahl der Messwerte). UBA steht als Synonym für Schaap et al. (2015). EnNa beschreibt die Ergebnisse dieses Projektes.

Element	Modell	r^2	RMSE	Bias	X	M	n
Natrium	UBA	0,78	1,60	1,00	4,10	3,59	52
	EnNa	0,79	1,77	-0,82	5,95	5,13	52
	Deposition auf Level-II-Fläche				5,13	4,57	52
Calcium	UBA	0,16	2,90	1,68	2,38	2,19	52
	EnNa	0,09	2,68	-0,42	4,48	3,79	52
	Deposition auf Level-II-Fläche				4,06	3,18	52
Kalium	UBA	0,08	1,91	1,37	1,40	1,33	52
	EnNa	0,09	1,54	-0,11	2,88	2,71	52
	Deposition auf Level-II-Fläche				2,77	2,45	52
Magnesium	UBA	0,12	0,44	0,19	0,59	0,52	52
	EnNa	0,14	0,43	-0,10	0,88	0,81	52
	Deposition auf Level-II-Fläche				0,77	0,69	52

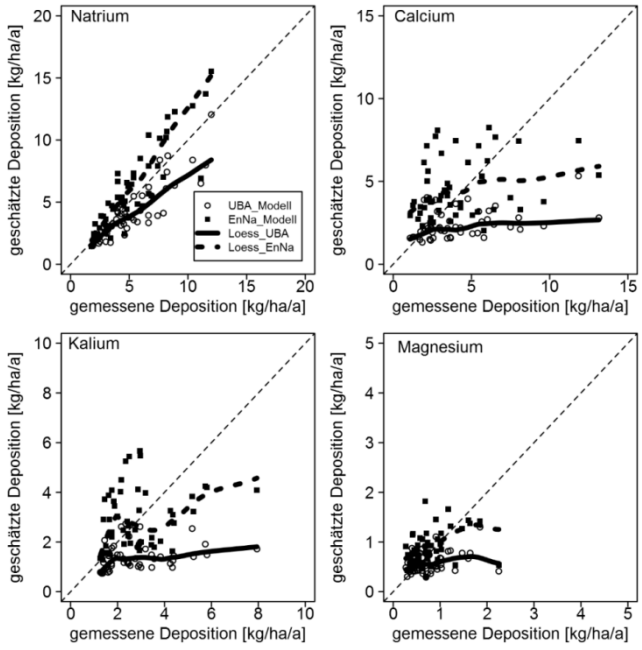


Abb. 7.9: Vergleich der im Projekt EnNa regionalisierten Deposition mit den Regionalisierungen nach Schaap et al. (2015) für basische Kationen für Flächen des Intensiven Umweltmonitorings in Deutschland.

Jede Messung von Deposition ist alleine schon durch die hohe räumliche Variabilität innerhalb von Beständen (Böttcher et al. 1997) mit erheblichen Fehlern behaftet, die sich aus der Anzahl der eingesetzten Sammler ergeben. Nach den Untersuchungen von Beier & Rasmussen (1993), Devlaeminck et al. (2005), Duijsings et al. (1986), Pedersen (1992), Penne (2009), Raat et al. (2002), Seiler & Matzner (1995), Staelens et al. (2006) und Whelan et al. (1998) kann vereinfacht ein mittlerer Variationskoeffizient von 30 % für Ca^{2+}, Mg^{2+} und K^{+} Depositionen angenommen werden. Daraus folgt, dass sich mit 15 Sammlern im Bestand (Meesenburg et al. 2014) die mittleren Stoffflüsse mit der Deposition mit einem Fehler von 15 % ermitteln lassen (Mollitor et al. 1980).

Der größte Fehler dürfte jedoch aus den verwendeten Karten der regionalisierten Nassdeposition stammen. Die Grundlage zur Abschätzung der Freilanddeposition bilden Karten der Nassdeposition (Builtjes et al. 2011, Schaap et al. 2015). Die räumliche Verteilung der Nassdeposition ergibt sich hierbei durch die Multiplikation der interpolierten Elementkonzentrationen im Regenwasser mit der Niederschlagsverteilung vom Deutschen Wetterdienst (DWD) in 1x1 km² Auflösung. Da Niederschlagsmengen, insbesondere in stark reliefierten Regionen, kleinräumig erheblich schwanken können (Mues et al. 2002), ergeben sich aus diesem Vorgehen alleine schon Unsicherheiten durch die Niederschlagsmenge. Des Weiteren basieren die Interpolationen der Stoffkonzentrationen auf etwa 260 Messstationen in Deutschland (Schaap et al. 2015). Da die basischen Kationen aus sehr unterschiedlichen Quellen emittiert werden (Meerwasser, Böden, Biomasseverbrennung, Waldbrände, Emissionen aus dem Straßenverkehr, Wüstenstaub oder Kalkungen), können mit dieser Datengrundlage kleinräumliche und regionale Besonderheiten des Depositionsgeschehens (Dämmgen et al. 2013) nur sehr unzureichend abgebildet werden (Schaap et al. 2015). Entsprechend können basische Kationen, deren Hauptquelle Seesalz ist, etwas besser abgeschätzt werden, als das stärker anthropogen geprägte (Dämmgen et al. 2013) Kalium. Dieses zeigt sich auch daran, dass bei Natrium deutlich höhere Gütemaße erreicht werden (vgl. Abb. 7.9 und Tab. 7.8). Demgegenüber dürfte der Fehler durch die Umrechnung von Nassdepositionen (Wet-Only) auf Freilanddepositionen (Bulk) deutlich geringer sein, da die gleichen Faktoren wie bei der Modellentwicklung verwendet wurden und in der verwendeten Datenbank nur 40 der 260 Stationen über Wet-Only Sammler verfügen. Entsprechend ist es vereinfacht gesagt ein Hin- und Rückrechnen, das zu keinen größeren Fehlern führen sollte, auch wenn die Variabilität der Umrechnungsfaktoren nicht unerheblich ist (Tab. 7.9).

Tab. 7.9: Mittlere Verhältnisse von wet-only und bulk Depositionsflüssen in Deutschland nach Gauger et al. (2008) aus Builtjes et al. (2011).

	K^{+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	SO_4^{2-}-S	Cl^{-}	NO_3^{-}-N	NH_4^{+}-N
Parallelmessungen, n =	66	65	67	67	87	54	86	79
Mittleres Verhältnis Wet-only/bulk	0,62	0,63	0,76	0,81	0,82	0,85	0,90	0,95
Maximum	1,44	1,77	1,36	1,47	1,07	1,42	2,01	1,79
Minimum	0,09	0,21	0,18	0,22	0,26	0,32	0,30	0,29
Standardabweichung	0,24	0,24	0,25	0,20	0,17	0,19	0,22	0,25

Die Ergebnisse der Tab. 7.8 zeigen, dass der vorgestellte Ansatz im Vergleich zu den Modellierungen von Schaap et al. (2015) nicht zu einer systematischen Unterschätzung der

Depositionen neigt, sondern die Deposition im Mittel etwas höher eingeschätzt wird, auch wenn insgesamt die Streuung nach wie vor erheblich ist (vgl. Bias Tab. 7.8).

7.4.4 Modellanwendung in einem Beispielgebiet

Für die Modellanwendung wurden die bundesweit regionalisierten Nassdepositionen für das Jahr 2009 verwendet (Schaap et al. 2015). Hierfür wurden zunächst die Wet-Only Depositionen in Bulk-Depositionen nach Tab. 7.9 umgerechnet.

Für die Bereitstellung und Aufbereitung der bestandesspezifischen Geometrien und Daten aus der niedersächsischen Forsteinrichtung wird den Bearbeitern des KLIFF (Klimafolgenforschung in Niedersachsen) Projektes Marc Overbeck (Niedersächsisches Forstplanungsamt) und Claus Döring (Universität Göttingen) gedankt. Abb. 7.10 zeigt einige regionalisierte Eingangsdaten für die Modellierung des DDF und Abb. 7.11 den DDF und die Gesamtdeposition der Elemente Ca^{2+}, Mg^{2+} und K^{+}. Es zeigt sich, dass die Depositionen ihr Maximum in den Regionen mit den meisten Niederschlägen und höchsten Windgeschwindigkeiten erreichen. Die niedrigsten Einträge sind demgegenüber in den unteren, mit Laubhölzern bestockten Harzrandlagen zu verzeichnen.

Trotz der vorab beschriebenen Unsicherheiten zeigen die Ergebnisse, dass sich mit dem vorgestellten Ansatz insbesondere die kleinräumlichen Unterschiede auf Grund von Bestand, Relief, Niederschlagsverhältnissen und Windgeschwindigkeiten in plausiblen Größenordnungen abbilden lassen.

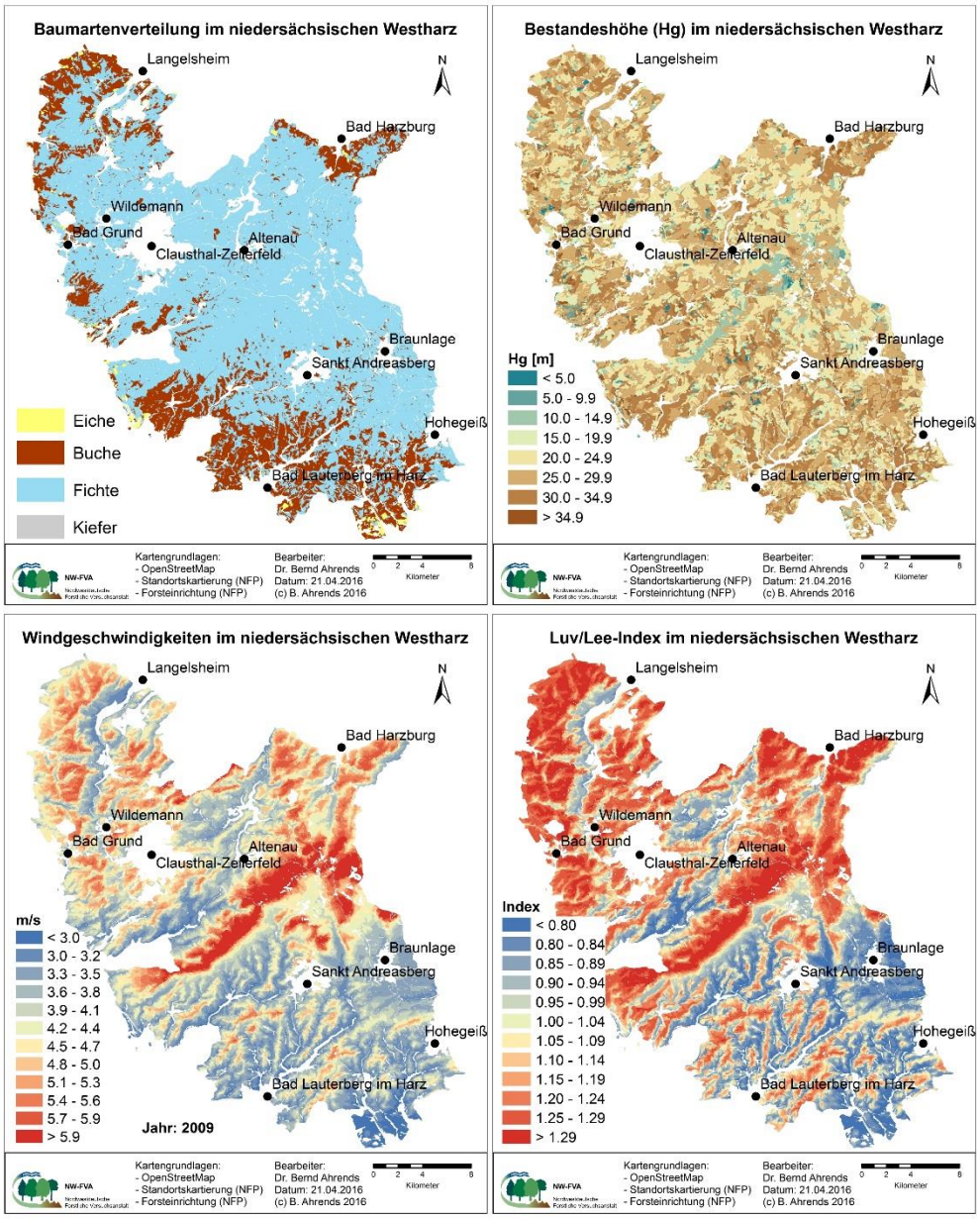


Abb. 7.10: Regionalisierte Grundlagendaten (Windgeschwindigkeit, Luv/Lee-Effekt, Baumart und Bestandshöhe) zur Modellierung der atmosphärischen Stoffeinträge im niedersächsischen Teil des Harzes.

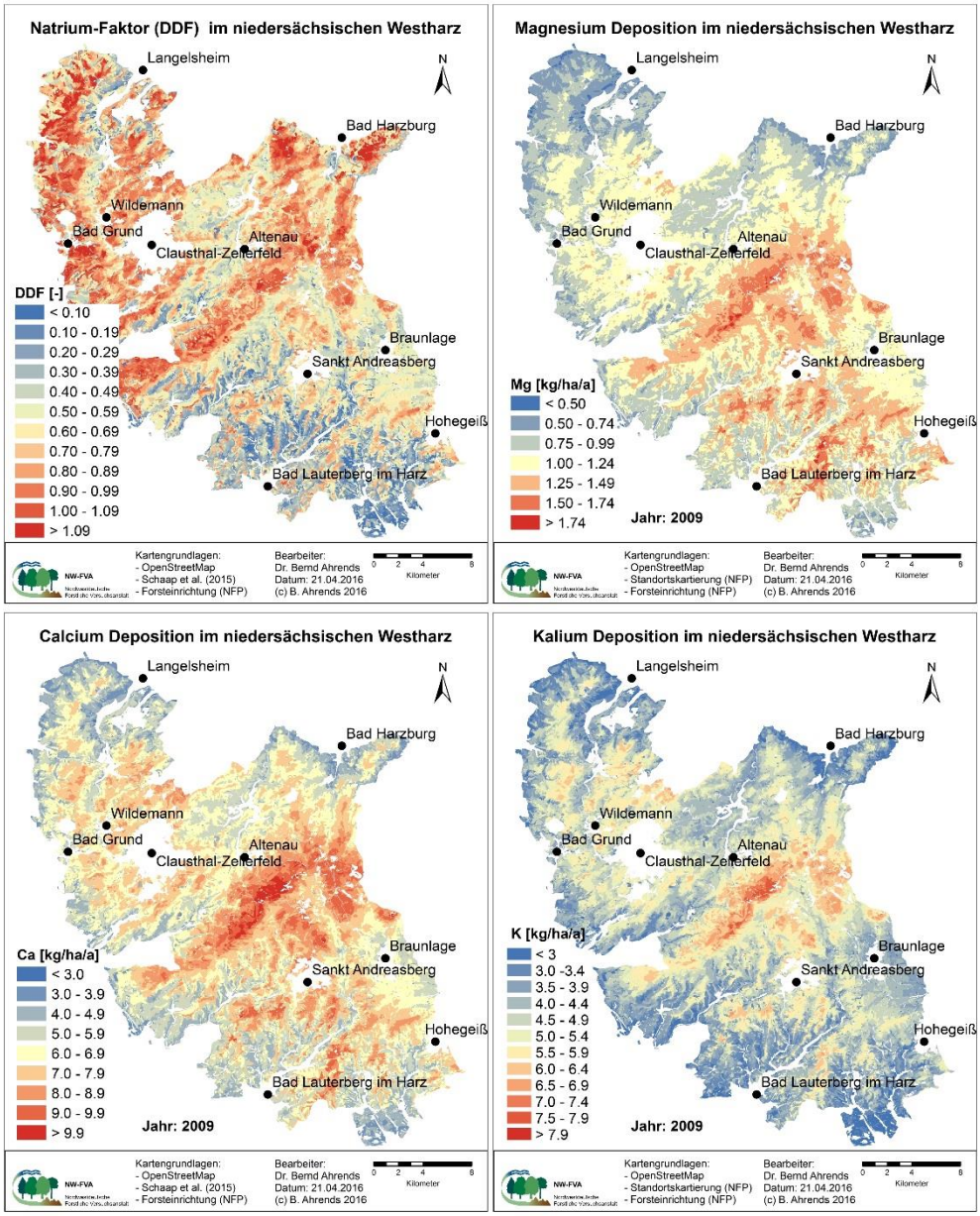


Abb. 7.11: Regionalisierter Natriumfaktor (DDF) und regionalisierte atmosphärische Stoffeinträge der Elemente Calcium, Magnesium und Kalium.

7.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die sehr guten Ergebnisse bei der Validierung der DDF und bei der Regionalisierung von Na^+ (gelten auch für Cl^- und SO_4^{2-}-S) für die Flächen des Intensiven Umweltmonitorings sprechen für die Regionalisierungen der Feuchtdeposition und die Anwendbarkeit des Verfahrens. Mit dem vorgestellten Verfahren können insbesondere Unterschiede der Baumarten und der Bestandesstruktur quantifiziert werden und durch Kombination mit Daten der Forsteinrichtung flächenhaft bzw. direkt für die Standorte der BWI abgebildet werden.

Die geringen Gütemaße bei Ca^{2+}, Mg^{2+} und K^+ spiegeln zum einen die hohe kleinräumliche Variabilität dieser Depositionen wider. Zum anderen resultieren sie auch daraus, dass sie durch die Reduzierung der Emissionen das Depositionsniveau der unterschiedlichen Standorte angenähert hat. Insbesondere K^+-Depositionsraten sind stark durch regionale Quellen beeinflusst (vgl. Dämmgen et al. 2013), die wiederum zwischen den Jahren erheblich variieren können (Schaap et al. 2015). Insgesamt können mit dem vorgestellten Verfahren die basischen Kationen (Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}) verzerrungsfreier abgeschätzt werden, als z.B. mit den Modellierungen der Trockendeposition nach Schaap et al. (2015). Dennoch sind die Unsicherheiten immer noch erheblich und die realen Depositionen können an einzelnen Standorten stark abweichen. Der im Vergleich zu den Messwerten von 52 Level-II-Stationen ermittelte mittlere Quadratwurzelfehler (RMSE) liegt für die Zielgrößen Ca^{2+}, K^+ und Mg^{2+} bei 50–70 % der Medianwerte und ist damit unter Berücksichtigung der Unsicherheiten bei der messtechnischen Erfassung der Deposition (vgl. Kapitel 7.4.3) tolerabel.

7.6 Literaturverzeichnis

Akselsson, C., O. Westling, H. Sverdrup, J. Holmqvist, G. Thelin, E. Uggla, G. Malm. 2007. Impact of harvest intensity on long-term base cation budgets in Swedish forest soils. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 7 (1): 201-210. http://dx.doi.org/10.1007/s11267-006-9106-6

Augusto, L., J. Ranger, D. Binkley, A. Rothe. 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. Annals of Forest Science 59 (3): 233-253.

Beier, C., L. Rasmussen. 1993. The EXMAN Project: Experimental manipulation of forest ecosystems in europe. Project period 1988-1991. Ecosystems Research Report, 7. Brüssel.

Benassai, S., S. Becagli, R. Gragnani, O. Magand, M. Proposito, I. Fattori, R. Traversi, R. Udisti 2005. Sea-spray deposition in Antarctic coastal and plateau areas from ITASE traverses. Annals of Glaciology 41 (1): 32-40. http://dx.doi.org/10.3189/172756405781813285

Bleeker, A., G. Draaijers, D. van der Veen, J. W. Erisman, H. Möls, P. Fonteijn, M. Geusebroek. 2003. Field intercomparison of throughfall measurements performed within the framework of the Pan European intensive monitoring program of EU/ICP Forest. Environmental Pollution 125 (2): 123-138. http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00142-8

BMELF. 1997. Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald: Level II – Erste Ergebnisse. Eberswalde: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

Böhner, J., O. Antonić. 2009. Land-Surface Parameters Specific to Topo-Climatology. Development in Soil Science 33: 195-226. http://dx.doi.org/10.1016/S0166-2481(08)00008-1

Bolte, A., J. Müller. 2002. Bilanzierung von Elementeinträgen und -austrägen in Kiefern-, Eichen- und Buchenökosystemen. Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Herausgegeben von S. Anders. Verlag Dr. Kessel. Oberwinter.

Böttcher, J., S. Lauer, O. Strebel, M. Puhlmann. 1997. Spatial variability of canopy throughfall and groundwater sulfate concentrations under a pine stand. Journal of Environmental Quality 26 (2): 503-510. http://dx.doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600020023x

Builtjes, P., E. Hendriks, M. Koenen, M. Schaap, S. Banzhaf, A. Kerschbaumer, T. Gauger, H.-D. Nagel, T. Scheuschner, A. Schlutow. 2011. Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland (Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impact – MAPESI) – Zusammenfassender Abschlussbericht. Texte Umweltbundesamt 38, Dessau-Rosslau. 97 S.

Cienciala, E., M. Černý, F. Tatarinov, J. Apltauer, Z. Exnerová. 2006. Biomass functions applicable to Scots pine. Trees 20 (4): 483-495. http://dx.doi.org/10.1007/s00468-006-0064-4

Cimmery, V. 2010. User guide for SAGA (version 2.0.5) http://sourceforge.net/projects/saga-gis/files/

Conrad, O. 2007. SAGA-Entwurf, Funktionsumfang und Anwendung eines Systems für Automatisierte Geowissenschaftliche Analysen. Electronic doctoral dissertation, Georg-August-Universität zu Göttingen.

Curtis, R. O., D. D. Marshall. 2000. Why quadratic mean diameter? Western Journal of Applied Forestry 15 (3): 137-139.

Dämmgen, U., J. Matschullat, F. Zimmermann, M. Strogies, L. Grünhage, B. Scheler, J. Conrad. 2013. Emission reduction effects on bulk and wet-only deposition in Germany - evidence from long-term observations Part 2: Precipitation, potential sea salt, soil and fly ash constituents. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 72 (1/2): 25-36.

de Schrijver, A., A. de Schrijver, J. Staelens, K. Wuyts, G. van Hoydonck, N. Janssen, J. Mertens, L. Gielis, G. Geudens, L. Augusto, K. Verheyen. 2008. Effect of vegetation type on throughfall deposition and seepage flux. Environmental Pollution 153 (2): 295-303. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.08.025

de Vries, W., G. J. Reinds, M. Posch, M. J. Sanz, G. H. M. Krause, V. Calatayud, J. P. Renaud, J. L. Duponuey, H. Sterba, P. Gundersen, J. C. H. Voogd, E. M. Vel. 2003. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. Technical Report. EC, UN/ECE 2003. Brussels, Geneva. 161 S.

Devlaeminck, R., A. de Schrijver, M. Hermy. 2005. Variation in throughfall deposition across a deciduous beech (Fagus sylvatica L.) forest edge in Flanders. Science of the Total Environment 337 (1-3): 241-252. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.005

Draaijers, G. P. J., J. W. Erisman. 1995. A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. Water, Air, and Soil Pollution 85 (4): 2253-2258. http://dx.doi.org/10.1007/BF01186169.

Duijsings, J. J. H. M., J. M. Verstraten, W. Bouten. 1986. Spatial variability in nutrient deposition under an oak/beech canopy. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 149 (6): 718-727. http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19861490608

Einert, P. 2000. Depositionsuntersuchungen im Rahmen des Forschungsprogramms: "Langfristige waldbauliche Untersuchungen in Kiefernbeständen der Berliner Forsten". Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 34 (3): 109-112.

Erisman, J. A. N. W., C. Beier, G. Draaijers, S. Lindberg. 1994. Review of deposition monitoring methods. Tellus B 46 (2): 79-93. DOI: 10.1034/j.1600-0889.1994.t01-1-00001.x

Erisman, J. W., G. P. J. Draaijers. 1995. Atmospheric deposition in relation to acidification and eutrophication. Band 63. Studies in Environmental Science: Elsevier Science B.V. Amsterdam.

Erisman, J. W., G. Draaijers. 2003. Deposition to forests in Europe: most important factors influencing dry deposition and models used for generalisation. Environmental Pollution 124 (3): 379-388. http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00049-6

Erisman, J. W., A. Vermeulen, A. Hensen, C. Flechard, U. Dämmgen, D. Fowler, M. Sutton, L. Grünhage, J. P. Tuovinen. 2005. Monitoring and modelling of biosphere/atmosphere exchange of gases and aerosols in Europe. Environmental Pollution 133 (3): 403-413. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2004.07.004

Etienne, C., A. Lehmann, S. Goyette, J.-I. Lopez-Moreno, M. Beniston. 2010. Spatial predictions of extreme wind speeds over Switzerland using generalized additive models. Journal of Applied Meteorology and Climatology 49 (9): 1956-1970. http://dx.doi.org/10.1175/2010JAMC2206.1

Ferranti, E. J. S., J. D. Whyatt, R. J. Timmis, G. Davies. 2010. Using GIS to investigate spatial and temporal variations in upland rainfall. Transactions in GIS 14 (3): 265-282. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9671.2010.01196.x

Fowler, D., R. Smith, J. Muller, J. N. Cape, M. Sutton, J. W. Erisman, H. Fagerli 2007. Long term trends in sulphur and nitrogen deposition in Europe and the cause of non-linearities. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 7 (1): 41-47. http://dx.doi.org/10.1007/s11267-006-9102-x

Franke, J., J. Häntzschel, V. Goldberg, C. Bernhofer. 2008. Application of a trigonometric approach to the regionalization of precipitation for a complex small-scale terrain in a GIS environment. Meteorological Applications 15 (4): 483-490. http://dx.doi.org/10.1002/met.91

Gauger, T., R. Köble, G. Smiatek. 1997. Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern. Teil 1: Deposition Loads. Institut für Navigation der Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes.

Gauger, T., F. Anshelm, H. Schuster, G. P. J. Draaijers, A. Bleeker, J. W. Erisman, A. T. Vermeulen, H. D. Nagel. 2002. Kartierung ökosystembezogener Langzeittrends atmosphärischer Stoffeinträge und Luftschadstoffkonzentrationen in Deutschland und deren Vergleich mit Critical Loads und Critical Levels, Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA, UBA Report, FE Nr. 29942210. Institut für Navigation, Univ. Stuttgart 207.

Gauger, T., H. D. Haenel, C. Rösemann, H. D. Nagel, R. Becker, P. Kraft, A. Schlutow, G. Schütze, R. Weigelt-Kirchner, F. Anshelm. 2008. Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkung).

Gehrmann, J., H. Andreae, U. Fischer, W. Lux, T. Spranger. 2001. Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), Bonn.

Gravenhorst, G., A. Waraghai. 1990. Depositionsgeschwindigkeit luftgetragener Partikel für einen Fichtenbestand. VDI Berichte 837: 119-127.

Hammel, K., M. Kennel. 2001. Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Forstliche Forschungsberichte München 185: 148.

Harrell, F. E. 2013. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 3.13-0. http://CRAN.R-project.org/package=Hmisc.

Hedin, L. O., L. Granat, G. E. Likens, T. A. Buishand. 1994. Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and North America. Nature 367: 351-354.

Ibanez, F., P. Grosjean, M. Etienne. 2013. Pastecs: Package for Analysis of Space-Time Ecological Series. R package version 1.3-15. http://CRAN.R-project.org/package=pastecs.

Ivens, W. P. M. F. 1990. Atmospheric deposition onto forests. An analysis of the deposition variability by means of throughfall measurements. Nederlandse geografische studies, Utrecht.

Jarvis, A., H. I. Reuter, A. Nelson, E. Guevara. 2008. Hole-filled seamless SRTM data V4, International Centre for Tropical Agriculture (CIAT). Available from http://srtm.csi.cgiar.org.

Katul, G. G., T. Grönholm, S. Launiainen, T. Vesala. 2011. The effects of the canopy medium on dry deposition velocities of aerosol particles in the canopy sub-layer above forested ecosystems. Atmospheric Environment 45 (5): 1203-1212. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.06.032

Klinck, U., P. Rademacher, B. Scheler, M. Wagner, S. Fleck, B. Ahrends, H. Meesenburg. 2012. Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. GeoBerichte 23 (12): 163-174.

Kues, J. 1985. Untersuchungen zum Stoffeintrag in den Göttinger Wald. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe A, Band 6. 206 S.

Kuha, J. 2004. AIC and BIC: Comparisons of assumptions and performance. Sociological Methods & Research 33 (2): 188-229. http://dx.doi.org/10.1177/0049124103262065.

Lichstein, J. W., T. R. Simons, S. A. Shriner, K. E. Franzreb. 2002. Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. Ecological Monographs 72 (3): 445-463. http://dx.doi.org/10.1890/0012-9615(2002)072[0445:SAAAMI]2.0.CO;2

Lindberg, S. E., G. M. Lovett, D. D. Richter, D. W. Johnson. 1986. Atmospheric deposition and canopy interactions of major ions in a forest. Science 231 (4734): 141-145. http://dx.doi.org/10.1126/science.231.4734.141

Lumley, T. 2009. Leaps: regression subset selection. R package version 2.9. http://CRAN.R-project.org/package=leaps

Malessa, V., B. Ahrends. 2001. Algorithmus der Wirkung von Waldbaumaßnahmen auf die Gewässerqualität-Waldbaumodul. Arbeitshefte Boden 2001 (2): 84-107.

Matzner, E. 1988. Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Universität Göttingen.

Meesenburg, H., K. J. Meiwes, P. Rademacher. 1995. Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. Water, Air, and Soil Pollution 85 (2): 611-616. http://dx.doi.org/10.1007/BF00476896

Meesenburg, H., B. Ahrends, R. Kallweit, B. Scheler, M. Wagner, S. Fleck. 2014. Interzeption in Wäldern: eine (zu) wenig beachtete Größe des Wasserkreislaufs. Forum für Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung 34: 199-206.

Mellert, K. H., A. Gensior, C. Kölling. 2005. Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns– Ergebnisse der Nitratinventur. Forstarchiv 76: 35-43.

Mohr, K., H. Meesenburg, B. Horvath, K. J. Meiwes, S. Schaaf, U. Dämmgen. 2005. Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). Sonderheft 279. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig.

Mollitor, A. V., A. L. Leaf, L. A. Morris. 1980. Forest soil variability on northeastern flood plains. Soil Science Society of America Journal 44 (3): 617-620. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400030037x

Mues, V., M. Jansen, B. Sloboda, K. Radler, J. Saborowski. 2002. Regionalization of climatic elements in Lower Saxony. Spatial modelling in forest ecology and management-a case study. Springer, Berlin: 41-67.

Nakai, T., A. Sumida, K. I. Daikoku, K. Matsumoto, M. K. van der Molen, Y. Kodama, A. V. Kononov, T. C. Maximov, A. J. Dolman, H. Yabuki, T. Hara, T. Ohta. 2008. Parameterisation of aerodynamic roughness over boreal, cool- and warm-temperate forests. Agricultural and Forest Meteorology 148 (12): 1916-1925. http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.03.009

Olaya, V. 2004. A gentle introduction to SAGA GIS.

Paradis, E., J. Claude, K. Strimmer. 2004. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. Bioinformatics 20: 289-290.

Pedersen, L. B. 1992. Throughfall chemistry of Sitka spruce stands as influenced by tree spacing. Scandinavian Journal of Forest Research 7 (1-4): 433-444. http://dx.doi.org/10.1080/02827589209382736

Penne, C. 2009. Räumliche Variabilität der Humusspeicherung in Abhängigkeit von der Kronendachstruktur eines Kiefernbestandes. Horizonte, 24. Der Andere Verlag. Tönning, Lübeck & Marburg.

Pieterse, G., A. Bleeker, A. T. Vermeulen, Y. Wu, J. W. Erisman. 2007. High resolution modelling of atmosphere-canopy exchange of acidifying and eutrophying components and carbon dioxide for European forests. Tellus B 59 (3): 412-424. http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0889.2007.00266.x

Pinheiro, J. C., D. Bates, S. Debroy, D. Sarkar, R. C. Team. 2008. nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-103.

Pretzsch, H., P. Biber. 2005. A Re-Evaluation of Reineke's Rule and Stand Density Index. Forest Science 51 (4): 304-320

R Development Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org

Raat, K. J., G. P. J. Draaijers, M. G. Schaap, A. Tietema, J. M. Verstraten. 2002. Spatial variability of throughfall water and chemistry and forest floor water content in a Douglas fir forest stand. Hydrology and Earth System Sciences 6 (3): 363-374.

Reineke, L. H. 1933. Perfecting a stand-density index for even-aged forests. Journal of Agricultural Research 46: 627-638.

Revelle, W. 2015. Psych: Procedures for Personality and Psychological Research, Northwestern University, Evanston, Illinois, USA, Version = 1.5.1. http://CRAN.R-project.org/package=psych

Roberts, D. W., S. V. Cooper. 1989. Concepts and techniques of vegetation mapping. Pages In: D. Ferguson, P. Morgan, and F. D. Johnson: Land Classifications based on vegetation: applications for resource management. USDA Forest Service General Technical Report INT-257, Ogden, Utah.

Rothe, A. 1997. Einfluss des Baumartenanteils auf Durchwurzelung, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und Zuwachsleistung eines Fichten-Buchen-Mischbestandes am Standort Höglwald. Forstliche Forschungsberichte München 163: 189.

Rothe, A., C. Huber, K. Kreutzer, W. Weis. 2002. Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European Beech: Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. Plant and Soil 240 (1): 33-45. http://dx.doi.org/10.1023/A:1015846906956

Sachs, L. 1999. Angewandte Statistik 9 Auflage. Springer-Verlag. Berlin.

Schaap, M., R. Wichink Kruit, S. Banzhaf, T. Scheuschner, C. Hendriks, R. Kranenburg, A. Serges, P. Builtjes. 2015. Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009. Project No. (FKZ) 3712 63 240-1, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Schmidt, A. 1967. Der rechnerische Ausgleich von Bestandeshöhenkurven. Forstwissenschaftliches Centralblatt 86 (6): 370-382. http://dx.doi.org/10.1007/BF01821235

Schulz, K., B. Huwe, C. Woerlen, R. Eiden. 1999. Wind speed regionalization and its influence on areal evapotranspiration prediction. International Association of Hydrological Sciences Publication 254: 97-104.

Seiler, J., E. Matzner. 1995. Spatial variability of throughfall chemistry and selected soil properties as influenced by stem distance in a mature Norway spruce (Picea abies, Karst.) stand. Plant and Soil 176 (1): 139-147. http://dx.doi.org/10.1007/bf00017684

Simon, K. H., K. Westendorff. 1990. Ergebnisse der Depositionsmessungen in Waldgebieten des Tieflandes der DDR. Beiträge Forstwirtschaft 24 (3): 109-112.

Solberg, S., M. Dobbertin, G. J. Reinds, H. Lange, K. Andreassen, P. G. Fernandez, A. Hildingsson, W. de Vries. 2009. Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach. Forest Ecology and Management 258 (8): 1735-1750. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.057

Spranger, T. 2000. Methodische Ansätze zur Ermittlung der Gesamtdeposition in Waldbestände. Forstarchiv 71: 39-41.

Staelens, J., A. de Schrijver, K. Verheyen, N. E. C. Verhoest. 2006. Spatial variability and temporal stability of throughfall deposition under beech (Fagus sylvatica L.) in relationship to canopy structure. Environmental Pollution 142 (2): 254-263. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.10.002

Suuster, E., C. Ritz, H. Roostalu, E. Reintam, R. Kõlli, A. Astover. 2011. Soil bulk density pedotransfer functions of the humus horizon in arable soils. Geoderma 163 (1-2): 74-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.04.005

Talkner, U., I. Krämer, D. Hölscher, F. O. Beese. 2010. Deposition and canopy exchange processes in central-German beech forests differing in tree species diversity. Plant and Soil 336 (1): 405-420. http://dx.doi.org/10.1007/s11104-010-0491-2

Tang, Y. S., I. Simmons, N. van Dijk, C. Di Marco, E. Nemitz, U. Dämmgen, K. Gilke, V. Djuricic, S. Vidic, Z. Gliha, D. Borovecki, M. Mitosinkova, J. E. Hanssen, T. H. Uggerud, M. J. Sanz,P. Sanz, J. V. Chorda, C. R. Flechard, Y. Fauvel, M. Ferm, C. Perrino, M. A. Sutton. 2009. European scale application of atmospheric reactive nitrogen measurements in a low-cost approach to infer dry deposition fluxes. Agriculture, Ecosystems & Environment 133 (3-4): 183-195. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.027

Thimonier, A., M. Schmitt, P. Waldner, P. Schleppi. 2008. Seasonality of the Na/Cl ratio in precipitation and implications of canopy leaching in validating chemical analyses of throughfall samples. Atmospheric Environment 42 (40): 9106-9117. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.007

Tsyro, S., W. Aas, J. Soares, M. Sofiev, H. Berge, G. Spindler. 2011. Modelling of sea salt concentrations over Europe: key uncertainties and comparison with observations. Atmospheric Chemistry and Physics 11 (20): 10367-10388.

Ulrich, B. 1994. Nutrient and acid-base budget of central European forest ecosystems. In: Effects of acid rain on forest processes. Herausgegeben von D. Godbold, A. Hüttermann. Wiley-Liss, New York. 1-50.

Ulrich, E., R. Mosello, J. Derome, K. Derome, N. Clarke, N. König, G. Lövblad, G. P. J. Draaijers. 2006. Part VI. Sampling and analysis of deposition. In: Manual on Methods and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests. UN-ECE, Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (LRTAP). International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP-Forests), Hamburg Available from: http://www.icp-forests.org. 74 S.

von Wilpert, K. 2008. Waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten des Stoffhaushalts von Waldökosystemen: Am Beispiel von Buchen- und Fichtenvarianten der Conventwald-Fallstudie. Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung, Freiburg: Forstliche Versuchs-und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Boden und Umwelt.

Vesala, T., T. Suni, Ü. Rannik, P. Keronen, T. Markkanen, S. Sevanto, T. Grönholm, S. Smolander, M. Kulmala, H. Ilvesniemi, R. Ojansuu. 2005. Effect of thinning on surface fluxes in a boreal forest. Global Biogeochemical Cycles 19 (2): 1-11. http://dx.doi.org/10.1029/2004GB002316

Wellbrock, N., A. Lauer, N. Eickenscheidt, J. Höhle, J. Evers, B. Ahrends, C.-G. Schimming, H.-D. Nagel, W. Riek, K. J. Meiwes, H. Meesenburg. 2016. Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit. In: Wellbrock, N., A. Bolte & H. Flessa: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Report 43. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. 75-134.

Wesely, M. L., B. B. Hicks. 2000. A review of the current status of knowledge on dry deposition. Atmospheric Environment 34 (12-14): 2261-2282. http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00467-7

Whelan, M. J., L. J. Sanger, M. Baker, J. M. Anderson. 1998. Spatial patterns of throughfall and mineral ion deposition in a lowland Norway spruce (Picea abies) plantation at the plot scale. Atmospheric Environment 32 (20): 3493-3501. http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00054-5

Wirth, C., J. Schumacher, E.-D. Schulze. 2004. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. Tree Physiology 24 (2): 121-139. http://dx.doi.org/10.1093/treephys/24.2.121

Wood, S. 2006. Generalized additive models: an introduction with R. Texts in Statistical Science, Chapman & Hall, Boca Raton, CRC press.

Wutzler, T., C. Wirth, J. Schumacher. 2008. Generic biomass functions for Common beech (Fagus sylvatica) in Central Europe: predictions and components of uncertainty. Canadian Journal of Forest Research 38 (6): 1661-1675. http://dx.doi.org/10.1139/X07-194

8 Stoffausträge mit dem Sickerwasser für die BZE II

Wendelin Weis, Thomas Schäff, Desirée Köhler, Christian Kölling
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abt. Boden und Klima

8.1 Einleitung und Problemstellung

Wichtiger Aspekt im Stoffhaushalt von Wäldern sind die Verluste an Nährstoffen mit dem Sickerwasser. Hauptverantwortlich für hohe Elementverluste sind dabei Flüsse der starken Anionen Nitrat, Sulfat und Chlorid, auf Kalk- und Dolomitböden auch von Hydrogenkarbonat. Organische Anionen spielen im Mineralboden unterhalb des Wurzelraums (Austragshorizont) in der Regel eine geringe Rolle. Hohe Nitrat- und Sulfat-Flüsse ergeben sich in erster Line auf Grund der historisch bzw. anhaltend hohen atmosphärischen Deposition von Stickstoff und Schwefel (Alveteg et al. 1998). Ursache dafür sind hohe Emissionen von Stick- und Schwefeloxiden bei Verbrennungsprozessen (Energiegewinnung, Heizung, Verkehr) und die Ammoniakemissionen durch Düngung mit Gülle in der Landwirtschaft. Hohe Ein- und Austräge von Chlorid ergeben sich durch Seesalzeintrag in Abhängigkeit der Entfernung zum Meer (Kreutzer et al. 1998) und in Straßennähe durch Streusalz (Kreutzer 1977). Da die Ladungssumme der Ionen im Sickerwasser ausgeglichen sein muss, führen hohe Austräge von Anionen auch zu hohen Austrägen an Begleitkationen und damit zu Verlusten wichtiger Nährstoffkationen wie Calcium, Magnesium und Kalium.

Eine Sonderstellung innerhalb der Anionen im Sickerwasser nimmt das Hydrogenkarbonation ein, das in bedeutsamen Mengen durch die Auflösung von Kalk und Dolomit entsteht. Karbonatflüsse lassen sich aus der komplexen Karbonatlösungschemie ableiten. Allerdings steht der dabei wichtige Partialdruck von Kohlendioxid im Boden in der Regel nicht zur Verfügung. Eine grobe Abschätzung erfolgt deshalb an Hand des pH-Werts im Boden. Zu beachten ist dabei, dass bei der Karbonatlösung die freigesetzte molare Menge an Calcium und Magnesium dem gebildeten Hydrogenkarbonat entspricht, sodass es nicht zu einem Nettoverlust dieser Nährstoffkationen kommt, solange primäre Karbonate in der betrachteten Bodenzone vorliegen.

Als Teil der bodenbezogenen Stoffbilanz wird der Stoffaustrag mit dem Sickerwasser zum Zeitpunkt der BZE-Probenahme aus physikalischen und chemischen Analysen an der Bodenfestphase geschätzt. Dies ist nötig, da an den Punkten der BZE II keine direkten Messungen zu Stoffflüssen vorliegen. Stoffflussmessungen sind sehr aufwändig, da sie mit einem hohen Instrumentierungs- und Betreuungsaufwand verbunden sind, eine mehrjährige Untersuchungslaufzeit benötigen und damit hohe Kosten verursachen. Sie werden deshalb nicht bei Inventuren, sondern im Rahmen von Projekten des intensiven forstlichen Umweltmonitorings durchgeführt. Allerdings können die Ergebnisse solcher Untersuchungen dazu genutzt werden, Zusammenhänge zwischen Sickerwasserchemie und Bodenfestphasenanalysen zu ermitteln. Solche statistischen Beziehungen sind Grundlage der Ableitung des Elementaustrags mit dem Sickerwasser aus den Daten der BZE II.

8.2 Material und Methoden

Zur Berechnung des Austrags von Nährstoffkationen (Calcium, Magnesium, Kalium) mit dem Sickerwasser für die Punkte der BZE II wurden folgende Schritte unternommen:

- Schätzung der Sickerwasserkonzentration starker Anionen (Sulfat, Nitrat, Chlorid) aus ihren Konzentrationen im wässrigen Bodenextrakt (Verhältnis Wasser zu Boden 2÷1, Methode im Handbuch forstlicher Analytik A3.2.2.1, König 2009)
- Schätzung der Konzentration an anorganischem gelösten Kohlenstoff aus dem Boden-pH in Wasser (Methode im Handbuch forstlicher Analytik A3.1.1.2, König 2009)
- Schätzung der molaren Anteile der Kationen im Sickerwasser aus ihren Anteilen an der effektiven Kationenaustauschkapazität (Extraktion mit 1 M NH_4Cl-Lösung, Handbuch forstlicher Analytik A3.2.1.1, König 2009; bei karbonathaltigen Böden Extraktion mit 0,1 M $BaCl_2$-Lösung, Handbuch forstlicher Analytik A3.2.1.2, König 2009)
- Multiplikation der geschätzten Kationenanteile mit der Gesamtanionenkonzentration
- Berechnung der Stoffflüsse aus den Konzentrationen und den modellierten Wasserflüssen (vgl. Kapitel 4)

Das Vorgehen basiert auf folgenden vereinfachenden Annahmen:

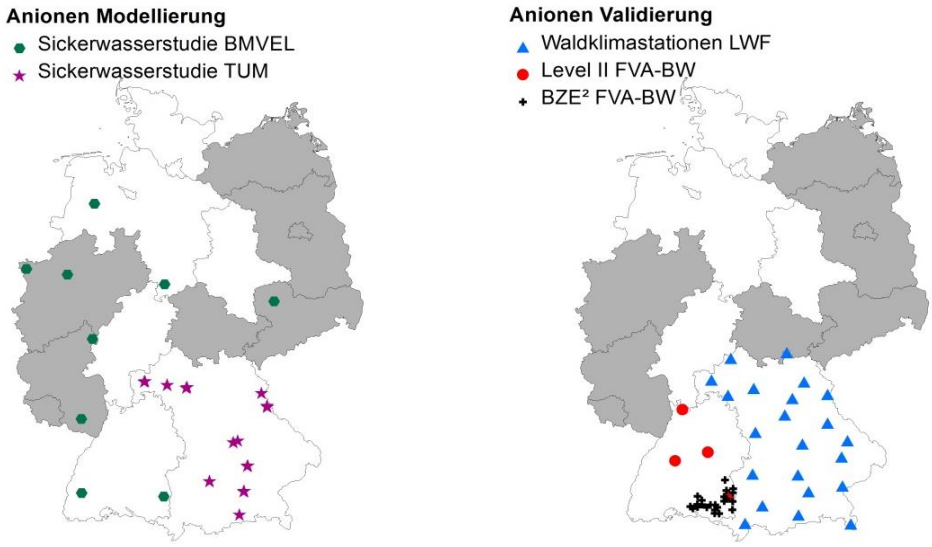
- Die treibende Kraft der Kationenausträge mit dem Sickerwasser sind die Anionenflüsse; der Anionenaustrag (Chlorid, Nitrat, Sulfat und gelöster anorganischer Kohlenstoff) entspricht dem Kationenaustrag (in Mol Ionenäquivalent).
- Organische Anionen können im Austragshorizont vernachlässigt werden.
- Die Kationenanteile im Sickerwasser lassen sich ausreichend genau aus den Kationenanteilen am Bodenaustauscher vorhersagen. Die Gesamtkonzentration (Aktivität) der Ionen im Sickerwasser spielt eine untergeordnete Rolle.

Die Berechnungen wurden prinzipiell für alle Mineralbodenhorizonte der BZE II-Punkte durchgeführt, für die die nötigen Analyseergebnisse vorlagen. Zur Modellierung des Elementaustrags mit dem Sickerwasser wurden in der Regel die Analysen der Tiefenstufe 60 bis 90 cm herangezogen. Lagen für diese Tiefenstufe keine Werte vor (z.B. aufgrund anstehenden Festgesteins) wurde die nächsthöhere Tiefenstufe verwendet.

Zur Ableitung statistischer Modelle für die Anionen- und Kationenkonzentrationen im Sickerwasser wurden Daten von Flächen des intensiven forstlichen Umweltmonitorings herangezogen, für die sowohl Analysen im Sickerwasser als auch an der Bodenfestphase vorlagen (Abb. 8.1 und Abb. 8.2). Für die Anionen standen neben den Daten von Evers et al. (2002) bzw. Schlotter et al. (2009) auch Werte einer für das Projekt angefertigten Sickerwasserstudie (Fachgebiet Waldernährung und Wasserhaushalt, Technische Universität München, Prof. Dr. Dr. Axel Göttlein) zur Verfügung (Lutz 2015). Beide Datenquellen lieferten Analysewerte für Sickerwasser und Bodenfestphasen am selben Beprobungspunkt. Zur Validierung wurden Werte von Level-II-Flächen in Bayern (Raspe pers. Mittl.) und Baden-Württemberg (von Wilpert et al. 2011) sowie eine themenbezogene Untersuchungen

an ausgewählten Punkten der BZE II in Oberschwaben (von Wilpert pers. Mittl.) genutzt. Für diese Validierungsdaten ist der Ort der Sickerwasserprobenahme nicht mit dem Ort der Bodenprobengewinnung identisch, sie weisen aber einen engen räumlichen Bezug auf.

Die Ableitung der molaren Kationenanteile im Sickerwasser aus den Kationenanteilen an der effektiven Kationenaustauschkapazität erfolgte über Daten von Versuchsflächen zum Stoffhaushalt von Wäldern in der Projektregion (Flächen des intensiven forstlichen Umweltmonitorings in Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt, sowie Flächen des Fachgebiets Waldernährung und Wasserhaushalt der Technischen Universität München). Verwendet wurden Sickerwasser- und Bodenanalysen aus 170 Mineralbodenhorizonten mit geringem organischem Einfluss. Zur Validierung wurden Daten der im Projekt angefertigten Sickerwasserstudie (vgl. oben) und von Level-II-Flächen in Rheinland-Pfalz, Saarland, Nordrhein-Westfalen, Thüringen, Sachsen, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern verwendet.



Quellen	
Everes et al. 2002 / Schlotter et al. 2009 (Vorstudie BMVEL)	BZE II, 10 Flächen, 4 Parallelen
Lutz, Weis, Göttlein (TUM/LWF)	F&E-Studie, 21 Flächen, 5 Parallelen

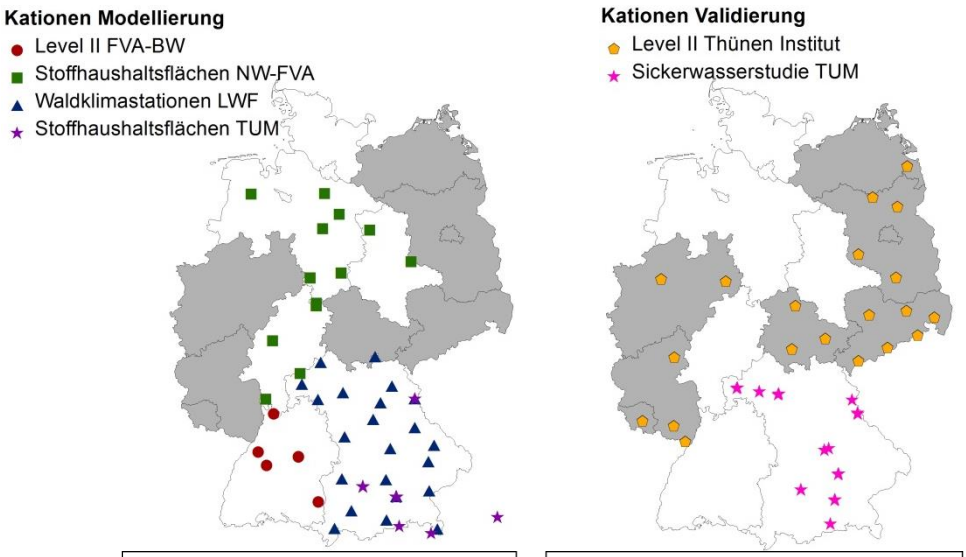
Quellen	
Schlotter, von Wilpert „Oberschwabenstudie“ (FVA-BW)	39 BZE-II Punkte, 5 Level-II-Flächen mit je 2 Horizonten
Raspe, Weis, Kölling (LWF)	Bay. Waldklimastationen, 20 Flächen, insgesamt 64 Horizonte

Abb. 8.1: Untersuchungsflächen zur Ableitung von Sickerwasserkonzentrationen aus Analysen der Bodenfestphase (grau: Bundesländer außerhalb des EnNa-„Kerngebietes“).

Die Modellbildung erfolgte in R unter Verwendung von generalisierten additiven Modellen (GAM, R-Paket „*mgcv*“, Wood 2006), linearen Modellen (R-Paket „*lm*“, Chambers 1992) und nicht linearen Regressionsmodellen (R-Paket „*nls*“, Bates & Watts 1988). Die Signifikanzniveaus wurden definiert mit ***: $p < 0{,}001$; **: $p < 0{,}01$; *: $p < 0{,}05$. Variablen mit

einer Irrtumswahrscheinlichkeit p kleiner 0,05 wurden in die Modellbildung eingeschlossen. Ergaben sich in einem Modell für viele Faktoren signifikante Zusammenhänge, wurde die Irrtumswahrscheinlichkeit für den Einschluss entsprechend niedriger angesetzt.

Als Qualitätskriterien zum Modellvergleich wurden R^2 (Bestimmtheitsmaß), $R^2_{adj.}$ (korrigiertes Bestimmtheitsmaß), RMSE (mittlerer Quadratwurzelfehler) und AIC (Akaikes Informationskriterium) berechnet.



Quellen	
FVA-BW	7 Flächen, 22 Horizonte
NW-FVA	28 Flächen, 59 Horizonte
LWF	23 Flächen, 108 Horizonte
TUM	26 Flächen, 46 Horizonte

Quellen	
TI (Level II)	20 Flächen, 43 Horizonte
TUM (F&E)	18 Flächen

Abb. 8.2: Untersuchungsflächen zur Ableitung der Kationenanteile im Sickerwasser aus deren Anteilen an der effektiven Kationenaustauschkapazität (grau: Bundesländer außerhalb des EnNa-„Kerngebietes“).

8.2.1 Konzentrationen starker Anionen (Chlorid, Nitrat, Sulfat)

Um die Anionenkonzentrationen im Sickerwasser aus den Analyseergebnissen im wässrigen Extrakt berechnen zu können, wurden Untersuchungen ausgewertet, für die sowohl die Konzentrationen im Sickerwasser (aus Saugkerzenbeprobung) als auch im wässrigen Bodenextrakt (direkt im Einzugsbereich der Saugkerze) vorlagen. Die vorliegenden Datensätze waren zu wenig repräsentativ und methodisch nicht immer vergleichbar. Deshalb wurde am Fachgebiet Waldernährung und Wasserhaushalt der Technischen Universität München eine Sickerwasserstudie in Auftrag gegeben. Die Untersuchungen umfassten 105 Saugkerzenplätze mit Bodenprobenahme (je fünf Saugkerzen auf 21 Flächen) und wurden zusammen mit den Ergebnissen der BZE-II-Vorstudie des BMVEL (Evers et al. 2002, Schlotter et al. 2009; je 4 Saugkerzen auf 10 Flächen) ausgewertet. Eine Übersicht der wichtigsten

Flächeneigenschaften findet sich im digitalen Anhang zu diesem Bericht (Tab. A8.1) auf der Projekt-Webseite (www.enna.fva-bw.de). Extremwerte in den Anionenkonzentrationen im Sickerwasser und im wässrigen Bodenextrakt wurden ausgeschlossen. Durch weitere fehlende Sickerwasser- bzw. Bodendaten standen zur Auswertung für Chlorid 98, für Nitrat 100 und für Sulfat 106 Datensätze zur Verfügung. Alle drei Anionen waren bei 90 Datensätzen vorhanden.

Die Anionenkonzentrationen im wässrigen Extrakt wurden in Ionenäquivalente umgerechnet und mit den entsprechenden Sickerwasserkonzentrationen verglichen. Dies erfolgte sowohl direkt als auch nach Korrektur auf den Wassergehalt des Bodens bei Probenahme bzw. auf die Feldkapazität (Korrektur: Konzentration = Konzentration im wässrigen Extrakt × 2 ÷ Wassergehalt bei Probenahme bzw. Feldkapazität). Für die Übertragung auf die BZE-II-Punkte ist außer in Bayern nur die Korrektur über die Feldkapazität interessant, da nur in Bayern der Bodenwassergehalt bei der Probenahme bestimmt wurde. Die Feldkapazität wurde nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 5 (Ad-hoc-AG Boden 2005) aus den Massenprozenten für Sand, Schluff, Ton und der Lagerungsdichtestufe im Gesamtboden bestimmt. Für BZE-II-Punkte, für die Angaben zur Bodenart, nicht aber zur Korngrößenverteilung existieren, wurden die Massenprozente für Sand, Schluff und Ton über die Schwerpunkte der entsprechenden Flächen im Korngrößendreieck geschätzt.

Bei der Erstellung der statistischen Modelle wurden sowohl einfache lineare Zusammenhänge zwischen Sickerwasserkonzentration und Konzentration im Bodenextrakt als auch komplexere Modelle geprüft. Für letztere erfolgte zunächst die Identifikation signifikanter Einflussgrößen über generalisierte additive Modelle (Modellierung einfacher Kurven ohne Wendepunkte für die Einzelfaktoren, Funktion zur Kurvenanpassung „spline“, Basis der Kurvenanpassung k = 3). In die Modellbildung einbezogen wurden neben den Anionenkonzentrationen die Trockenraumdichte der Feinerde, der Skelettanteil und die Massenprozente an Sand, Schluff und Ton. Für die ermittelten Faktoren wurde die Signifikanz ihres linearen und quadratischen Einflusses mittels linearer Modellierung geprüft. Der resultierende Modelltyp lässt sich als Summe von Polynomen 2. Grades schreiben und eignet sich gut zur Verwendung unabhängig von statistischen Programmen:

$$cA_{SW} = a_0 + a_1 x_1^2 + b_1 x_1 + a_2 x_2^2 + b_2 x_2 + \cdots \quad (8.1)$$

Alternativ wurden einfache lineare Zusammenhänge geprüft:

$$cA_{SW} = a_0 + a_1 x_1 + a_2 x_2 + \cdots \quad (8.2)$$

Führten die Ergebnisse der statistischen Modelle zu Werten kleiner Null, wurden diese durch Berechnungen mit dem einfachsten linearen Modell ersetzt:

$$cA_{SW} = a_0 + a_1 \times cA_{WE} \quad (8.3)$$

mit cA_{SW}: Konzentration von Anion A (Cl^-; NO_3^-; SO_4^{2-} sowie deren Summe $Cl^- + NO_3^- + SO_4^{2-}$) im Sickerwasser [$mmol_c\ l^{-1}$], $x_{1, 2, \ldots}$: zu testende Einflussgrößen (vgl. Text), $a_{0, 1, 2, \ldots}$;

$b_{1, 2, ...}$: statistisch zu ermittelnde Größen, cA_{WE}: Konzentration von Anion A im wässrigen Extrakt [$mmol_c\ l^{-1}$] (korrigiert auf Feldkapazität, falls dadurch Verbesserung der statistischen Zusammenhänge).

8.2.2 Anorganischer gelöster Kohlenstoff

Neben den starken Anionen Chlorid, Nitrat und Sulfat kommt es in Bodenhorizonten mit höheren pH-Werten und vor allem in karbonathaltigen Horizonten zu beachtenswerten Austrägen an gelöstem anorganischem Kohlenstoff (DIC). Die DIC-Konzentration im Sickerwasser wird von dem chemischen Gleichgewichtssystem der Karbonatlösung gesteuert:

$$CaCO_3 + H_2CO_3 \rightleftharpoons Ca^{2+} + 2HCO_3^-$$

$$CO_2(gasf.) + H_2O \rightleftharpoons H_2CO_3(aq.)$$

$$H_2CO_3 + H_2O \rightleftharpoons HCO_3^- + H_3O^+$$

$$HCO_3^- + H_2O \rightleftharpoons CO_3^{2-} + H_3O^+$$

Zur Lösung des Gleichungssystems muss sowohl die Menge an Calciumkarbonat, das an der Reaktion beteiligt ist, als auch die Menge an im Wasser gelöstem Kohlendioxid bekannt sein. Da dies für die Bodenproben der BZE-II-Punkte nicht der Fall ist, wurde eine einfache Schätzung der DIC-Konzentration aus dem pH-Wert des Bodens (gemessen in destilliertem Wasser) verwendet, wobei die Konzentration von DIC bei einem pH-Wert kleiner 4,2 gleich Null gesetzt wurde:

für $pH < 4{,}2$: $cDIC_{SW} = 0$

für $pH \geq 4{,}2$: $cDIC_{SW} = a \times (pH - 4{,}2)^b$ (8.4)

mit $cDIC_{SW}$: Konzentration gelöster anorganischer Kohlenstoff im Sickerwasser [$mmol_c\ l^{-1}$], pH: pH-Wert des Bodens gemessen in destilliertem Wasser, $a; b$: statistisch zu ermittelnde Größen.

Zur Modellerstellung wurden die flussgewichteten Konzentrationen an DIC im Sickerwasser von 155 Mineralbodenhorizonten von Level-II-Flächen und anderen forstlichen Versuchsflächen der beteiligten Bundesländer mit dem dort gemessenen Boden-pH verglichen. Verwendet wurden langjährige Mittel auf Basis der von den jeweiligen Verantwortlichen berechneten jährlichen Stoffflüsse geteilt durch die entsprechenden Wasserflüsse.

8.2.3 Kationenkonzentrationen

Die Modellbildung zur Berechnung der molaren Kationenanteile im Sickerwasser aus der Belegung des Kationenaustauschers im Boden erfolgte an Hand flussgewichteter Sickerwasserkonzentrationen und Bodendaten von Level-II-Flächen sowie anderer forstlicher Versuchsflächen der beteiligten Bundesländer (Tab. A8.10 und A8.11 im digitalen Anhang

zu diesem Bericht auf www.enna.fva-bw.de). Insgesamt standen Daten von 170 Mineralbodenhorizonten zur Verfügung. Als Einflussgrößen wurden die Anteile aller Kationen und die Summe basischer Kationen (Calcium, Magnesium, Kalium, Natrium) an der effektiven Kationenaustauschkapazität verwendet, um Wechselwirkungen zwischen den Elementen mit zu berücksichtigen. Wie für die Anionen wurden zunächst über generalisierte additive Modelle signifikante Einflussfaktoren ermittelt und diese als Summe von Polynomen 2. Grades gefasst. Alternativ wurden multiple lineare Zusammenhänge und multiple Potenzfunktionen geprüft.

Die im Vergleich zu den generalisierten additiven Modellen nahezu identischen Bestimmtheitsmaße und die Möglichkeit einer Verwendung unabhängig von statistischen Programmen führten letztendlich zur Verwendung der Modelle auf Basis der Summen von Polynomen 2. Grades. Da sich bei der Anwendung auf die BZE-II-Punkte in einigen Fällen Werte kleiner Null oder größer Eins ergaben, wurden diese Werte über einfache Potenzfunktionen neu berechnet. In den Potenzfunktionen wurde dabei der Faktor jeweils Eins gesetzt und nur der Exponent statistisch ermittelt. Da der Kationenanteil am Austauscher im Boden nur Werte zwischen Null und Eins annehmen kann, ergaben sich so auch für den entsprechenden Kationenanteil im Sickerwasser Werte zwischen Null und Eins.

$$K_{SW} = a_0 + a_1 \times AkeK_1 + b_1 * AkeK_1^2 + a_2 * AkeK_2 + b_2 * AkeK_2^2 + \ldots \quad (8.5)$$

$$\text{für } K_{SW} < 0 \text{ oder } > 1: K_{SW} = AkeK^c \quad (8.6)$$

mit K_{SW}: Anteil von Kation K an der Kationenkonzentration im Sickerwasser, $AkeK$ bzw. $AkeK_{1, 2, \ldots}$: Anteil von Kation K an der effektiven Kationenaustauschkapazität, ($K_{1, 2, \ldots}$: H^+, Al^{3+}, Mn^{2+}, Fe^{2+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Na^+ oder Basensumme $SB = Ca^{2+}+Mg^{2+}+K^+ + Na^+$), $a_{0, 1, 2, \ldots}$; $b_{1, 2, \ldots}$; c: statistisch zu ermittelnde Größen.

Die modellierten Ergebnisse für die Konzentrationsanteile der einzelnen Kationen im Sickerwasser wurden normiert, sodass die Summe der Anteile aller Kationen Eins ergab.

$$K_{SW(i)} = K_{SW(i)} \div \sum_{i=1}^{n} K_{SW(i)} \quad (8.7)$$

Als letzter Schritt der Berechnung der Kationenkonzentrationen im Sickerwasser erfolgte die Multiplikation der modellierten Kationenanteile mit der Summe der Konzentrationen starker Anionen und gelöstem, anorganischen Kohlenstoff:

$$cK_{SW} = K_{SW} * (cAS_{SW} + cDIC_{SW}) \quad (8.8)$$

mit cK_{SW}: Konzentration Kation K im Sickerwasser [$mmol_c\ l^{-1}$], K_{SW}: Anteil Kation K an der Kationenkonzentration im Sickerwasser, cAS_{SW}: Konzentration Anionensumme ($Cl^-+NO_3^-+SO_4^{2-}$) im Sickerwasser [$mmol_c\ l^{-1}$], $cDIC_{SW}$: Konzentration gelöster anorganischer Kohlenstoff im Sickerwasser [$mmol_c\ l^{-1}$].

8.2.4 Berechnung der Stoffausträge mit dem Sickerwasser

Die Sickerwasseraustäge wurden durch Multiplikation der mittleren Wasserflüsse in den Jahre 2000–2010 (vgl. Kapitel 4) mit den für die Punkte der BZE II geschätzten Anionen- und Kationenkonzentrationen berechnet. Stoffflüsse standen damit in allen Tiefenstufen der BZE-II-Punkte zur Verfügung, in denen Chlorid, Nitrat und Sulfat im wässrigen Extrakt sowie die effektiv austauschbaren Kationen im Boden bestimmt worden waren. Insgesamt konnten für 921 Punkte Stoffausträge berechnet werden, davon lagen 709 in den direkt am Projekt beteiligten Bundesländern. Als Austragshorizont galt dabei in der Regel die Tiefenstufe zwischen 60 und 90 cm Mineralbodentiefe. An knapp 10 % der Punkte verhinderte hoch anstehendes Festgestein eine Beprobung bis in 90 cm Tiefe. Hier wurde die nächsthöhere vorhandene Tiefenstufe verwendet.

8.3 Ergebnisse

8.3.1 Statistische Modelle zur Berechnung der Sickerwasserkonzentrationen

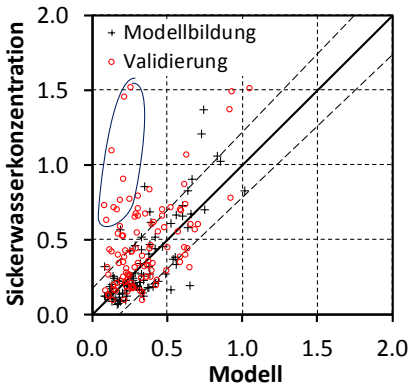
Für die Abbildung der Anionenkonzentrationen im Sickerwasser wurden eine Vielzahl von Modellen gebildet, bei denen teilweise die Analyseergebnisse im wässrigen Extrakt über den Wassergehalt bei Bodenprobenahme bzw. die aus der Bodentextur abgeleitete Feldkapazität korrigiert wurden. Im digitalen Anhang zu diesem Bericht (Tab. A8.2 bis A8.9) auf der Projekt-Webseite (www.enna.fva-bw.de) sind die entsprechenden Ergebnisse aufgelistet. Da die Anionenkonzentrationen im Sickerwasser nur zur Berechnung der Kationenkonzentrationen aus den modellierten Kationenanteilen dienten, war eine Darstellung der Anionensumme ausreichend. Letztendlich erwies sich folgender Zusammenhang als am besten geeignet zur Anwendung an den Punkten der BZE II:

$$cAS_{SW} = (1{,}30122 \pm 0{,}05964) \times cAS_{WE} \qquad (8.9)$$

mit cAS_{SW}: Konzentration der Anionensumme ($Cl^-+NO_3^-+SO_4^{2-}$) im Sickerwasser [$mmol_c\,l^{-1}$] und cAS_{WE}: Konzentration der Anionensumme ($Cl^-+NO_3^-+SO_4^{2-}$) im wässrigen Extrakt [$mmol_c\,l^{-1}$].

Als Fehler der Berechnung wurde sowohl der Standardfehler der Schätzfunktion als auch der mittlere Quadratwurzelfehler (RMSE) berücksichtigt. Das sehr einfach gehaltene und damit gut allgemein anwendbare Modell zeigte mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,6 eine ausreichende Vorhersagegenauigkeit (Abb. 8.3). Der RMSE lag bei 51 % des Mittelwerts des zur Modellbildung verwendeten Datenkollektivs. Der Mittelwert des zur Modellbildung verwendeten Datenkollektivs wurde durch die Modellierung mit einer Abweichung von 2 % sehr gut getroffen. Bei Anwendung des Modells auf den Validierungsdatensatz fielen die Gütekriterien deutlich schlechter aus. Dies lag vor allem daran, dass für 10 % der zur Validierung verwendeten Datensätze die gemessenen hohen Anionenkonzentrationen nicht im wässrigen Extrakt wiedergespiegelt wurden. Hinzu kommt, dass der Validierungsdaten-

satz einen geringeren räumlichen Bezug von Sickerwasser- und Bodenanalysen aufwies, da Boden- und Sickerwasserprobenahme nicht direkt am selben Punkt erfolgte. Komplexere Modelle erreichten bei der Modellbildung zwar ein höheres Bestimmtheitsmaß, konnten bei der Validierung aber kaum besser abschneiden. Bei der Anwendung auf den Datensatz der BZE II zeigte sich eine hohe Anfälligkeit der komplexen Modelle hinsichtlich Wertekombinationen, die nicht durch den zur Modellbildung verwendeten Datensatz abgedeckt wurden, also vor allem Böden mit sehr hoher oder sehr niedriger Trockenraumdichte in der Feinerde oder Böden, bei denen die Textur durch eine Korngrößenfraktion dominiert wurde.



	Modellbildung	Validierung (*)
N	90	105 (95)
R^2	0,5957	0,0588 (0,4695)
m	1,0000	1,2123 (1,1331)
RMSE	0,1732	0,3170 (0,2091)
RMSE / X	0,5080	0,6591 (0,4817)
ΔX / X	0,0218	-0,2713 (-0,1557)

**Modellgüte der Validierung unter Ausschluss der blau umrahmten Punkte*

Abb. 8.3: Gegenüberstellung modellierter und gemessener Konzentrationen der Anionensumme (Cl^- + NO_3^- + SO_4^{2-}) in $mmol_c\ l^{-1}$(gestrichelte Linien: Fehlerbereich; N: Anzahl der verwendeten Datensätze; R^2: Bestimmtheitsmaß; m: Steigung der Regressionsgerade mit Schnittpunkt 0-0; RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler; X: Mittelwert der gemessenen Werte; ΔX: Mittelwert der modellierten Werte minus X).

Zusätzlich zu den starken Anionen Chlorid, Nitrat und Sulfat sollte auch der Austrag von DIC berücksichtigt werden. Die sehr einfach gehaltene Ableitung der DIC-Konzentrationen im Sickerwasser lautet:

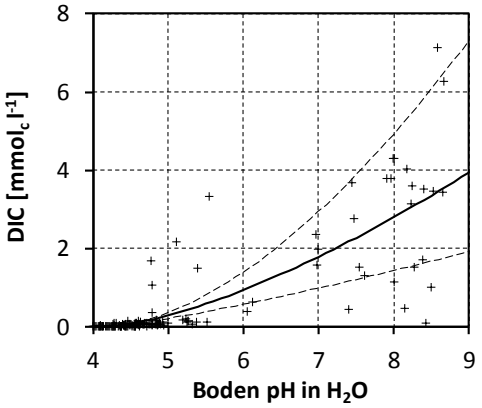
für $pH < 4{,}2$: $cDIC_{SW} = 0$

für $pH \geq 4{,}2$: $cDIC_{SW} = (0{,}39462 \pm 0{,}12092) \times (pH - 4{,}2)^{(1{,}46611 \pm 0{,}22539)}$ (8.10)

mit $cDIC_{SW}$: Konzentration gelöster anorganischer Kohlenstoff im Sickerwasser [$mmol_c\ l^{-1}$] und pH: pH-Wert des Bodens gemessen in destilliertem Wasser.

Da keine lineare Beziehung vorlag, wurden zur Fehlerabschätzung lediglich die Standardfehler von Faktor und Exponent in Gleichung 8.10 verwendet und nicht zusätzlich der RMSE berücksichtigt. Damit konnte auch gewährleistet werden, dass Standorte mit geringen pH-Werten und damit chemisch bedingten DIC-Konzentrationen nahe Null auch nur einen geringen Fehler zeigten. Abb 8.4 zeigt, dass die prinzipiellen Unterschiede der DIC-Konzentrationen in sauren, karbonatfreien und karbonathaltigen Bodenhorizonten gut wiedergegeben wurden. Besonders in Bodenhorizonten mit pH-Werten größer 7 wurde die

Ungenauigkeit der Modellierung allerdings sehr hoch. Kationenausträge, die zusammen mit DIC in karbonathaltigen Böden entstehen, konnten dementsprechend nur mit hoher Unsicherheit vorhergesagt werden.



	Modellbildung
N	155
R^2	0,6519
RMSE	0,7923
RMSE / X	1,3903
ΔX / X	-0,0026

Abb. 8.4: Abhängigkeit der Konzentration an gelöstem anorganischem Kohlenstoff (DIC) vom pH-Wert des Bodens (gestrichelte Linien: Fehlerbereich, Abkürzungen siehe Abb. 8.3).

Abb. 8.5 zeigt die errechneten Konzentrationen für „starke“ Anionen (Chlorid, Nitrat, Sulfat) und DIC im Sickerwasser der BZE-II-Punkte. Die Summe aus Chlorid, Nitrat und Sulfat konnte dort berechnet werden, wo die entsprechenden Analysen im wässrigen Extrakt vorlagen. Ein deutliches Muster in der Konzentrationsverteilung ist nicht zu erkennen. Allerdings ergaben sich für die Bundesländer Rheinland-Pfalz und Niedersachsen häufig niedrige Werte. Dominiert wurden die starken Anionen vor allem in Bayern durch Sulfat. Nordrhein-Westfahlen und Hessen zeigten zusätzlich häufig auch hohe Nitratkonzentrationen. In Baden-Württemberg prägten dagegen vor allem hohe Nitratwerte die Sickerwasserchemie. Im Mittel lag der Anteil von Sulfat an den starken Anionen bei 55 %, der von Nitrat bei 30 % und für Chlorid bei 15 %. Die berechneten DIC-Konzentrationen folgten naturgegeben dem Bodensubstrat mit sehr hohen Werten auf kalkführenden Böden, mittleren Konzentrationen auf den unterschiedlich stark versauerten Standorten aus ehemals kalkführendem Löß oder ähnlichem Ausgangsmaterial und niedrigen Werten für die silikatischen Böden der Grundgebirge und Sanden Nord- und Nordostdeutschlands.

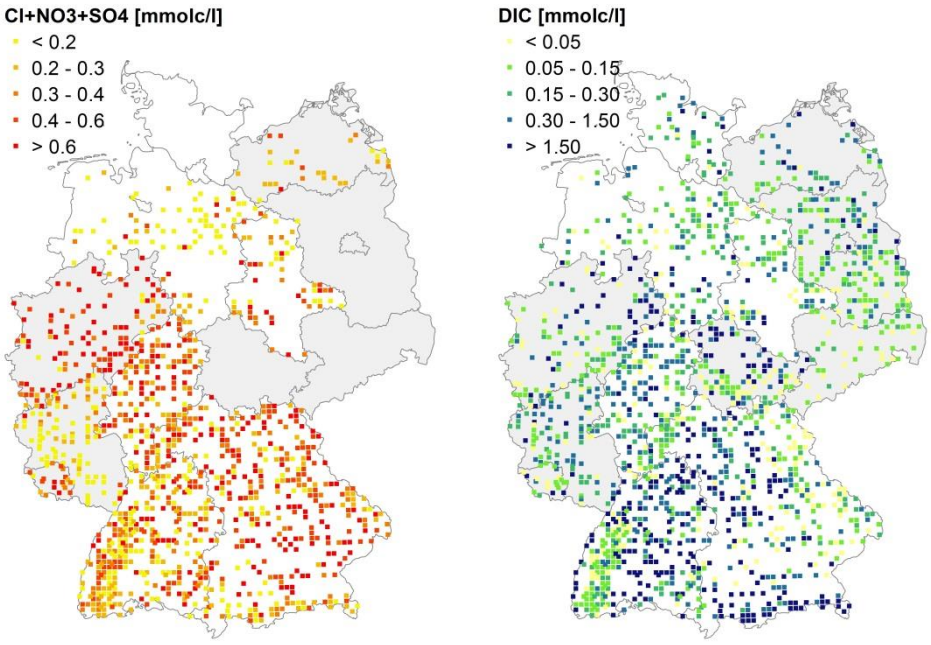


Abb. 8.5: Modellierte Konzentration von starken Anionen (Chlorid, Nitrat, Sulfat) und DIC im Sickerwasseraustrag der BZE-II-Punkte. Grau hinterlegt sind Bundesländern außerhalb des EnNa-„Kerngebietes“.

Die Gesamtkonzentration der Kationen im Sickerwasser entspricht der Konzentration der Anionen, wobei vereinfachend nur Chlorid, Nitrat, Sulfat und DIC berücksichtigt wurden. Die molaren Anteile der einzelnen Kationen konnten aus ihren Anteilen an der effektiven Kationenaustauschkapazität abgeleitet werden. Schätzer und statistische Kenngrößen sind in den Tab 8.1 und Tab. 8.2 aufgelistet. Die Ergebnisse aller getesteten Modellansätze finden sich im digitalen Anhang zu diesem Bericht auf der Projekt-Webseite (www.enna.fva-bw.de) in den Tab. A6.12 bis A6.19. Berechnungen über das Grundmodell – basierend auf Summen von Polynomen 2. Grades (Tab. 8.1) – wurden nur dann durch Ergebnisse von einfachen Potenzfunktionen (Tab. 8.2) ersetzt, wenn sich Werte kleiner Null oder größer Eins ergaben.

Tab. 8.1: Schätzer und statistische Kenngrößen des Grundmodells zur Berechnung der Kationenanteile im Sickerwasser aus den Kationenanteilen an der effektiven Kationenaustauschkapazität (Ake) nach Gleichung 8.5.

	Ca^{2+}_{sw}	Mg^{2+}_{sw}	K^{+}_{sw}	Na^{+}_{sw}
Interzept	-7,62E-01±1,16E-01	3,12E-01±3,41E-02	1,54E-03±3,37E-03	1,84E-01±1,05E-02
AkeH			8,35E-02±1,85E-02	
AkeAl	2,19E+00±2,70E-01		3,35E-02±4,49E-03	
AkeAl²	-1,55E+00±1,84E-01			
AkeMn			-1,29E+00±3,04E-01	-4,58E+00±1,12E+00
AkeMn²			2,48E+01±6,43E+00	5,75E+01±2,38E+01
AkeFe		-2,27E+00±4,88E-01		
AkeCa	1,60E+00±1,24E-01	-1,35E-01±2,95E-02		
AkeCa²				-1,68E-01±1,97E-02
AkeMg	-1,45E+00±2,96E-01	2,14E+00±2,55E-01		
AkeMg²	4,08E+00±7,72E-01	-2,79E+00±6,61E-01		
AkeK	1,57E+01±2,57E+00	-1,69E+01±2,84E+00		
AkeK²	-2,90E+02±5,48E+01	3,05E+02±5,97E+01	1,34E+01±3,04E+00	
R^2	0,885	0,622	0,381	0,312
$R^2_{adj.}$	0,880	0,608	0,362	0,300
RMSE	0,0888	0,0960	0,0181	0,0681
RMSE/X	0,3117	0,5509	0,7535	0,5613
	H^{+}_{sw}	Al^{3+}_{sw}	Mn^{2+}_{sw}	Fe^{3+}_{sw}
Interzept	6,72E-02±5,60E-03	4,45E-01±1,62E-01	1,24E-02±3,12E-03	1,31E-03±7,89E-04
AkeH	8,57E-01±1,48E-01			2,00E-01±3,22E-02
AkeH²	-6,60E-01±2,86E-01			-3,29E-01±6,49E-02
AkeAl		-9,02E-01±2,78E-01		
AkeAl²		1,01E+00±1,72E-01		
AkeMn			1,97E+00±2,61E-01	
AkeMn²			-2,53E+01±5,40E+00	
AkeFe	6,36E-01±1,99E-01	5,69E+00±1,78E+00	-2,26E-01±7,47E-02	2,30E-01±4,90E-02
AkeFe²		-5,06E+01±2,22E+01		
AkeSB	-2,88E-01±4,66E-02	-4,31E-01±1,60E-01	-6,75E-02±1,94E-02	
AkeSB²	2,26E-01±4,61E-02		5,39E-02±1,94E-02	
R^2	0,734	0,725	0,531	0,400
$R^2_{adj.}$	0,726	0,716	0,516	0,390
RMSE	0,0360	0,1265	0,0151	0,0128
RMSE/X	0,6087	0,4041	0,8397	2,1601

Tab. 8.2: Schätzer und statistische Kenngrößen des Korrekturmodells zur Berechnung der Kationenanteile im Sickerwasser aus den Kationenanteilen an der effektiven Kationenaustauschkapazität (Ake) nach Gleichung 8.6. Diese Lösung kommt zum Einsatz, wenn die Ergebnisse des Grundmodells (vgl. Tab. 8.1) kleiner Null oder größer Eins werden.

Element	Modell	Schätzer	R^2	$R^2_{adj.}$	RMSE	RMSE/X
Ca^{2+}_{sw}	AkeCa[a]	5,95e-01 ± 3,00E-02	0,685	0,684	0,1468	0,5156
Mg^{2+}_{sw}	AkeMg[a]	5,55e-01 ± 1,89E-02	0,477	0,473	0,1130	0,6483
K^{+}_{sw}	AkeK[a]	9,54e-01 ± 1,85E-02	0,064	0,059	0,0223	0,9268
Na^{+}_{sw}	AkeNa[a]	4,12e-01 ± 1,22E-02	-0,244	-0,251	0,0916	0,7549
H^{+}_{sw}	AkeH[a]	9,03e-01 ± 3,70E-02	0,194	0,189	0,0626	1,0592
Al^{3+}_{sw}	AkeAl[a]	7,18e+00 ± 3,72E-01	0,461	0,457	0,1770	0,5656
Mn^{2+}_{sw}	AkeMn[a]	9,08e-01 ± 1,60E-02	0,359	0,355	0,0177	0,9813
Fe^{3+}_{sw}	AkeFe[a]	1,26e+00 ± 3,87E-02	0,043	0,037	0,0132	2,2282

Als Fehler wurde der RMSE des Gesamtmodells verwendet (Tab. 8.3). Die Calciumkonzentrationen, aber auch Konzentrationen für Protonen, Aluminium und Magnesium konnten

gut abgebildet werden. Noch befriedigende Modellergebnisse ergaben sich für Mangan, während für Kalium, Natrium und Eisen zwar die Größenordnung richtig wiedergegeben wurde, die Standortsabhängigkeit der Konzentrationen aber nur unzureichend abgebildet wurde. Da die Summe der Kationenanteile Eins ergeben muss, erfolgte nach der Modellierung der Anteile aller wesentlichen Kationen eine Normierung. Die Ergebnisse des Gesamtansatzes der für die Nährstoffbilanzierung wichtigen Kationen Calcium, Magnesium und Kalium zeigt Abb. 8.6. Verglichen wurden Modellergebnisse und Messwerte zum einen für den zur Modellbildung verwendeten Datensatz, zum anderen für einen davon unabhängigen Validierungsdatensatz. In Tab. 8.3 sind einige Größen zur Einschätzung der Modellgüte aufgelistet. Für Calcium und Magnesium zeigte sich die bereits erwähnte gute Übereinstimmung zwischen modellierten und gemessenen Kationenanteilen im Sickerwasser. Die relative Abweichung der Mittelwerte betrug für beide Elemente weniger als 1 %. Allerdings lag der mittlere Quadratwurzelfehler bezogen auf den Mittelwert der gemessenen Kationenanteile im Sickerwasser für Calcium bei etwa 30 %, für Magnesium bei über 50 %. Deutlich schlechter schnitt Kalium ab. Gut getroffen wurde die Größenordnung der Kaliumanteile mit einer relativen mittleren Abweichung zwischen gemessenen und modellierten Werte von weniger als 3 %. Bestimmtheitsmaß und RMSE waren jedoch deutlich ungünstiger als bei Calcium und Magnesium. Der Validierungsdatensatz bestätigte grundsätzlich diese Einschätzung. Calcium und Magnesium konnten gut, Kalium zumindest in der Größenordnung richtig vorhergesagt werden.

Tab. 8.3: Statistische Kenngrößen der Gesamtmodelle zur Bestimmung der Calcium-, Magnesium- und Kaliumanteile im Sickerwasser aus den Kationenanteilen an der effektiven Kationenaustauschkapazität im Boden (m: Steigung der Regressionsgerade mit Schnittpunkt 0-0).

	Modellbildung			Validierung		
	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^{+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^{+}
m	0,9984	1,0018	0,9844	0,8744	0,8798	0,8161
R^2	0,8874	0,6271	0,3836	0,4916	0,3504	-0,4660
RMSE	0,0879	0,0954	0,0181	0,1528	0,0858	0,0442
RMSE/X	0,3085	0,5472	0,7523	0,5390	0,5751	0,9712
ΔX/X	0,0082	0,0071	0,0276	0,0319	-0,0208	-0,2528

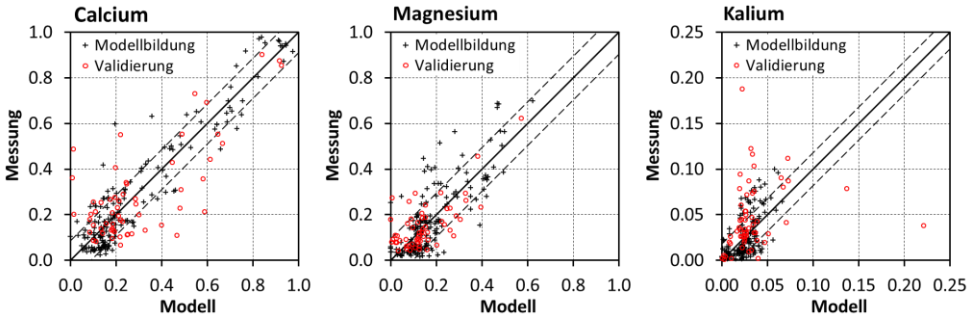


Abb. 8.6: Darstellung und Validierung des Gesamtmodells zur Bestimmung der Calcium-, Magnesium- und Kaliumanteile im Sickerwasser aus den Kationenanteilen an der effektiven Kationenaustauschkapazität im Boden.

Abb. 8.7 zeigt die räumliche Verteilung der Anteile von Calcium, Magnesium und Kalium an der Gesamtkationenkonzentration im Sickerwasser des Austragshorizontes (in der Regel 60–90 cm). Hohe Calciumanteile im Sickerwasser wurden für weite Teile Bayerns und Baden-Württembergs mit Ausnahme der Grundgebirge, im südlichen Niedersachsen und nördlichen Thüringen, der westfälischen Bucht, im Osten Schleswig-Holsteins und in Teilen Mecklenburg-Vorpommerns abgeleitet. Magnesium zeigte in Süddeutschland mit Ausnahme der Schwäbischen Alb eine weitgehend ähnliche Verteilung wie Calcium. In Mittel- und Norddeutschland ergaben sich hohe Magnesiumanteile im nördlichen Hessen sowie in Teilen von Rheinland-Pfalz und Sachsen-Anhalt. Die Kaliumanteile lagen insgesamt deutlich niedriger als die Konzentrationsanteile von Calcium und Magnesium. Deutlich erkennbar war ein komplementäres Verhalten von Kalium einerseits und Calcium plus Magnesium andererseits. Besonders auffällig zeigte sich dies im Schwarzwald und den ostbayerischen Mittelgebirgen. Vergleichsweise hohe Kaliumanteile fanden sich auch in großen Teilen Niedersachsens, Sachsen-Anhalts, Brandenburgs und im Südwesten Thüringens.

Nicht ausgeschlossen werden konnte der Einfluss von Kalkungsmaßnahmen auf die Konzentrationsanteile der Kationen. Die zur Verfügung stehenden Informationen ergaben, dass in den meisten Bundesländern (Baden-Württemberg, Bremen, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein, Thüringen) Kalkungsmaßnahmen an einem Teil der BZE-II-Punkte durchgeführt wurden. Für diese Länder wurden die Mittelwerte der Konzentrationsanteile für gekalkte und nicht gekalkte BZE-II-Punkte verglichen. Berücksichtigt wurden nur Punkte, die in keiner Tiefenstufe einen pH-Wert (gemessen in Wasser) über 6,2 aufwiesen, also nicht durch karbonatisches Ausgangsgestein beeinflusst waren. Für Calcium konnte ein signifikanter Unterschied bestätigt werden. Allerdings zeigten die gekalkten Flächen geringere Calciumanteile als die nicht gekalkten. Dies ist eher ein Hinweis darauf, dass Flächen mit geringerer Basenausstattung gekalkt wurden. Nicht bestätigt wurde, dass gekalkte Flächen höhere Calcium- und Magnesiumanteile an der Kationenkonzentration im Sickerwasser tieferer Bodenschichten (60–90 cm) aufweisen.

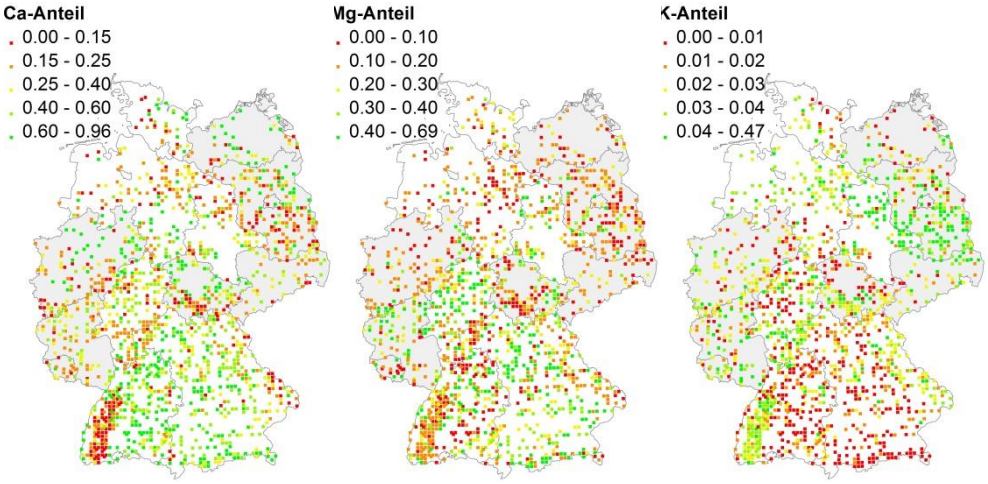


Abb. 8.7: Modellierter Anteil der Nährstoffkationen Calcium, Magnesium und Kalium im Sickerwasseraustrag der BZE-II-Punkte. Grau hinterlegt sind Bundesländer außerhalb des En-Na-„Kerngebietes".

Berechnet werden konnten die Kationenanteile im Sickerwasser nur für Punkte der BZE II, für die Analyseergebnisse zu den Konzentrationen von Chlorid, Nitrat, Sulfat im wässrigen Extrakt, zum pH-Wert des Bodens und zu den effektiv austauschbaren Kationen im Sickerwasseraustragshorizont vorlagen. Dies traf für die meisten Punkte der direkt am Projekt beteiligten Bundesländer zu. Zusätzlich konnte die Ergebnisdarstellung auf die Bundesländer Saarland, Rheinland-Pfalz, Nordrhein-Westfalen und Mecklenburg-Vorpommern ausgeweitet werden.

Durch Multiplikation der Kationenanteile mit den Anionenkonzentrationen ergaben sich die Kationenkonzentrationen im Sickerwasseraustrag der BZE-II-Punkte. Die Vielfalt der Standorte, die durch die Bodeninventur erfasst wurden, ergab ein weites Spektrum an Kationenkonzentrationen (Tab. 8.4). Bei Berücksichtigung der Einzelfehler der statistischen Modelle zur Berechnung der Konzentrationen starker Anionen und DIC sowie der Kationenanteile im Sickerwasser, ergaben sich zusätzlich hohe Unsicherheitsbereiche. Besonders hohen Einfluss hatte hierbei die unsichere Berechnung der DIC-Konzentrationen auf kalkhaltigen Böden.

Tab. 8.4: Deskriptive Statistik der modellierten Kationenkonzentration der BZE-II-Punkte [$\mu mol_c\ l^{-1}$]. Fehlerbereich (untere Zeile) berechnet durch Multiplikation der Fehler von Anionenkonzentration und Kationenanteil jeweils für den einzelnen BZE-II-Punkt.

Quantil	H^+	Al^{3+}	Mn^{2+}	Fe^{3+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+
5 %	0	0	0	0	33,3	23,5	3,57	34
	0–14,2	0–94,4	0–6,26	0–3,15	3,6–60,5	0–52	0–12,5	0–59,7
10 %	0	0	0	0	45,2	32,6	5,08	40,6
	0–22	0–114	0–8,76	0–4,01	14,5–79,3	0–69,7	0–15,3	0–70,6
25 %	0	0	0,4	0,582	81,9	63,3	8,72	57
	0–38,8	0–155	0–14,2	0–6,27	39,6–130	8–117	0–22,4	6,99–103
Median	9,18	50,4	4,57	2,19	247	164	13,7	85,3
	0–61,3	0–244	0–24,4	0–11,2	160–349	55,6–285	1,64–33,3	21,7–162
75 %	24,1	149	11,2	3,84	919	392	21	130
	3,72–125	90,1–437	2,56–49,2	0–24,1	507–1445	219–805	5,92–72	36,3–425
90 %	36,9	231	19,3	5,96	2380	909	33,4	240
	11–242	144–723	8,27–82,9	0,689–43,8	1180–4358	428–1761	11,7–137	54–763
95 %	46,4	293	26,2	7,56	2862	1165	45,3	305
	15,7–267	185–798	13,3–90,9	1,61–48,5	1425–5401	571–2364	16,9–161	71,8–913

8.3.2 Sickerwasserflüsse

Durch Multiplikation der modellierten Konzentrationen mit den Wasserflüssen der entsprechenden Tiefenstufe konnte für 1114 BZE-II-Punkte der Verlust der Nährstoffkationen Calcium, Magnesium und Kalium mit dem Sickerwasser berechnet werden. Die räumliche Verteilung der Sickerwasseraustäge wird zusammen mit den bodenbezogenen Stoffbilanzen im nächsten Kapitel gezeigt. Die starken Unterschiede im Nährstoffaustrag kalkführender und versauerter Böden führten zu einer Einteilung in pH-Klassen, wobei vereinfachte Pufferbereiche in Anlehnung an Ulrich (1981) verwendet wurden. Allerdings wurde auf eine Trennung von Silikat- und Austauscherpuffer, sowie Aluminium- und Eisenoxidpuffer verzichtet. Auch wurde die Grenze zwischen Austauscher- und Aluminiumpufferbereich von pH 4,2 auf pH 4,5 erhöht, um bereits stark versauerte Böden im Austauscher-Pufferbereich von günstigeren Böden zu trennen.

Gemäß Tab. 8.5 erhielten die Tiefenstufen der BZE-II-Punkte 0–10 cm (Mittelwert 0–5 und 5–10 cm), 10–30 cm, 30–60 cm und 60–90 cm eine Ziffer zur Bezeichnung des Pufferbereichs. Aus der Summe der Ziffern ergaben sich die Versauerungsklassen und die Einteilung der BZE-II-Punkte nach Tab. 8.6. Der Klasse 2 wurden auch alle Punkte zugeordnet, die in mindestens einer Tiefenstufe den Pufferbereich der Ziffer 1 (Karbonat) erhielten. Bei fehlenden Tiefenstufen wurden die Werte der nächst tieferen, bzw. sofern nicht vorhanden, der nächst höheren Tiefenstufe übernommen. Die Größenordnungen der Stoffausträge können Tab. 8.7 entnommen werden.

Tab. 8.5: Vereinfachte Zuordnung von pH-Bereichen (Boden-pH gemessen in Wasser) und Pufferbereichen in Anlehnung an Ulrich (1981).

Nr.	pH-Bereich	Pufferbereich
1	pH > 6,2	Karbonat
2	4,5 < pH < 6,2	Silikat/Austauscher
3	pH < 4,5	Aluminium (Austauscher)

Tab. 8.6: Versauerungsklassen und Anzahl (n) der zugeordneten BZE-II-Punkte, für welche modellierte Sickerwasseraustäge zur Verfügung standen.

Klasse	Zuordnungszahl	Bezeichnung	Pufferbereiche	n
1	4	nicht versauert	Karbonat im Gesamtprofil	108
2	5; 6; 7	kaum versauert	Silicat/Austauscher (Karbonat)	185
3	8; 9	leicht versauert	Silicat/Austauscher (Aluminium)	333
4	10; 11	mäßig versauert	Aluminium (Silicat/Austauscher)	315
5	12	stark versauert	Aluminium (Austauscher)	173

Tab. 8.7: Austrag von Nährstoffkationen mit dem Sickerwasser an den BZE-II-Punkten, aufgeteilt nach Versauerungsklassen (Tab. 8.6) in kg ha^{-1} a^{-1} (Fehlerbereich in Klammern).

pH-Klasse	Quantil	Calcium	Magnesium	Kalium
1	5 %	31,7 (13,2–60,2)	1,58 (0–12,1)	0,474 (0–4,39)
	Median	143 (57,1–296)	23,2 (7,28–60,6)	2,08 (0–17,4)
	Mittelwert	168 (72,5–339)	46,3 (16,2–108)	2,92 (0,023–21,7)
	95 %	633 (272–1262)	201 (81,5–418)	9,33 (0–57,4)
2	5 %	4,58 (1,89–8,63)	0,834 (0–2,6)	0,105 (0–1,03)
	Median	61,2 (27,6–120)	13,7 (3,61–34,2)	1,39 (0–9,9)
	Mittelwert	90 (41,2–171)	20,1 (7,35–45,9)	1,99 (0,149–11,2)
	95 %	285 (131–570)	56,8 (26–128)	5,39 (0,249–31)
3	5 %	0,598 (0,03–1,18)	0,222 (0–0,577)	0,118 (0–0,438)
	Median	9,84 (3,74–19,3)	4,83 (1,35–9,82)	1,05 (0,091–3,57)
	Mittelwert	19,3 (9,83–32,6)	7,73 (3,18–14,7)	1,98 (0,489–5,23)
	95 %	60,7 (33,4–102)	19,7 (9,52–37,2)	5,33 (1,48–12,6)
4	5 %	0,37 (0,002–0,826)	0,118 (0–0,365)	0,112 (0–0,293)
	Median	5,5 (1,66–11,4)	2,81 (0,492–6,12)	0,949 (0,109–2,64)
	Mittelwert	9,85 (4,67–17,4)	4,32 (1,63–8,53)	1,57 (0,336–3,82)
	95 %	26,5 (13,9–44,9)	12 (6,1–21,7)	4,88 (1,36–10,8)
5	5 %	0,352 (0–1,03)	0,191 (0–0,543)	0,132 (0–0,363)
	Median	3,83 (0,96–9,04)	2,18 (0,264–5,27)	1,3 (0,284–3,07)
	Mittelwert	5,41 (1,93–10,8)	2,73 (0,708–6,02)	1,66 (0,392–3,7)
	95 %	14,9 (8,71–25,6)	6,62 (3,31–12,8)	3,07 (0,939–6,32)

Der weite Bereich von Sickerwasserflüssen und Elementkonzentrationen in Deutschland zeigte sich deutlich in der Spannbreite der Stoffflüsse auch innerhalb einer pH-Klasse. Während die mittleren Austräge von Kalium nur wenig von der pH-Klasse beeinflusst waren, unterschieden sich die Werte karbonatführender und stark versauerter Standorte für Calcium und Magnesium um eine Größenordnung. Auch die Unsicherheiten der Stoffflussberechnungen waren stark von der Versauerungsklasse abhängig. Während stark saure Böden eine Unsicherheit von wenigen Kilogramm pro Hektar und Jahr aufwiesen, ergaben sich beispielsweise für den Calciumaustrag auf kalkreichen Standorte Fehler von mehreren Hundert Kilogramm pro Hektar und Jahr. Auch die Unschärfe für Magnesium war insbe-

sondere auf Kalkstandorten bedeutend, während sich die Werte für Kalium in einem vergleichsweise moderaten Rahmen bewegten.

8.4 Diskussion und Bewertung

Durch die Kombination von Messungen aus dem Bereich des intensiven forstlichen Umweltmonitorings und der zweiten deutschen Bodenzustandserhebung ist es gelungen, für eine Vielzahl von Standorten in ihrer Größenordnung realistische Verluste von Nährstoffkationen mit dem Sickerwasser zu ermitteln. Die berechneten Elementausträge sind punktgenau, analysebasiert und beschreiben die Verhältnisse zum Zeitpunkt der Probenahme unter Berücksichtigung der historischen Depositionssituation.

Eine Reihe methodischer Probleme mussten dabei jedoch in Kauf genommen werden. Auf Grund der erstmaligen Analyse der Anionenkonzentrationen im wässrigen Extrakt im Rahmen der BZE II (Ausnahme: Baden-Württemberg) konnte eine zeitliche Veränderung der Stoffflüsse nicht abgebildet werden. Im Rahmen der BZE II erfolgte eine einmalige Probe-nahme pro Punkt. Analysiert wurden Mischproben aus in der Regel acht Satelliten, angeordnet auf einem Kreis mit einem Radius von 10 m. Damit war es nicht möglich, die kleinräumige und zeitliche Heterogenität der Ionenkonzentrationen zu berücksichtigen, wie sie z.B. für Nitrat von Kohlpaintner et al. (2009) beschrieben wird. Zudem konnte die für Nitrat in der Literatur beschriebene gute lineare Korrelation zwischen der Konzentration im wässrigem Extrakt und im Sickerwasser (Evers et al. 2002, Schlotter et al. 2009 und 2012) nicht bestätigt werden. Dagegen fand sich, im Widerspruch zu Schlotter et al. (2012), eine gute Korrelation für Sulfat. Ähnliches ergab sich bereits für Punkte in Oberschwaben (von Wilpert et al. 2011). Auch die Summe starker Anionen (Chlorid, Nitrat, Sulfat) konnte, da sie von Sulfat dominiert wurde, gut nachgebildet werden.

Mit deutlich höherer Unsicherheit behaftet war die einfache statistische Ableitung der Konzentration von gelöstem anorganischem Kohlenstoff aus dem pH-Wert des Bodens. Zur mathematisch korrekten Lösung des Karbonat-Gleichungssystems wird zusätzlich zur Protonenkonzentration in der Bodenlösung der Partialdruck an Kohlendioxid benötigt (Munhoven 2013). Da dieser für die Punkte der BZE II nicht vorlag, wurde ein vereinfachter statistischer Ansatz gewählt.

Ebenfalls auf einen statistischen Ansatz zurückgegriffen wurde bei der Modellierung der Kationenkonzentrationen im Sickerwasser. In der Regel wird die Beziehung zwischen der Kationenkonzentration im Sickerwasser und der Kationenbelegung am Bodenaustauscher als Gleichgewichtsreaktion beschrieben (u.a. Gapon 1933, Gaines & Thomas 1953, Vanselow 1932). Bereits in einem System mit zwei Kationen bei bekannter Gleichgewichtskonstante wird zur Lösung der Gleichung die Austauscherbelegung für beide Kationen sowie die Sickerwasserkonzentration eines Kations benötigt (Stoessell 1998). Sehr viel komplizierter werden die Verhältnisse in Systemen mit mehreren Kationen. Warfvinge et al. (1993) verwenden in ihrem dynamischen Stoffhaushaltsmodell SAFE, einen Ansatz bei dem die Anzahl der Gapon-Austauschreaktionen reduziert wird durch Zusammenfassung der basischen Kationen Calcium, Magnesium, Kalium sowie die Überführung der Aluminiumkonzentration in Protonenäquivalente über das Löslichkeitsprodukt von Gibbsit. Die

Protonenkonzentration wird dabei iterativ aus der Säureneutralisationskapazität geschätzt. Zwischen den basischen Kationen wird nicht differenziert und andere Kationen wie Eisen oder Mangan werden nicht berücksichtigt. Der hier verwendete statistische Ansatz ermöglicht dagegen eine getrennte Berechnung aller bei der Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität der BZE-II-Punkte berücksichtigten Kationen. Zumindest für die Nährstoffkationen Calcium und Magnesium konnte dabei eine ausreichend hohe Genauigkeit der Schätzung erreicht werden. Kalium wurde weniger gut vorhergesagt, lag aber zumindest in der Größenordnung richtig.

Die Ableitung der mit dem Sickerwasser transportierten Menge starker Anionen aus den Analysen im wässrigen Bodenextrakt zeigte deutlich, dass nach wie vor große Mengen an Sulfat und Nitrat durch den Boden transportiert werden und für Verluste an Nährstoffkationen im Wurzelraum sorgen. Sowohl die absolute Menge als auch das Verhältnis der Anionen untereinander war jedoch sehr unterschiedlich. Im Mittel lag der Anteil für Sulfat bei mehr als der Hälfte, für Nitrat bei knapp einem Drittel und für Chlorid bei etwa 15 %. Die anhaltende Bedeutung von Sulfat und Nitrat im Boden für den Export von Nährstoffkationen wurde damit unterstrichen.

Laut Umweltbundesamt (2015) sanken die Emissionen von Schwefeldioxid seit 1990 um mehr als 90 %. Die Hauptabnahme erfolgte dabei bereits vor dem Jahr 2000. Eine Rekonstruktion des historischen Depositionsverlaufs für Schwefel in Europa (Alveteg et al. 1998) lag das Maximum der Schwefeldeposition in Waldökosystem zwischen den Jahren 1970 und 1980. Im Jahr 1990 war die Schwefeldeposition bereits um 50 % niedriger. Lange Zeitreihen der Messstationen Westerland, Waldhof, Deuselbach/Hunsrück und Schauinsland im Luftmessnetz des Umweltbundesamts (Umweltbundesamt 2016) lassen eine Abnahme der Sulfatkonzentrationen im Niederschlag um mehr als 80 % seit 1982 erkennen. In Waldökosystemen wurden in den achtziger Jahren des vergangenen Jahrhunderts Schwefeleinträge zwischen 10 und 80 kg ha^{-1} a^{-1} gemessen (Göttlein & Kreutzer 1991). Für das Jahr 2010 wird der Schwefeleintrag für die deutschen Level-II-Flächen mit Werten zwischen 2 und 10 kg ha^{-1} a^{-1} angegeben (Waldner et al. 2014). Die Eintragsberechnungen im Projekt (vgl. Kapitel 7) ergaben für die Punkte der BZE II Schwefeleinträge zwischen 3 und 17 (im Mittel 7) kg ha^{-1} a^{-1}, gemittelt über die Jahre 2000 bis 2010. Stoffhaushaltsuntersuchungen in Waldökosystemen zeigen, dass sich vielerorts in Deutschland die Reduktion der Schwefeldeposition erst zeitlich verzögert auf den Sickerwasseraustrag auswirkt (Prechtel et al. 2001). Ursachen hierfür sind die Adsorption an Oxiden von Aluminium, Eisen und Mangan (Singh 1984), die Ausfällung als Aluminium-Hydroxosulfate (Khanna et al. 1987), die organische Bindung als Ester-Sulfate (Prietzel et al. 2001) sowie durch Pflanzenaufnahme und Wiederfreisetzung aus Laub- und Wurzelstreu. Die beteiligten Prozesse verdeutlichen die Abhängigkeit der Sulfatretention am Standort von Aluminium-, Eisen- und Mangangehalten im Boden, pH-Wert, der Menge an organischem Kohlenstoff, Bodenmächtigkeit und Bodenart. Dennoch liegen die Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser deutscher Waldstandorte seit Beginn des zwanzigsten Jahrhunderts deutlich niedriger als noch zwei Jahrzehnte zuvor (Brumme et al. 2009, Bayerisches Landesamt für Umwelt 2015). Stoffhaushaltsuntersuchungen der Projektpartner auf 57 Flächen des forstlichen Umweltmonitorings ergaben für die Zeit ab 2000 durchschnittliche Schwefelausträge mit dem Sickerwasser von

20 (1 bis 64) kg ha^{-1} a^{-1}. Die mit deutlich höherer Unsicherheit behaftete Schätzung der Schwefelausträge für die BZE-II-Punkte lag im Mittel bei 10 (0 bis 180) kg ha^{-1} a^{-1}. Der Bedarf an Schwefel liegt in deutschen Fichten- und Buchenwäldern etwa zwischen 0,3 und 1,9 kg ha^{-1} a^{-1} (Weis & Göttlein 2012). Sowohl der Vergleich der Schwefelaufnahme durch den Waldbestand mit der aktuellen Schwefeldeposition als auch die gemessenen bzw. geschätzten Schwefelmengen im Sickerwasseraustrag verdeutlichen, dass trotz des starken Rückgangs der Sulfateinträge erhebliche Mengen an Sulfat durch den Boden transportiert werden und zu entsprechenden Verlusten an Nährstoffkationen führen.

Das zweite wichtige Anion, das zu Verlusten basischer Kationen mit dem Sickerwasser beiträgt, ist Nitrat. Zwar ist auch der Stickstoffeintrag in den letzten Jahrzehnten zurück gegangen, allerdings deutlich weniger stark als der Schwefeleintrag. So sanken zwar die Stickoxidemissionen in Deutschland seit 1990 um mehr als 50 %, gleichzeitig nahmen aber die Ammoniakemissionen nur um 15 % ab (Umweltbundesamt 2015). Die Nitratkonzentrationen im Niederschlag gingen an den Stationen im Luftmessnetz des Umweltbundesamts seit 1982 um 45 % und für Ammonium um 25 % zurück (Umweltbundesamt 2016). Göttlein & Kreutzer (1991) beziffern für die achtziger Jahre des letzten Jahrhunderts die Stickstoffeinträge auf Messflächen in Waldökosystemen mit 27 (6 bis 56) kg ha^{-1} a^{-1}, davon etwa die Hälfte als Ammonium-Stickstoff. Dagegen lag der Eintrag anorganischen Stickstoffs mit dem Bestandsniederschlag 2010 an den Level-II-Flächen in Deutschland zwischen 5 und 30 kg ha^{-1} a^{-1} (Waldner 2014). Für die BZE-II-Punkte wurde im Projekt für die Zeit zwischen 2000 und 2010 eine mittlere Gesamtdeposition von 16 (10 bis 40) kg ha^{-1} a^{-1} berechnet (vgl. Kapitel 7). Im Sickerwasser werden die Nitratkonzentrationen stark beeinflusst durch die Bestandsdynamik (von Wilpert 2008), insbesondere bei Baumartenwechsel (Rothe et al. 2002), bei starker Auflichtung durch Kalamitäten wie Borkenkäferbefall (Huber et al. 2004a) oder Windwurf (Mellert et al. 1996) und zur Einleitung der Bestandsverjüngung (Weis et al. 2001, Huber et al. 2004b, Weis et al. 2006, Kohlpaintner et al. 2009, Huber et al. 2010). Auch Kalkung kann den Stickstoffhaushalt nachhaltig beeinflussen und zur Freisetzung von Stickstoff aus der organischen Auflage führen, die sich in hohen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser manifestiert (Kreutzer 1995, Huber et al. 2006). Ebenfalls zu Nitratschüben führen können langanhaltende Trockenphasen, die zu einer Entkopplung der Stickstofffreisetzung durch Mineralisation, der Nitrifikation und der Stickstoffaufnahme durch den Bestand führen (Lamersdorf et al. 1998). Brumme et al. (2009) fanden keine klaren Trends in der Nitratkonzentration im tieferen Sickerwasser dreier Waldökosysteme (Solling, Göttinger Wald und Zierenberg). Zu beachten sind auch die Wechselwirkungen zwischen Nitrat und Sulfat, die sowohl gleichgerichtet, entgegengesetzt gerichtet oder indifferent wirken können (Kölling & Prietzel 1995). Für die bereits erwähnten Flächen des forstlichen Umweltmonitorings der Projektpartner lag der mittlere Austrag von Nitrat-Stickstoff seit 2000 bei 6 (0 bis 36) kg ha^{-1} a^{-1}. Eine ähnliche Größenordnung mit 5 (0 bis 93) kg ha^{-1} a^{-1} ergab sich auch für die geschätzten Stickstoffausträge der BZE-II-Punkte. Für Fichten- und Buchenwälder geben Weis & Göttlein (2012) einen jährlichen Stickstoffbedarf zwischen 5 und 25 kg ha^{-1} an. Somit liegt dieser in einem ähnlichen Bereich wie der aktuelle Stickstoffeintrag. Für Standorte, auf denen die Stickstoffaufnahme deutlich unter der Stickstoffdeposition liegt oder wo durch Eingriffe und Störungen

Stickstoff im Boden mobilisiert wird, kann der Nitrataustrag dennoch zu einem beträchtlichem Export von Nährstoffkationen mit dem Sickerwasser führen.

Die Bedeutung der Sulfat und Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser für den Kationenexport wurde in vielen Sickerwasserstudien bestätigt (Göttlein & Kreutzer 1991, Bredemeier et al. 1998, Kreutzer et al. 1998, von Wilpert 2008). Wie im Ergebnisteil gezeigt werden konnte, ist die Zusammensetzung der Kationen im Sickerwasser stark abhängig von den Kationenanteilen am Bodenaustauscher. Böden mit niedriger Basensättigung weisen dementsprechend geringere Basenanteile auch im Sickerwasser auf. Dafür ist die Aluminiumkonzentration entsprechend höher. Hohe Verluste von Nährstoffkationen sind damit besonders in Gebieten zu erwarten, die sowohl eine hohe Befrachtung des Sickerwassers mit Sulfat und/oder Nitrat aufweisen, als auch eine (noch) hohe Basensättigung. In kalk- und dolomithaltigen Böden wird durch Karbonatlösung fortwährend Calcium bzw. Calcium und Magnesium nachgeliefert und so die Basensättigung konstant hoch gehalten. Böden, in denen die Nährstoffkationen vornehmlich austauschbar und/oder silikatisch gebunden sind, können dagegen rasch, d.h. innerhalb weniger Jahrzehnte, selbst an der Austauscherbelegung messbare Mengen basischer Kationen verlieren (Mellert et al. 2007, Heintze & Andreae 2011). Dabei liegen die im Projekt berechneten Mengen an Calcium- und Magnesiumverlusten mit dem Sickerwasser in einer Größenordnung mit der Nettoelementaufnahme im Bestand. Nach Weis & Göttlein (2012) liegt der jährliche Bedarf von Fichten- und Buchenbeständen für Calcium zwischen 5 und 35 kg ha^{-1} und für Magnesium zwischen 1 und 5 kg ha^{-1}. Für karbonatfreie, basenreiche Punkte der BZE II (im Ergebnisteil pH-Klasse 3) wurden im Vergleich dazu ein mittlerer Sickerwasseraustrag für Calcium von 19 kg ha^{-1} a^{-1} und für Magnesium von 8 kg ha^{-1} a^{-1} berechnet. In stärker versauerten Böden (pH-Klasse 4) betrugen die Werte 10 und 4, in sehr sauren Böden (pH-Klasse 5) 5 und 3 kg ha^{-1} a^{-1}. Zu beachten sind dabei sowohl die hohen Unterschiede in den einzelnen pH-Klassen als auch der Fehlerbereich der Berechnungen. Deutlich wird jedoch, dass sowohl der Verlust von Nährstoffen mit dem Sickerwasser als auch der Ernteexport nährstoffreicher Biomasse den Nährstoffhaushalt im Waldökosystem ähnlich stark beeinträchtigen können. Ein etwas anderes Bild ergibt sich für Kalium. Hier liegt der Nettobedarf von Fichten- und Buchenwäldern zwischen 2 und 20 kg ha^{-1} a^{-1} (Weis & Göttlein 2012), der modellierte mittlere Kaliumaustrag im Sickerwasser dagegen unterhalb 2 kg ha^{-1} a^{-1}. Zu hohen Kaliumverlusten kann es jedoch auf Kalk und Dolomit kommen. So finden sich zum Beispiel in den Kalkalpen bei reichlich Niederschlag und hohen DIC-Konzentrationen Kaliumausträge von bis zu 10 kg ha^{-1} a^{-1} (Göttlein et al. 2014). Entsprechend häufig können geringe Kaliumgehalte in Nadeln und Blättern von Bäumen der bayerischen Kalkalpen beobachtet werden (Weis et al. 2014).

8.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Entwickelt wurde ein Verfahren zur Berechnung der Ionenkonzentrationen im Sickerwasser aus Analyseergebnissen der Bodenfestphase für die Punkte der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald. Die Konzentration der starken Anionen Chlorid, Nitrat und Sulfat konnte dabei zumindest in ihrer Summe gut aus den Anionenkonzentrationen im

wässrigen Bodenextrakt geschätzt werden. Für die Konzentration an gelöstem anorganischem Kohlenstoff aus der Verwitterung von Kalk und Dolomit war nur eine sehr grobe Abschätzung aus dem Boden-pH möglich. Die Kationenanteile im Sickerwasser ließen sich mit ausreichender Genauigkeit aus den Anteilen am Kationenaustauscher vorhersagen. Die Schätzung der Kationenkonzentrationen war damit in Kombination mit den Anionenkonzentrationen möglich. Die aus den Sickerwasserkonzentrationen mit Hilfe modellierter Wasserflüsse berechneten Elementausträge der BZE-II-Punkte passten in Größenordnung und Verteilung gut zu den Stoffhaushaltsuntersuchungen des intensiven forstlichen Umweltmonitorings. Regionale Unterschiede in Deutschland wurden durch das Verfahren gut und plausibel wiedergegeben. Es zeigte sich, dass trotz des deutlichen Rückgangs der Schwefel- und (in geringerem Umfang) der Stickstoffeinträge seit 1980 nach wie vor bedeutende Mengen an Nährstoffkationen zusammen mit Sulfat und Nitrat mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden. Der Export von Nährstoffkationen lag in derselben Größenordnung wie der Nährelementbedarf durchschnittlicher Wälder. Besonders betroffen waren Regionen mit nach wie vor hohen Stoffflüssen von Sulfat und Nitrat bei gleichzeitig guter Ausstattung mit basischen Kationen. Karbonathaltige Böden können dabei den Verlust von Calcium und Magnesium durch Kalk- und Dolomitverwitterung ausgleichen und leiden vor allem unter Kaliumverlusten. In nährstoffreichen Braunerden und Parabraunerden kann dagegen langfristig der hohe Austrag an Calcium und Magnesium zur Verschlechterung der Ernährungssituation am Standort führen. Saure oder stark versauerte Böden zeigten zwar geringere Sickerwasserausträge an basischen Kationen, hier ist aber mit einer bereits angespannten Nährstoffversorgung zu rechnen, sodass auch geringe Verluste die Standortsverhältnisse negativ beeinflussen können. Die Auswertungen untermauern die Bedeutung sowohl des intensiven forstlichen Umweltmonitorings als auch der großflächige angelegten Bodeninventuren. Sie zeigen, wie bedeutend, aber auch wie standortsspezifisch die Nährstoffverluste mit dem Sickerwasser sein können. Ohne Abschätzung der Nährelementausträge mit dem Sickerwasser sind Nährstoffbilanzen zur Folgenabschätzung einer intensiven Energieholznutzung im Wald nur wenig belastbar.

8.6 Literaturverzeichnis

Ad-hoc-AG Boden. 2005. Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage. Hannover. In Kommission: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, 438 S.

Alveteg, M., C. Walse, P. Warfvinge. 1998. Reconstructing historic atmospheric deposition and nutrient uptake from present day values using MAKEDEP. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 104: 269-283.

Bayerisches Landesamt für Umwelt. 2015. 25 Jahre Versauerungsmonitoring in Bayern. 90 S.

Bates D. M., D. G. Watts. 1988. Nonlinear Regression Analysis and Its Applications. Wiley.

Bredemeier M., K. Blanch, Y.-J. Xu, A. Tietema, A. W. Boxman, B. Emmett, F. Moldan, P. Gundersen, P. Schleppi, R. F. Wright. 1998. Input-output budgets at the NITREX sites. Forest Ecology and Management 101: 57-64.

Brumme R., H. Meesenburg, M. Bredemeier, C. Jacobsen, E. Schönfelder, K. J. Meiwes, J.

Eichhorn. 2009. Changes in Soil Solution Chemistry, Seepage Losses, and Input–Output Budgets at Three Beech Forests in Response to Atmospheric Depositions. In: Brumme R., Khanna P. K. (eds.), Functioning and Management of European Beech Ecosystems, Chapter 16, Ecological Studies 208, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 303-336.

Chambers, J. M. 1992. Linear models. Chapter 4 of Statistical Models in S. Eds. J. M. Chambers and T. J. Hastie, Wadsworth & Brooks/Cole.

Evers J., N. König, B. Wolff, K. J. Meiwes. 2002. Vorbereitung der Zweiten Bodenzustandserhebung im Wald - Untersuchungen zur Laboranalytik, Stickstoffbestimmung und zeitlichen Variabilität bodenchemischer Parameter. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt Göttingen, 243 S.

Heintze, F., H. Andreae. 2011. Die zweite Bodenzustandserhebung in Sachsen - Erste Ergebnisse zur zeitlichen Veränderung des chemischen Bodenzustandes zwischen 1992/93 und 2006/08. In: Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Universität Freiburg (Hg.): Bodenzustandserfassung, aktuelle Gefährdungen und Trends. Gemeinsames Kolloquium des AK "Waldböden" der DBG und der Sektion "Wald und Wasser" im DVFFA und des vTI Eberswalde. Freiburg/Brsg. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 88: 33-41.

Gaines, G. L. Jr., H. C. Thomas. 1953. Adsorption studies on clay minerals. II. A formulation of the thermodynamics of exchange adsorption. The Journal of Chemical Physics 21: 714-718.

Gapon, E. N. 1933. On the theory of exchange adsorption in soils. Russian Journal of General Chemistry 3:144.

Göttlein, A., K. Katzensteiner, A. Rothe. 2014. Standortsicherung im Kalkalpin – SicALP. Forstliche Forschungsberichte München 212: 172 S.

Göttlein, A., K. Kreutzer. 1991. Der Standort Höglwald im Vergleich zu anderen ökologischen Fallstudien. In: Kreutzer K. und Göttlein A. (Hrsg.) Ökosystemforschung Höglwald. Forstwissenschaftliche Forschungen, Beihefte zum Forstwissenschaftlichen Centralblatt vereinigt mit Tharandter Forstliches Jahrbuch, Heft 39, Verlag Paul Parey, 22-29.

Huber, C., J. Aherne, W. Weis, E. P. Farrell, A. Göttlein, T. Cummins. 2010. Ion concentrations and fluxes of seepage water before and after clear cutting of Norway spruce stands at Ballyhooly, Ireland, and Höglwald, Germany. Biogeochemistry 101: 7-26.

Huber, C., R. Baier, A. Göttlein, W. Weis. 2006. Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 to 2004 after liming an N saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany. Forest Ecology and Management 223: 11-20.

Huber, C., M. Baumgarten, A. Göttlein, V. Rotter. 2004a. Nitrogen turnover and nitrate leaching after bark beetle attack in mountainous spruce stands of the Bavarian Forest National Park. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 4: 391-414.

Huber, C., W. Weis, M. Baumgarten, A. Göttlein. 2004b. Spatial and temporal variation of seepage water chemistry after femel and small scale clear-cutting in a N-saturated Norway spruce stand. Plant and Soil 267: 23-40.

Khanna, P. K., J. Prenzel, K. J. Meiwes, B. Ulrich, E. Matzner. 1987. Dynamics of sulfate retention by acid forest soils in an accidic deposition environment. Soil Science or America Journal 51:, 446-452.

Kohlpaintner, M., C. Huber, W. Weis, A. Göttlein. 2009. Spatial and temporal variability of nitrate concentration in seepage water under a mature Norway spruce [Picea abies (L.)

Karst] stand before and after clear cut. Plant and Soil 314: 285-301

Kölling, C., J. Prietzel. 1995. Correlations between nitrate and sulfate in the soil solution of disturbed forest ecosystems. Biogeochemistry 31: 121-138.

König, N. 2009. Handbuch forstlicher Analytik. Herausgegeben vom Gutachterausschuss Forstliche Analytik, BMVEL, Bonn, pp. 568.

Kreutzer, K. 1995. Effects of forest liming on soil processes. Plant and Soil 168–169: 447-470.

Kreutzer, K. 1977. Imissionsschäden durch Auftausalze in den Wäldern. Forstwissenschaftliches Centralblatt 96: 76-83.

Kreutzer, K., C. Beier, M. Bredemeier, K. Blanck, T. Cummins, E. P. Farrell, N. Lamerdorf, L. Rasmussen, A. Rothe, P. H. B. de Visser, W. Weis, T. Weiß, Y-J. Xu. 1998. Atmospheric deposition and soil acidification in five coniferous forest ecosystems: A comparison of the control plots of the EXMAN sites. Forest Ecology and Management 101: 125-142.

Lamersdorf, N. P., C. Beier, K. Blanck, M. Bredemeier, T. Cummins, E. P. Farrell, K. Keutzer, L. Rasmussen, M. Ryan, W. Weis, Y.-J. Xu. 1998. Effect of drought experiments using roof installations on acidification/nitrification of soils. Forest Ecology and Management 101: 95-109.

Lutz, F. 2015. Methodenvergleiche zur Ableitung der Ionenkonzentrationen im Sickerwasser aus Analysen der Bodenfestphase. Masterarbeit an der Studienfakultät für Forstwissenschaften und Ressourcenmanagement der Technischen Universität München. 67 S.

Mellert, K. H., W. Weis, G. Rücker. 2007. Ermittlung der (potenziell) zu erwartenden Signalstärke von Bodenveränderungen, Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn, 93 S. http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Signalstaerke/Signalstudie_Abschlussbericht.pdf

Mellert, K.-H., C. Kölling, K. E. Rehfuess. 1996. Bioelement leaching from Norway spruce ecosystems in Bavaria after windthrow. Forstwissenschaftliches Centralblatt-Tharandter Forstliches Jahrbuch 115: 363-377.

Munhoven G. 2013. Mathematics of the total alkalinity-pH equation – pathway to robust and universal solution algorithms: the SolvesSAPHE package v1.0.1. Geoscientific Model Development 6: 1367-1388.

Prechtel, A., C. Alewell, M. Armbruster, J. Bittersohl, J. M. Cullen , C. D. Evans, R. Helliwell, J. Kopácek, A. Marchetto, E. Matzner, H. Meesenburg, F. Moldan, K. Moritz, J. Veselý, R. F. Wright. 2001. Response of sulphur dynamics in European catchments to decreasing sulphate deposition. Hydrology and Earth System Sciences 5 (3): 311-325.

Prietzel, J., C. Weick, J. Korintenberg, G. Seybold, T. Thumerer, B. Treml. 2001. Effects of repeated (NH4)2SO4 application on sulfur pools in soil, soil microbial biomass, and ground vegetation of two watersheds in the Black Forest/Germany. Plant and Soil 230: 287-305.

Rothe, A., C. Huber, K. Kreutzer, W. Weis. 2002. Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech: Results from the Höglwald in comparison with other European case studies. Plant and Soil 240 (1): 33-45.

Schlotter, D., E. E. Hildebrand, H. Schack-Kirchner. 2009. Die Bodenlösung – Monitor für den Boden oder für die Methode ihrer Gewinnung? Tagungsbeitrag zu: Jahrestagung der DBG, Symposium Kom. I/III: Böden – eine endliche Ressource, September 2009, Bonn, Berichte der DBG (nicht begutachtete online Publikation), 4 S. www.dbges.de/265/

Schlotter D., H. Schack-Kirchner, E. E. Hildebrand, K. von Wilpert (2012). Equivalence or complementarity of soil-solution extraction methods. J. Plant Nutr. Soil Sci. 175, 236–244.

Singh B. R. 1984. Sulfate sorption by acid forest soils: 2. Sulfate adsorption isotherms with and without organic matter and oxides of aluminum and iron. Soil Science 138: 294-297.

Stoessell, R. K. 1998. Binary cation-exchange reactions. Clays and Clay Minerals 46 (2): 215-218.

Ulrich, B. 1981. Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 144: 289-305.

Umweltbundesamt. 2015. www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen/trend-der-luftschadstoff-emissionen

Umweltbundesamt. 2016. www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/nasse-deposition-saurer-saeurebildender

Vanselow, A. P. 1932. Equilibria of the base-exchange reactions of bentonites, permutites, soil colloids, and zeolites. Soil Science 33: 95-113.

von Wilpert, K. 2008. Waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten des Stoffhaushalts von Waldökosystemen – am Beispiel von Buchen- und Fichtenvarianten der Conventwald-Fallstudie. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 40: 237 S.

von Wilpert K., B. Bösch, P. Bastian, D. Zirlewagen, F. Hepperle, S. Holzmann, H. Puhlmann, J. Schäffer, G. Kändler, U. H. Sauter. 2011. Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 87: 155 S.

Waldner, P., A. Marchetto, A. Thimonier, M. Schmitt, M. Rogora, O. Granke, V. Mues, K. Hansen, G. P. Karlsson, D. Zlindra, N. Clarke, A. Verstraeten, A. Lazdins, C. Schimming, C. Iacoban, A.-J. Lindroos, E. Vanguelova, S. Benham, H. Meesenburg, M. Nicolas, A. Kowalska, V. Apuhtin, U. Napa, Z. Lachmanov, F. Kristoefel, A. Bleeker, M. Ingerslev, L. Vesterdal, J. Molina, U. Fischer, W. Seidling, M. Jonard, P. O'Dea, J. Johnson, R. Fischer, M. Lorenz. 2014. Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. Atmospheric Environment 95: 363-374.

Warfvinge, P., U. Falkengren-Gerup, H. Sverdrup, B. Andersen. 1993. Modelling long-term cation supply in acidified forest stands. Environmental Pollution 80: 209-221.

Weis, W., B. Blumenthal, A. Göttlein. 2014. Wälder der nördlichen Kalkalpen: Ernährung, Wasser- und Stoffhaushalt. LWF aktuell 99: 38-41.

Weis, W., A. Göttlein. 2012. Nährstoffnachhaltige Biomassenutzung. LWF aktuell 90: 44-47.

Weis, W., C. Huber, A. Göttlein. 2001. Regeneration of Mature Norway Spruce Stands: Early Effects of Selective Cutting and Clear Cutting on Seepage Water Quality and Soil Fertility In: Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceedings of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy. The Scientific World Journal 1 (S2): 493-499.

Weis, W., V. Rotter, A. Göttlein. 2006. Water and element fluxes during the regeneration of Norway spruce with European beech: Effects of shelterwood-cut and clear-cut. Forest Ecology and Management 224: 304-317.

Wood, S. N. 2006. Generalized Additive Models: An Introduction with R. Chapman and Hall/CRC Press.

9 Nutzungsfreie Stoffbilanzen für die Punkte der BZE II

Wendelin Weis[1], Bernd Ahrends[2]
[1]*Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abt. Boden und Klima*
[2]*Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle*

9.1 Einleitung und Problemstellung

Wälder sind komplexe Ökosysteme, deren stoffliche Entwicklung sich stark vereinfacht mit Hilfe von Stoffbilanzrechnungen beschreiben lässt (Ulrich 1994). Dieses erfolgte in der Vergangenheit vorwiegend zur Bewertung von Säure- und Stickstoffeinträgen (z.B. Massenbilanzmethode zur Ermittlung von Critical Loads). Aktuell sind Stoffbilanzen ein wichtiges Instrument zur Bewertung von erntebedingten Nährstoffentzügen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten. Im Rahmen der Energiewende in Deutschland wird die Nutzung von Biomasse als Energieträger verstärkt, da Waldhackschnitzel mit etwa 30 € MWh^{-1} eine besonders günstige Energiequelle sind (Carmen 2016). Häufig stammen die Hackschnitzel aus dem Kronenmaterial der Bäume. Kronenmaterial weist im Verhältnis zu seiner Biomasse einen überproportional hohen Nährelementgehalt auf (Weis et al. 2016a, Flückiger & Braun 2009). Neben Klima und Wasserhaushalt ist die Nährstoffversorgung eine wichtige lokale Standortskomponente und steuert das Wachstum (Albert & Schmidt 2010). Hohe Nährstoffentzüge durch intensive Biomassenutzung müssen kritisch hinterfragt werden, da die Bestände mittel- oder langfristig mit Zuwachseinbußen reagieren könnten (Braun et al. 2009, Egnell & Valinger 2003, Helmisaari et al. 2011, Nord-Larsen 2002). Die Gewinne der Biomassenutzung können dadurch deutlich reduziert werden oder sich sogar in Verluste umkehren (Kölling et al. 2007). Im Gegensatz zu Blatt- und Nadelspiegelwerten, die den momentanen Ernährungszustand eines Baumes ansprechen, erlauben Stoffbilanzen auch eine Prognose über die möglichen Folgen forstlichen Handels (Ahrends et al. 2008, Akselsson et al. 2007a, Lemm et al. 2010, Riek et al. 2015). Nährstoffbilanzen im Wirtschaftswald vergleichen die wichtigsten Elementeinträge mit den Stoffverlusten. Neben der Deposition wird auch die Freisetzung von Nährstoffen im Boden als Eintrag gewertet, da fest gebundene Elemente in eine pflanzenverfügbare Form übergeführt werden. Die wichtigsten Wege für Stoffverluste sind der Austrag aus dem Wurzelraum mit dem Sickerwasser und der Entzug durch Holz- bzw. Biomasseernte. Diese Bilanzen müssen für jedes Nährelement einzeln betrachtet werden, da Wachstumslimitierungen durch das jeweilige Mangelelement bestimmt werden (Kaspari et al. 2008, Göransson & Eldhuset 2001, Vitousek & Howarth 1991).

Zur Vereinfachung kann zunächst die nutzungsfreie Stoffbilanz gebildet werden. Sie errechnet sich aus der Summe von Deposition und Verwitterung abzüglich des Elementaustrags mit dem Sickerwasser und fasst damit diejenigen Bilanzglieder zusammen, die nicht direkt durch die Holzernte beeinflusst werden. Prognostizierte Ernteentzüge können danach praxisgerecht mit der Bodenbilanz verglichen werden, ohne dass für jedes Ernteszenario die Gesamtbilanz erneut berechnet werden muss. Voraussetzung ist allerdings die Annahme

eines langfristig stabilen Fließgleichgewichts für die nutzungsfreie Stoffbilanz. Kurzfristige Effekte und Störungen des Nährstoffkreislaufs durch Bewirtschaftungsmaßnahmen oder Kalamitäten werden dabei vernachlässigt.

Generell sollten Nährstoffbilanzen die Hauptnährelemente Stickstoff, Phosphor, Calcium, Magnesium und Kalium berücksichtigen. Allerdings wurde für den eutrophierenden Stickstoff die wirkungsbezogenen Belastungsgrenzen (Critical Loads) 1990 auf der gesamten und für 2009 noch auf der Hälfte der Waldfläche Deutschlands überschritten (Nagel et al. 2014). Dementsprechend wird angenommen, dass der aktuelle Eintrag bzw. die in Folge der hohen Stickstoffdeposition der letzten Jahrzehnte im Boden gespeicherte Stickstoffmenge ausreicht, um unlimitiertes Wachstum zu ermöglichen. Die Bilanzierung von Phosphor ist zurzeit noch mit sehr hohen Unsicherheiten behaftet (Pretzsch et al. 2013). Nachfolgende Betrachtungen konzentrieren sich auf die Bilanzen der Nährstoffkationen Calcium, Magnesium und Kalium. Die nutzungsfreien Stoffbilanzen werden für die Punkte der BZE II berechnet und die Teilergebnisse zu Deposition, Verwitterung und Stoffausträgen mit dem Sickerwasser zusammengeführt. Für BZE-II-Punkte mit positiver Bilanz kann der Bilanzüberschuss als Richtgröße für die nachhaltig nutzbare Menge von Stammholz und Kronenbiomasse dienen. Negative Bilanzen weisen auf Humusabbau oder auf eine fortschreitende Versauerung als Folge hoher Stickstoff- und Schwefeleinträge hin (vgl. Wellbrock et al. 2016).

9.2 Material und Methoden

Die nutzungsfreie Stoffbilanz wurde als durchschnittlicher Jahreswert vereinfacht aus den Teilgliedern Deposition, Verwitterung und Stoffaustrag mit dem Sickerwasser gebildet. Systemgrenzen des für die Nährstoffaufnahme zur Verfügung stehenden Bodens waren die Bodenoberfläche, die Untergrenze des Hauptwurzelraums (i.d.R. 90 cm) und die Grenze zur Festsubstanz des Bodens (Minerale). Stoffumsätze, die sich innerhalb dieser Systemgrenzen abspielen (Mineralisation, Veränderung in Menge und Zusammensetzung der austauschbar gebundenen Kationen und Anionen) und biogene Stoffeinträge, die durch eine äquivalente Stoffaufnahme ausgeglichen werden (Streufall und Kronenauswaschung), wurden nicht berücksichtigt. Um eine Überbewertung geringfügiger Bilanzdefizite vor dem Hintergrund hoher Nährstoffvorräte im Boden zu vermeiden, wurde ein Tausendstel des pflanzenverfügbaren Nährstoffvorrats in die jährliche Nährstoffbilanz einbezogen.

$$\Delta_{Boden} = D + V - S + 0{,}001 \times pBV \qquad (9.1)$$

mit Δ_{Boden}: nutzungsfreie Stoffbilanz, D: Deposition, V: Verwitterung (bis 90 cm Tiefe), S: Sickerwasseraustrag (berechnet für die Tiefenstufe 60–90 cm), pBV: pflanzenverfügbarer Bodenvorrat (Gesamtelementvorrat in der Humusauflage und austauschbarer Vorrat im Mineralboden bis 90 cm Tiefe).

Als pflanzenverfügbar galt dabei der Gesamtelementvorrat in der Humusauflage (König (2009): A3.3.3 Königswasser-Extrakt) und der austauschbare Elementvorrat im Mineralboden bis zu einer Tiefe von 90 cm (König (2009): A3.2.1.1 effektive Kationenaustauschka-

pazität (Ake), Extraktion mit 1 M NH_4Cl-Lösung, bei karbonathaltigen Böden A3.2.1.2 potentielle (totale) Kationenaustauschkapazität (Akt), Extraktion mit 0,1 M $BaCl_2$-Lösung). Berechnet wurden die Bilanzen für die Elemente Calcium, Magnesium und Kalium. Die Berechnung der einzelnen Bilanzglieder wurde in den vorherigen Kapiteln erläutert. Die nutzungsfreie Stoffbilanz wurde für alle BZE-II-Punkte berechnet, für die alle Bilanzglieder ermittelt werden konnten. Von den insgesamt 1842 in Deutschland beprobten Punkten traf das auf 921 Punkte zu. Grund für diese Datenlücken waren vor allem fehlende Messungen der 1:2-Extrakte an den jeweiligen BZE-II-Punkten. Weitere Ursachen lagen in fehlenden bodenphysikalischen und -chemischen Messwerten, die bei der Parametrisierung von LWF-Brook90 und PROFILE benötigt wurden. Die an den BZE-Punkten ermittelten Bodenbilanzglieder werden in einem weiteren Arbeitsschritt auf die Traktecken der BWI regionalisiert (vgl. nachfolgendes Kapitel).

9.3 Ergebnisse

Abb. 9.1 bis Abb. 9.3 zeigen für die Punkte der BZE II die Ergebnisse der Bilanzglieder Deposition, Verwitterung, pflanzenverfügbarer Bodenvorrat und Sickerwasseraustrag für Calcium, Magnesium und Kalium. Konnten die entsprechenden Werte auf Grund fehlender Daten nicht berechnet werden, wurden die Punkte mit einem Kreuz gekennzeichnet. Die Klassifizierung in den Karten wurde so gewählt, dass die teils stark unterschiedlichen Bilanzbeiträge vergleichbar dargestellt werden konnten. Tab. 9.1 enthält die zugehörigen Ergebnisse der deskriptiven Statistik. Insgesamt lagen die einzelnen Bilanzgrößen in zueinander stimmigen Größenordnungen, obwohl sie mit unterschiedlichen Modellen unabhängig voneinander bestimmt wurden. Während die berechneten Depositionsraten eine recht ausgewogene Verteilung aufwiesen, ergaben sich für Verwitterung, Sickerwasseraustrag und pflanzenverfügbarem Bodenvorrat bei Calcium und Magnesium rechtsschiefe Verteilungen. Ein Großteil der BZE-II-Punkte zeigte niedrige bis mittlere Werte, während sich vor allem auf Karbonatstandorten hohe Verwitterungs- und Austragsraten und in basenreichen Böden (Kalkverwitterungslehm, Terra fusca, basenreicher Löss- und Lösslehm) auch hohe Bodenvorräte ergaben. Kalium zeigte dagegen auch für Verwitterung, Sickerwasseraustrag und Bodenvorrat eine ausgeglichene Verteilung. Nährelement- und standortsspezifische Unterschiede ergaben sich auch hinsichtlich der Bedeutung der einzelnen Bilanzglieder.

In basenreichen Böden und insbesondere auf Kalk dominierten die Verwitterung und der pflanzenverfügbare Bodenvorrat die Calciumbilanz, die Deposition spielte eine untergeordnete Rolle. Auf calciumarmen Standorten nahm die Wichtigkeit der atmosphärischen Calciumeinträge deutlich zu und übertraf z.B. in den Hochlagen des Schwarzwaldes, des Harzes und Thüringer Walds die Größenordnung der Verwitterung um ein Vielfaches, bei gleichzeitig geringen Bodenvorräten. Der Calciumaustrag mit dem Sickerwasser korrelierte in seiner räumlichen Verteilung mit der Verwitterung und dem Bodenvorrat. Die Größenordnungen entsprachen denen der Verwitterungsraten. Kleinräumig zeigte sich zusätzlich der hohe Einfluss der Anionenflüsse – vor allem von Nitrat und Sulfat – auf die Berechnung der Kationenausträge.

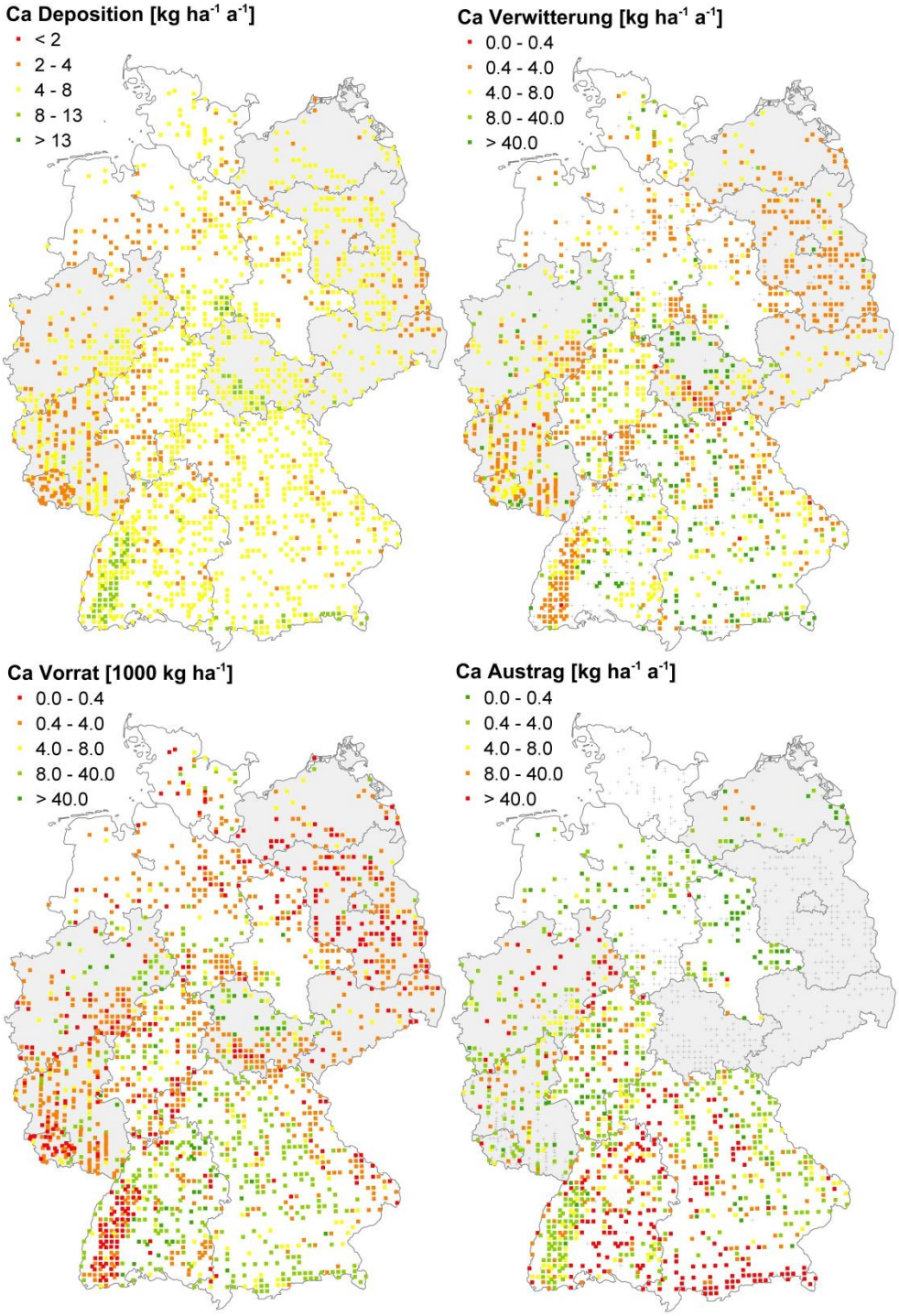


Abb. 9.1: Teilglieder der nutzungsfreien Stoffbilanz für Calcium an den BZE-II-Punkten.

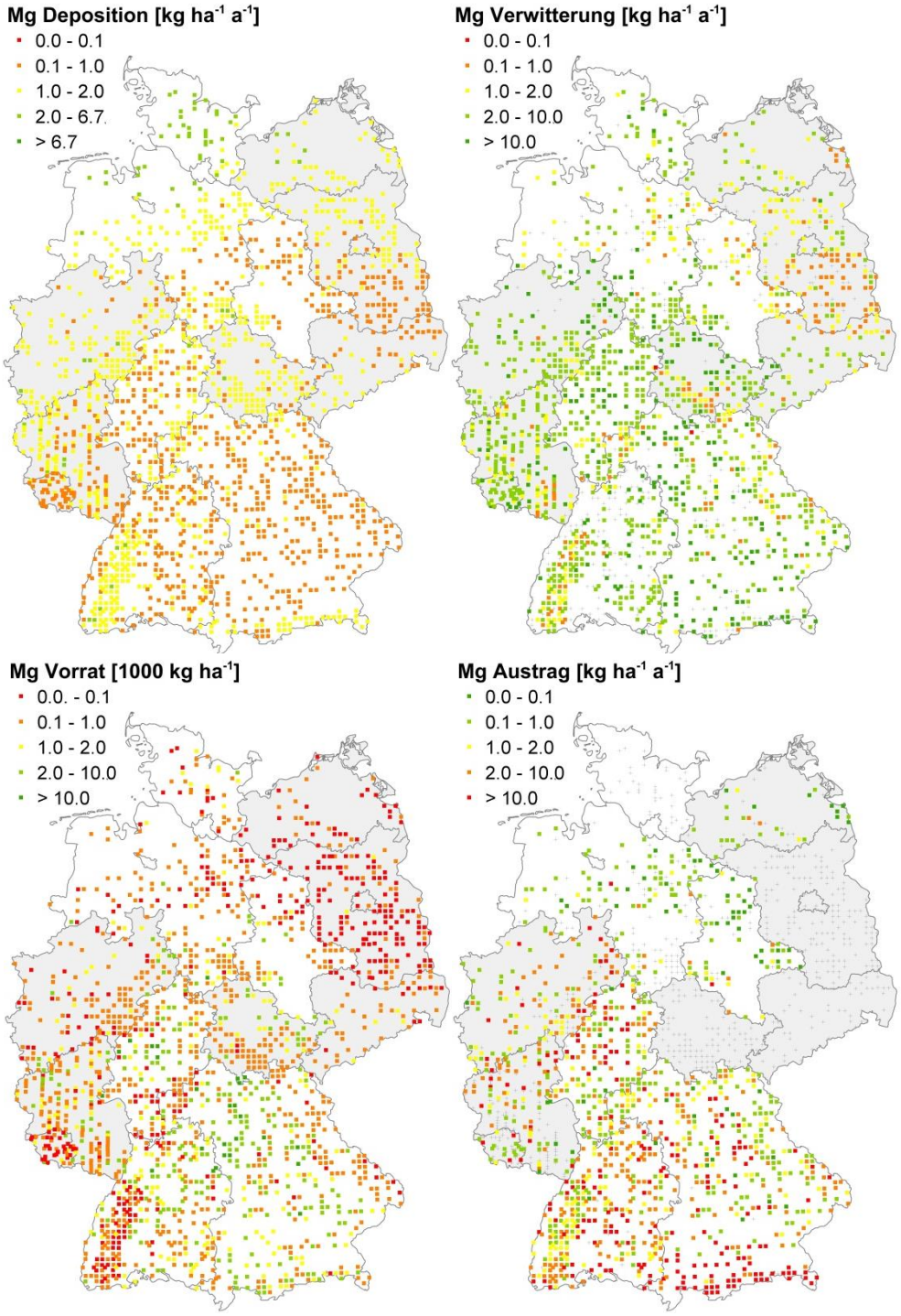


Abb. 9.2: Teilglieder der nutzungsfreien Stoffbilanz für Magnesium an den BZE-II-Punkten.

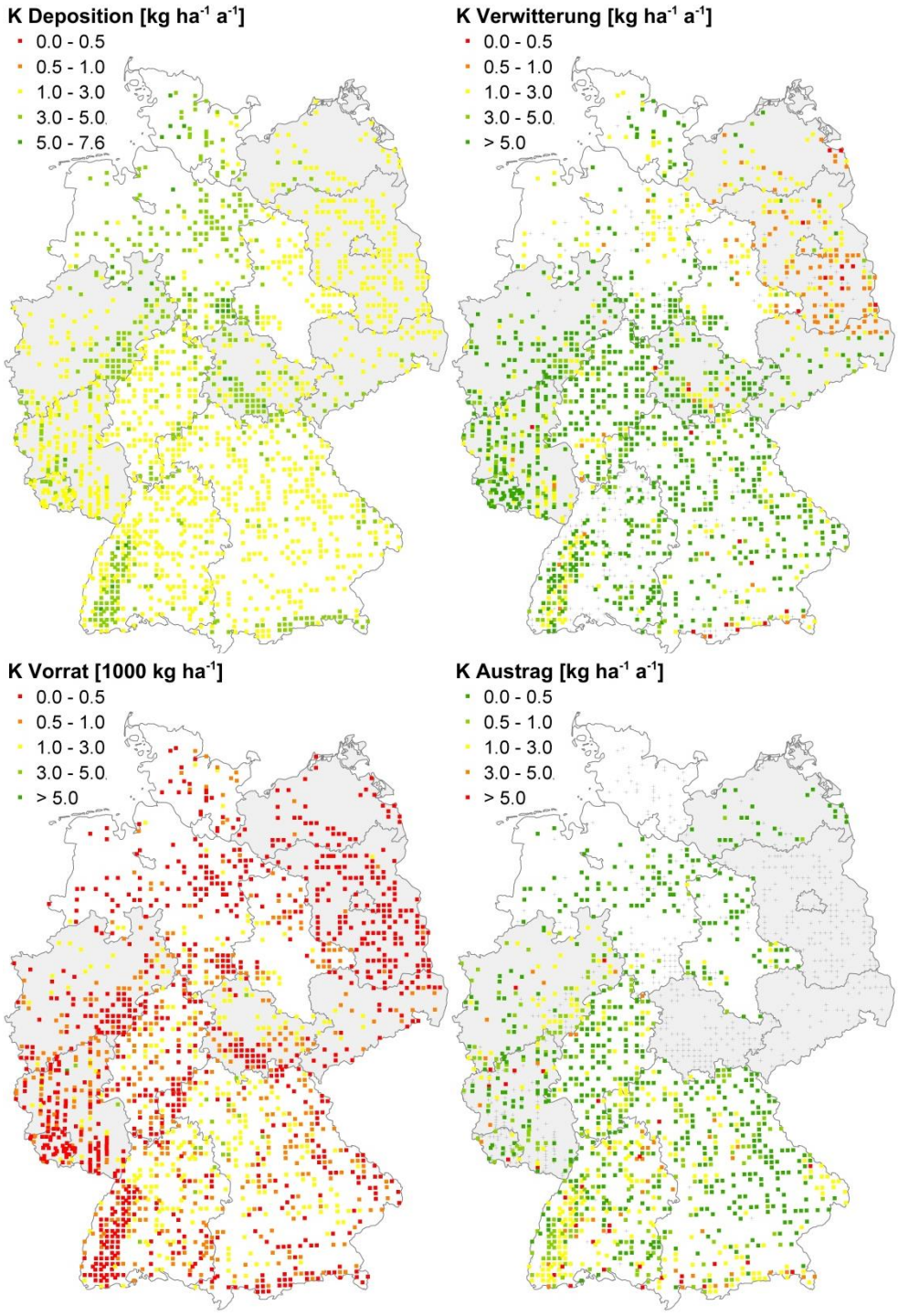


Abb. 9.3: Teilglieder der nutzungsfreien Stoffbilanz für Kalium an den BZE-II-Punkten.

Für Magnesium erwies sich die Verwitterung als der Hauptweg der Nährelementbereitstellung, insbesondere auf dolomitführenden Böden. Nächstwichtigster Eintragspfad war die Magnesiumdeposition, die auf ärmeren Standorten eine ähnliche Bedeutung erreichte wie die Verwitterung. Wie bei Calcium korrelierte der Sickerwasseraustrag mit Verwitterung und Bodenvorrat, wurde jedoch durch Nitrat- und Sulfatflüsse zusätzlich überprägt. Auch für Kalium bestimmte die Verwitterung das Nährstoffangebot. Sehr hohe Verwitterungsraten, wie sie für Calcium und Magnesium auf Kalk und Dolomit berechnet wurden, fehlten für Kalium jedoch. Bemerkenswerterweise lag die Deposition für die sandigen Böden Ostdeutschlands und einige flachgründige Kalkstandorte über den Verwitterungsraten, was zumindest im Osten durch den Eintrag basischer Stäube (Riek et al. 2012, Fürst et al. 2007) bei vergleichsweise hohen durchschnittlichen Windgeschwindigkeiten erklärt werden kann. Der pflanzenverfügbare Kaliumvorrat im Boden zeigte im Vergleich zu Verwitterung und Deposition einen deutlich geringeren Einfluss auf die Stoffbilanz als bei Calcium und Magnesium. Der Kaliumaustrag mit dem Sickerwasser lag selbst bei hohen Verwitterungsraten im unteren bis mittleren Bereich. Einzelne Ausnahmen mit hohen Kaliumverlusten gab es z.B. in den Kalkalpen, dem Schwarzwald, der Schwäbischen Alb und auf Kalkstandorten in Rheinland-Pfalz und im Saarland bei hohen Wasserflüssen in Kombination mit erheblichen Anionenausträgen unter Beteiligung von Hydrogenkarbonat.

Tab. 9.1: Minimum, Maximum, Median, Mittelwert und Quantile der nutzungsfreien Stoffbilanzen für Calcium, Magnesium und Kalium an den BZE-II-Punkten [kg ha^{-1} a^{-1}]. D: Deposition; V: Verwitterung; S: Sickerwasseraustrag; pBV: pflanzenverfügbarer Bodenvorrat.

		Min	5 %	25 %	Median	75 %	95 %	Max	MW	Anzahl (*)
Calcium	D	2,29	3,18	4,05	4,67	5,78	8,18	13,0	5,09	1690 (1021)
	V	0,036	0,828	2,02	4,03	7,18	172	2358	34,9	1418 (809)
	S	-0,005	0,181	1,15	4,14	24,9	179	666	32,7	1114 (886)
	pBV	0,000	0,193	0,473	1,47	9,12	33,4	84,0	7,30	1690 (1021)
	D+V-S	-327	-40,4	1,23	5,70	8,83	84,8	1959	16,0	921 (709)
	D+V-S+pBV	-314	-25,7	4,21	7,66	11,5	112	1973	22,9	921 (709)
Magnesium	D	0,426	0,652	0,829	1,02	1,28	1,91	6,70	1,14	1690 (1021)
	V	0,026	0,638	1,62	3,56	6,97	28	614	9,53	1418 (809)
	S	-0,002	0,075	0,511	1,72	6,32	37,6	229	8,82	1114 (886)
	pBV	0,000	0,041	0,109	0,344	1,23	5,69	30,1	1,25	1690 (1021)
	D+V-S	-180	-11,2	1,25	2,96	5,54	20,8	520	5,13	921 (709)
	D+V-S+pBV	-176	-8,24	1,64	3,58	6,96	26,8	525	6,65	921 (709)
Kalium	D	1,30	1,71	2,14	2,55	3,18	4,37	7,61	2,74	1690 (1021)
	V	0,030	0,735	2,26	5,72	11,0	20,0	39,8	7,44	1418 (809)
	S	0,000	0,042	0,232	0,523	1,30	3,70	44,6	1,10	1114 (886)
	pBV	0,000	0,126	0,245	0,443	0,839	1,90	7,22	0,654	1690 (1021)
	D+V-S	-38,8	2,65	5,13	8,56	13,4	21,3	41,3	9,76	921 (709)
	D+V-S+pBV	-37,5	2,99	5,50	9,19	14,4	22,8	43,2	10,5	921 (709)

**Projektregion*

Tab. 9.1 enthält neben der deskriptiven Statistik der einzelnen Bilanzglieder auch die der nutzungsfreien Stoffbilanzen mit und ohne Berücksichtigung des pflanzenverfügbaren Bodenvorrats. Geringfügig negative Sickerwasserausträge zeigten wenige sehr trockene Standorte, für die das Wasserhaushaltsmodell im Durchschnitt kapillaren Aufstieg aus tieferen Bodenschichten errechnete. Etwa ab dem 25 %-Quantil – für Kalium bereits ab

dem 5 %-Quantil – ergaben sich positive nutzungsfreie Stoffbilanzen in einer Größenordnung, die einen zusätzlichen Nährstoffentzug durch die Holzernte decken würden.

Die hohen absoluten Werte für Minima und Maxima der Bodenbilanzen für Calcium und Magnesium verdeutlichen die hohen Unsicherheiten der Bilanzen insbesondere dort, wo die Kalklösung die Verwitterung und den Sickerwasseraustrag dominiert. Zur weiteren Verdeutlichung zeigt Abb. 9.4 den Wertebereich der Stoffbilanzen aufgeteilt nach pH-Klassen (vgl. Kapitel 8). Die Bilanzen der Klassen 1 und 2 (Karbonatböden) umfassten dabei für Calcium und Magnesium ein deutlich höheres Wertespektrum als die der karbonatfreien Böden und erreichten Größenordnungen, die nur durch die hohe Unschärfe der Berechnung von Verwitterung und Sickerwasseraustrag auf Kalk und Dolomit zu erklären waren. Aus diesem Grund wurde für BZE-II-Punkte, für die Karbonat im Boden nachgewiesen werden konnte, bei der Bewertung der nutzungsfreien Stoffbilanzen für Calcium und Magnesium stets von einem positiven Betrag ausgegangen. Für negative Stoffbilanzen auf Kalkstandorten war damit alleine Kalium verantwortlich. Karbonatfreie Böden zeigten für Calcium und Magnesium eine deutliche Tendenz zu niedrigeren Bilanzwerten bei geringerer Versauerung. Dies ging einher mit höheren Ionenanteilen von Calcium und Magnesium im Sickerwasser. In den sauren Böden der pH-Klassen 4 und 5 mit geringer Basensättigung dominierte dagegen Aluminium den Kationenaustrag mit dem Sickerwasser.

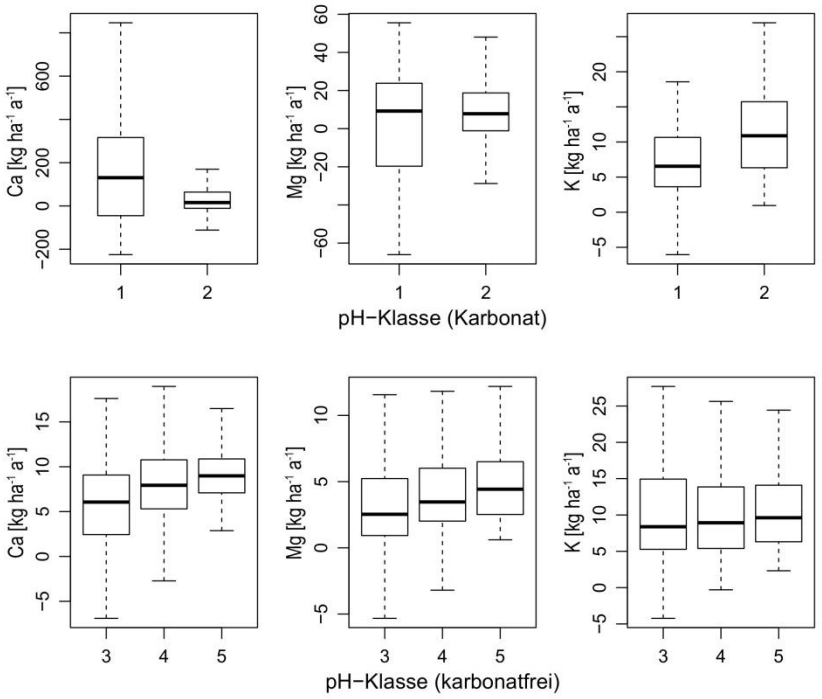


Abb. 9.4: Boxplots der nutzungsfreien Stoffbilanzen (vgl. Gleichung 9.1) karbonatführender (oben) und karbonatfreier (unten) Böden gruppiert nach pH-Klassen (vgl. Kapitel 8). Extremwerte wurden nicht abgebildet.

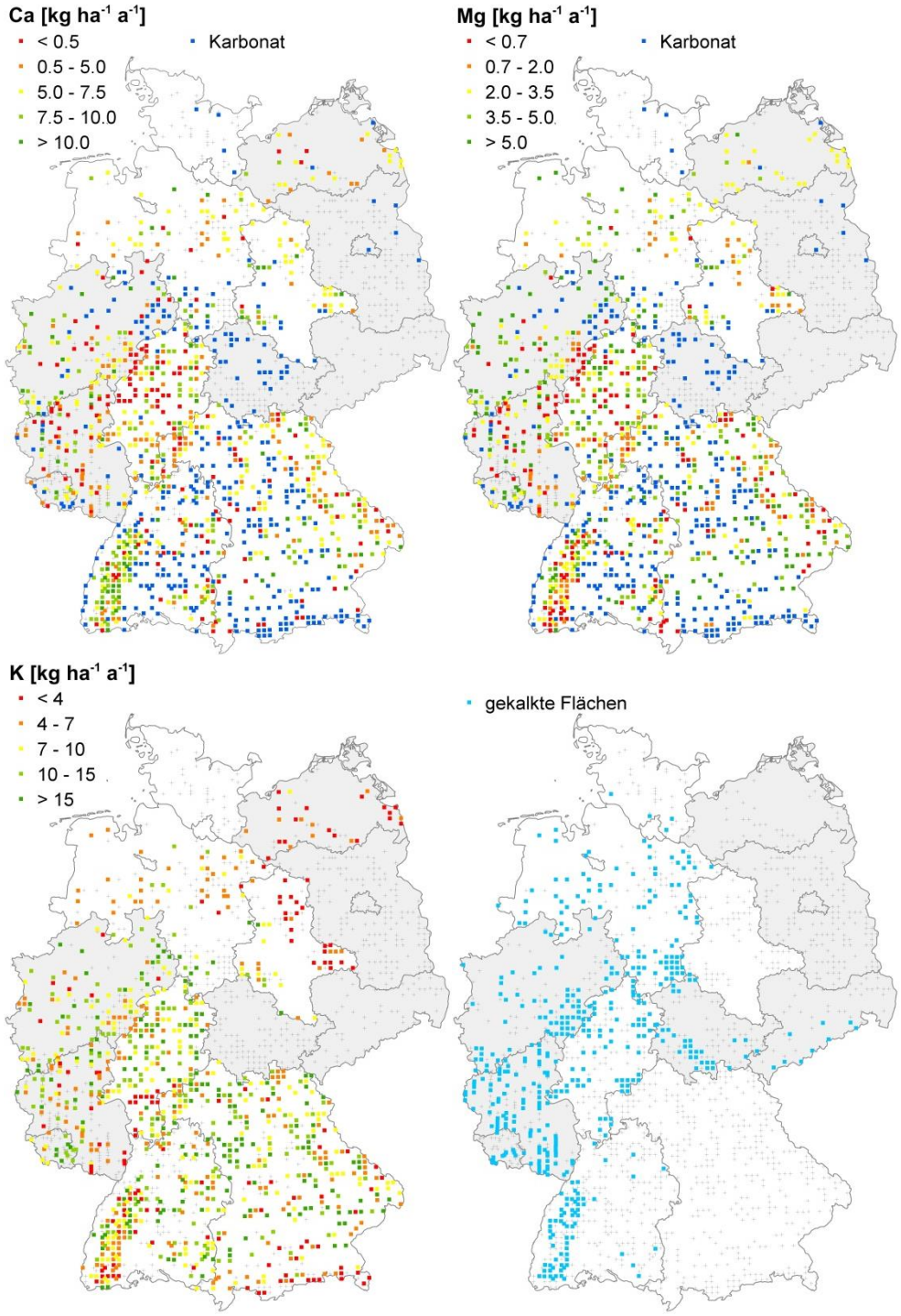


Abb. 9.5: Nutzungsfreie Stoffbilanzen und BZE-II-Punkte mit dokumentierter Kalkung (für Calcium und Magnesium wurden keine Bilanzen auf karbonatischen Böden erstellt).

Die räumliche Verteilung der nutzungsfreien Stoffbilanzen zeigt Abb. 9.5. Karbonatführende Böden sind für Calcium und Magnesium blau dargestellt und wurden in der Bilanz nicht berücksichtigt. Besonders für Calcium und auch Magnesium ergaben sich bereits ohne Berücksichtigung des Nährstoffentzugs durch Holzernte negative Bilanzen. Dagegen genügte für Kalium auf fast allen Flächen der Nährstoffeintrag aus Deposition und Verwitterung, um die Nährstoffverluste mit dem Sickerwasser auszugleichen.

Zusätzlich dargestellt sind die Punkte der BZE II mit dokumentierten Kalkungsmaßnahmen. Kalkung – in der Regel mit gemahlenem Dolomit – stellt einen zusätzlichen Eintrag an Calcium und Magnesium dar. Zur Berücksichtigung des kontinuierlichen Eintrags dieser beiden Elemente durch die Auflösung von ausgebrachtem Kalk wurde das Kalkungsmodul von Ahrends (2012) in die Bilanzierungsumgebung implementiert. Bei der Interpretation der Ergebnisse zeigte sich jedoch, dass auf Grund der Unsicherheiten bei Menge, Zeitpunkt und Häufigkeit der Ausbringung, der hohen Dynamik der Kalklösung und der in Bedeutung und Geschwindigkeit schwer abschätzbaren Auswaschung von Calcium und Magnesium eine punktgenaue Einbeziehung der Kalkung in die Stoffbilanzen mit großen Unsicherheiten verbunden ist. Zusätzlich liegen für die BWI-Traktecken, an denen die Gesamtbilanzen unter Berücksichtigung der Ernteentzüge durchgeführt werden sollen (vgl. nachfolgende Kapitel), nur lückenhafte Informationen zu Kalkungsmaßnahmen vor. Aus diesen Gründen wurden Kalkungsmaßnahmen bei der Bildung der nutzungsfreien Stoffbilanzen nicht explizit berücksichtigt. In einem einfachen Ansatz wurde mit 3 t ha^{-1} Dolomit in 20 Jahren gerechnet und zusätzliche Verluste von Calcium und Magnesium mit dem Sickerwasser vernachlässigt. Für alle gekalkten BZE-II-Punkte ergaben sich dann positive nutzungsfreie Calcium- und Magnesium-Bilanzen.

Zur Beurteilung von Standorten hinsichtlich ihrer Versorgung mit Nährstoffkationen ist eine gemeinsame Betrachtung von Calcium, Magnesium und Kalium sinnvoll. In Abb. 9.6 sind diejenigen Punkte der BZE II grün eingefärbt, für die bei allen drei Kationen bereits die Summe aus Deposition und Verwitterung oberhalb der Verluste mit dem Sickerwasser lagen. Ergab sich nur unter Berücksichtigung der pflanzenverfügbaren Bodenvorräte eine positive Bilanz, wurden die Punkte orange markiert. Negative nutzungsfreie Stoffbilanzen wurden rot dargestellt. Auch hier galt, dass die Bilanz von Calcium und Magnesium auf karbonatführenden Böden stets als positiv angenommen wurde. Eine auffällige Häufung von BZE-II-Punkten mit ungünstigem Verhältnis für Nährstoffkationen ergab sich für Teile des Schwarzwaldes, in den ostbayerischen Mittelgebirgen, im Spessart und im Sauerland.

Zum Vergleich sind in Abb. 9.6 auch die nutzungsfreien Stoffbilanzen der gekalkten BZE-II-Punkte gezeigt. Vereinfachend wurde davon ausgegangen, dass nach Kalkung ausreichend Calcium und Magnesium zur Verfügung steht. Daher zeigten lediglich 3 % der gekalkten Punkte eine durch Kalium bedingte negative Bodenbilanz. Für etwa die Hälfte der BZE-II-Punkte mit dokumentierter Waldkalkung ergaben sich auch ohne Berücksichtigung des kalkungsbedingten Calcium- und Magnesium-Eintrags positive nutzungsfreie Stoffbilanzen. Zu beachten ist jedoch, dass die Nährstoffentzüge durch Erntemaßnahmen hier noch nicht in die Bilanz mit aufgenommen wurden.

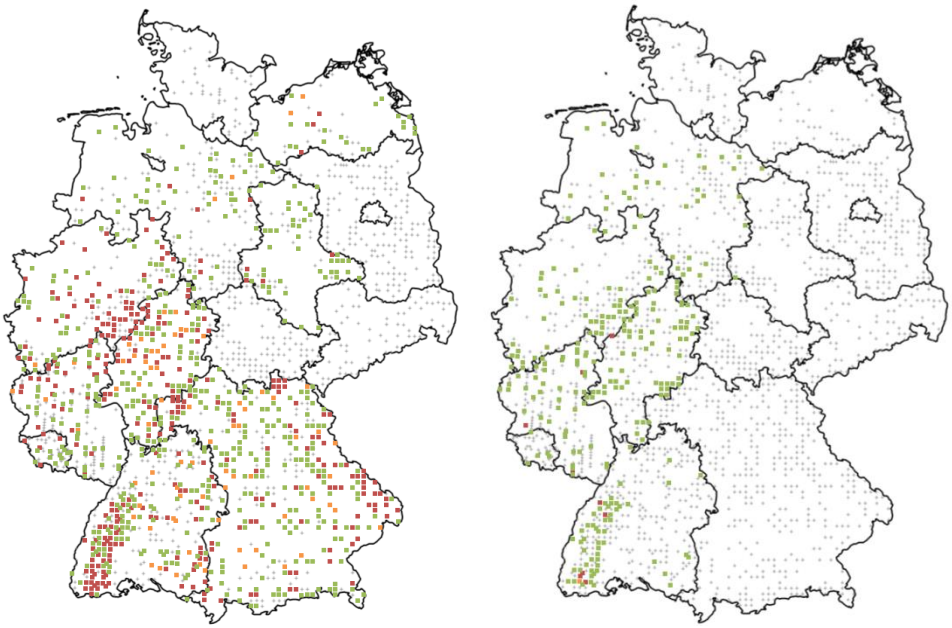


Abb. 9.6: Beurteilung der nutzungsfreien Stoffbilanz unter gleichzeitiger Berücksichtigung von Calcium, Magnesium und Kalium für die Punkte der BZE II (grün: Bilanz ohne Berücksichtigung der verfügbaren Bodenvorräte positiv; orange: Bilanz bei Berücksichtigung der verfügbaren Bodenvorräte positiv; rot: Bilanz negativ). Links: Kalkung unberücksichtigt. Rechts: bei dokumentierter Kalkung wird die Calcium- und Magnesiumbilanz als positiv vorausgesetzt.

Die Anteile der BZE-II-Punkte mit positiver oder negativer Stoffbilanz mit und ohne Berücksichtigung der pflanzenverfügbaren Bodenvorräte zeigt Tab. 9.2. Für ein Drittel der Punkte ergaben sich negative Bilanzen. Wurde die zusätzliche Calcium- und Magnesium-Zufuhr durch Kalkung mit berücksichtigt, reduzierte sich der Wert auf 21 %. Die Berücksichtigung der pflanzenverfügbaren Bodenvorräte veränderte die Einschätzung der Stoffbilanzen auf weniger als 10 % der Punkte für Calcium und Magnesium und hatte für Kalium gar keine Auswirkung. Calcium und Magnesium zeigten in etwa gleiche Anteile für die drei Bewertungsstufen. Für Kalium wurden dagegen nur für wenige Punkte negative Bilanzen errechnet. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass alle Teilglieder der nutzungsfreien Stoffbilanz einen mehr oder minder hohen Fehler aufweisen. Als Beispiel zeigen Tab. 9.3 und Abb. 9.7 den Einfluss des Fehlerbereichs der Sickerwasserkonzentrationen auf die Bewertung der Bodenbilanzen (vgl. Kapitel 8). Selbst bei niedrig angesetzten Sickerwasserausträgen verblieben für knapp ein Fünftel der BZE-II-Punkte negative Bilanzen. Die kritischen Regionen deckten sich weitestgehend mit denen aus Abb. 9.6. Die Bedeutung von Calcium und die ausgleichende Wirkung der pflanzenverfügbaren Bodenvorräte nahmen zu. Ein sehr hoher Anteil negativer Stoffbilanzen ergab sich bei Verwendung der oberen Fehlergrenze der Sickerwasserkonzentrationen. Betroffen waren alle drei Nährstoffkationen, wobei der Anteil der Punkte, für die die Kaliumversorgung kritisch wurde, deutlich geringer war als für Calcium und Magnesium. Die Bodenvorräte hatten nur noch eine geringe ausgleichende Wirkung.

Tab. 9.2: Anteile der BZE-II-Punkte in den drei Bewertungsstufen der nutzungsfreien Stoffbilanzen mit und ohne Berücksichtigung von dokumentierten Kalkungsmaßnahmen. Abkürzungen: siehe Tab. 9.1.

	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^{+}	Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}
Kalkung nicht berücksichtigt				
D+V-S > 0 (grün)	67 %	69 %	98 %	59 %
D+V-S+pBV > 0 (gelb)	8 %	6 %	0 %	8 %
D+V-S+pBV < 0 (rot)	25 %	25 %	2 %	33 %
Kalkung berücksichtigt				
D+V-S > 0 (grün)	78 %	81 %	98 %	72 %
D+V-S+pBV > 0 (gelb)	6 %	4 %	0 %	6 %
D+V-S+pBV < 0 (rot)	16 %	15 %	2 %	21 %

Tab. 9.3: Anteile der BZE-II-Punkte in den drei Bewertungsstufen der nutzungsfreien Stoffbilanzen unter Berücksichtigung des Fehlerbereichs der Sickerwasserkonzentrationen. Abkürzungen: siehe Tab. 9.1.

	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^{+}	Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}
unterer Grenzwert der Sickerwasserkonzentrationen:				
D+V-S > 0 (grün)	70 %	91 %	99 %	69 %
D+V-S+pBV > 0 (gelb)	14 %	2 %	0 %	13 %
D+V-S+pBV < 0 (rot)	16 %	7 %	1 %	18 %
oberer Grenzwert der Sickerwasserkonzentrationen:				
D+V-S > 0 (grün)	45 %	46 %	81 %	31 %
D+V-S+pBV > 0 (gelb)	6 %	4 %	1 %	6 %
D+V-S+pBV < 0 (rot)	49 %	50 %	18 %	63 %

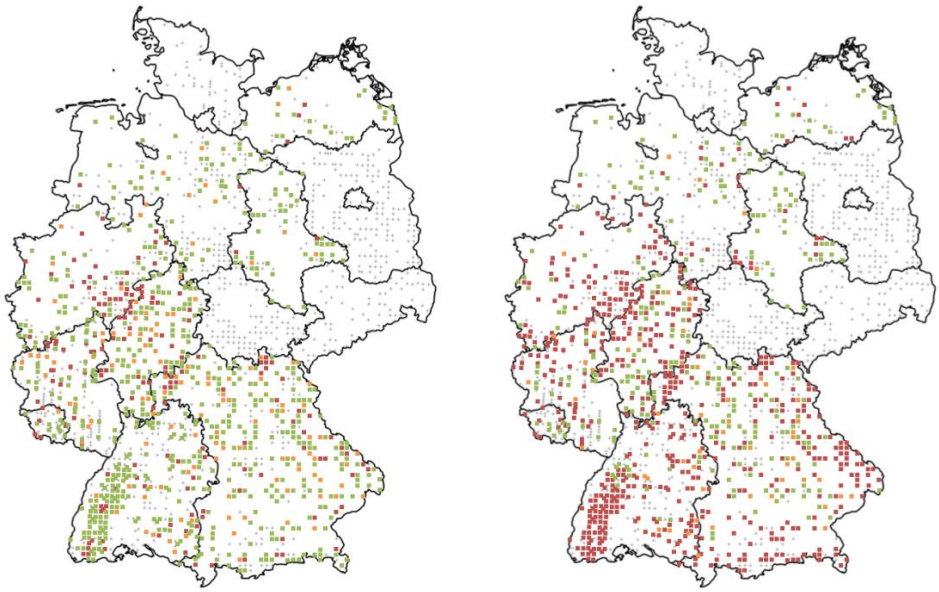


Abb. 9.7: Nutzungsfreien Stoffbilanz (vgl. Abb. 9.6) bei Verwendung des unteren (links) bzw. oberen (rechts) Grenzwerts der Fehlerberechnung der Ionenkonzentrationen im Sickerwasseraustrag (grün: Bilanz ohne Berücksichtigung der verfügbaren Bodenvorräte positiv; orange: Bilanz bei Berücksichtigung der verfügbaren Bodenvorräte positiv; rot: Bilanz negativ).

9.4 Diskussion und Bewertung

Nährstoffbilanzen sind ein geeignetes Werkzeug, um die standörtliche Nährstoffversorgung zu beurteilen. Der direkte Vergleich von Stoffflüssen, vor dem Hintergrund der im Boden gebundenen Nährstoffvorräte, erlaubt eine Prognose ihrer standörtlichen Entwicklung auch im Hinblick auf unterschiedliche forstliche Nutzungen. Im Gegensatz dazu können Ansätze, die rein auf den pflanzenverfügbaren Bodenvorräten aufbauen (Stüber et al. 2008), nur einen Ist-Zustand beschreiben, nicht aber ob und mit welcher Geschwindigkeit sich dieser Zustand ändert. Auch ernährungskundliche Bewertungen anhand von Messgrößen, wie Blatt- bzw. Nadelspiegelwerten, geben nur einen momentanen Eindruck der Nährstoffversorgung im aktivsten Teil des Baumes, die zudem in kurzen Zeiträumen stark schwanken kann (Huber et al. 2006, Mellert et al. 2004). Dementsprechend wird die Methode der Stoffbilanzierung zur Bewertung des standörtlichen Nährstoffangebots in Wäldern und für die Beurteilung potentieller Ernteentzüge für Einzelflächen (Weis et al. 2016a, Klinck et al. 2012, Hagemann et al. 2008, Block et al. 2008, Rademacher et al. 2001, Sverdrup et al. 2006) bzw. für regionale Aussagen (Ahner et al. 2013, Block & Meiwes 2013, von Wilpert 2011, Englisch & Reiter 2009, Akselsson et al. 2007b) immer häufiger verwendet. Auch in der Forstpraxis – z.B. bei den Bayerischen Staatsforsten - existieren bereits Konzepte zur nährstoffnachhaltigen Bewirtschaftung auf Basis von Stoffbilanzen (BAYSF 2012, Weis et al. 2009).

Allerdings ist selbst zur Berechnung stark vereinfachter Nährstoffbilanzen eine Vielzahl von Informationen nötig. Nicht einmal für die Stoffhaushaltsuntersuchungen auf Flächen des intensiven forstlichen Umweltmonitorings können alle Bilanzglieder direkt durch Messung bestimmt werden. Insbesondere die Bestimmung von Verwitterungsraten und Sickerwasseraustägen benötigen den Einsatz von geeigneten Verwitterungs- und Wasserhaushaltsmodellen. Zudem reicht die vergleichsweise geringe Anzahl solcher Intensivmessflächen nicht aus, um die Standortsvielfalt in Deutschland adäquat zu beurteilen. Deutlich höher liegt die Menge an Punkten, die im Rahmen der BZE II berücksichtigt wurden. Hier liegen allerdings keine Messungen zu den Stoffflüssen im Wald vor, sondern Analysenergebnisse zur Bodenphysik und -chemie sowie Bestandesinformationen. Die Ableitung der Bilanzglieder Deposition, Verwitterung und Sickerwasseraustrag bedarf deshalb zusätzlicher statistischer Verfahren zur Regionalisierung von Depositionsraten sowie zur Abschätzung von Verwitterungsraten und Sickerwasserflüssen aus Bodenanalysen. Wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt, ist die Berechnung der Bilanzglieder komplex und mit hohen Unsicherheiten behaftet. Dennoch stehen nun nutzungsfreie Stoffbilanzen zur Verfügung, die wichtige Einflussfaktoren von Bestand und Boden berücksichtigen und in ihrer Größenordnung korrekt wiedergeben. Für die Stoffeinträge aus der Atmosphäre sind das neben der regionalen Stoffbelastung auch Bestandsparameter wie Baumart und Höhe. Die Verwitterungsraten sind eng an Bodentextur, Gesamtelementgehalte (abgeleitete Mineralogie), Klima und Wasserhaushalt des Standorts gekoppelt. Der Kationenaustrag mit dem Sickerwasser wird maßgeblich von der am BZE-II-Punkt erfassten Befrachtung mit Nitrat und Sulfat gesteuert und gibt die Konzentrationsverhältnisse der Kationen stimmig wieder.

Eine weitere Unsicherheit besteht in der Wahl des Bilanzierungsraumes des Bodenkompartimentes (Auflagehumus + Mineralboden 0–90 cm). Nicht nur für die Berechnung von Elementvorräten, sondern auch für Nährstoffbilanzen ist die gewählte Profiltiefe von entscheidender Bedeutung. So fand z.B. Zirlewagen (2009) den höchsten Erklärungswert für die räumliche Verteilung der Basensättigung für eine Profiltiefe von 60 cm. Auch nach Gasser et al. (2009) wird mit 0–60 cm ein geringerer Hauptwurzelraum angenommen als in der vorliegenden Untersuchung (90 cm). Demgegenüber wird in Bodenbewertungssystemen häufig die Bewertung für eine standardisierte Tiefe von 1 m durchgeführt (Hennings 2000, Falk et al. 2008). Overbeck et al. (2011) wählten für die Berechnung der nutzbaren Feldkapazität (nFK) für die Berglandstandorte eine Bezugstiefe von 100 cm und für Tieflandstandorte von 140 cm. Da die tiefenstufenbezogene BZE-II-Beprobung bei zahlreichen Profilen nur bis zu einer Tiefe von 90 cm durchgeführt wurde, erfolgte die Ermittlung der Bilanzglieder und die Quantifizierung der Elementvorräte für alle Profile bis zu einer maximalen Bezugstiefe von 90 cm. Zumindest im Bergland dürfte sich mit dem zwangsläufig zu wählenden Bilanzierungsraum die effektive Durchwurzelungstiefe von Waldbeständen hinreichend abbilden lassen (Czajkowski et al. 2009).

Die für die Punkte der BZE II berechneten nutzungsfreien Stoffbilanzen zeigten zwar im Mittel positive Werte, für ein Drittel der Punkte ergaben sich jedoch bereits ohne Berücksichtigung von Nährstoffexporten mit der Holzernte negative Ergebnisse. Von unausgeglichenen Nährstoffbilanzen berichten auch zahlreiche Einzelstudien auf basenarmen Standorten (Ahrends et al. 2008, Block et al. 2013, Klinck et al. 2012, Kölling et al.2007, Meesenburg 2005, Rademacher et al. 2001). Dies unterstreicht die Bedeutung der Berücksichtigung von Sickerwasseraustägen in der Nährstoffbilanz. Besonders die nach wie vor hohen Austräge an Sulfat und Nitrat in Teilen Deutschlands führen zu Verlusten von Nährstoffkationen, die nicht vollständig durch Deposition und Verwitterung gedeckt werden. Die Ergebnisse der bundesweiten Auswertung der BZE II zur Entwicklung der Bodenversauerung bestätigen diesen Trend. Im Vergleich zur BZE I ist auf ungekalkten und versauerungsempfindlichen Standorten eine fortschreitende Unterbodenversauerung mit entsprechenden Basenverlusten festzustellen. Als Ursachen hierfür werden die anhaltend hohen Säureeinträge durch Stickstoffverbindungen und/oder die Remobilisierung von zwischengespeichertem Schwefel genannt. Entsprechend zeigen Langzeituntersuchungen im Solling zwar eine Reduktion der Schwefeleinträge von 90 %, für die Sulfatausträge mit dem Sickerwasser zeigt sich demgegenüber nur eine Reduktion von 80–85 % sowohl für eine Buchen- als auch eine Fichtenfläche. Dies deutet darauf hin, dass noch erhebliche Mengen an Schwefel im Boden zwischengespeichert sind (Meesenburg et al. 2016). Ähnliche Entwicklungen zeigen auch Langzeituntersuchungen zur Sulfatdynamik im Harz (Müller et al. 2016). Als weitere Ursache für die voranschreitende Versauerung auf versauerungsempfindlichen Standorten wird die Erhöhung der Bioelemententzüge durch Zuwachssteigerungen auf Grund anhaltend hoher Stickstoffdeposition (Albert & Schmidt 2010, Laubhann 2009) und/oder zurückgehender Schwefeleinträge (Hauck et al. 2012, Kolár et al. 2015) diskutiert.

Weiter gestützt werden die in Teilen Deutschlands negativen nutzungsfreien Stoffbilanzen durch Ergebnisse der Critical Loads-Berechnungen. Für das Jahr 2009 ist eine Überschreitung der Critical Load für Versauerung durch Schwefel- und Stickstoffdeposition auf knapp

20 % und für eutrophierenden Stickstoff auf etwa der Hälfte der Waldfläche in Deutschland dokumentiert (Nagel et al. 2014).

Für 70 forstliche Flächen mit Stoffhaushaltsuntersuchungen in den Bundesländern der Projektpartner liegt für den Zeitraum 2000 bis 2010 der mittlere Austrag für Schwefel zwischen 1,3 und 64 (im Mittel 18,8) kg ha^{-1} a^{-1} und für Stickstoff zwischen 0 und 52 (im Mittel 7,4) kg ha^{-1} a^{-1}. Die Folgen hoher Anionenausträge mit dem Sickerwasser zeigen Stoffhaushaltsuntersuchungen im Rahmen experimenteller Manipulationen in Waldökosystemen. So führt die Zufuhr von Stickstoff oder Schwefel meist zu erhöhten Austrägen an Nährstoffkationen (Matzner et al. 1983, Jandl et al. 2012, Sandvik et al. 1995, Fernandez et al. 2003, Weis et al. 2007). Kationenverluste finden sich auch zusammen mit hohen Nitratausträgen nach Nitrifikationsschüben auf Kahlflächen (Huber et al. 2010, Weis et al. 2001, Weis et al. 2006, Huber et al. 2004) oder auch direkt nach Kalkung (Huber et al. 2006). Dagegen vermindern sich die Kationenausträge, wenn die Einträge von Schwefel und Stickstoff reduziert werden (Beier et al. 1998, Xu et al. 1998).

Die nutzungsfreie Stoffbilanz ist nur eine Teilbilanz und muss zur Beurteilung forstlichen Handels durch die Nährstoffentzüge mit der Holzernte ergänzt werden. Diese können in weiten Bereichen schwanken (Weis et al. 2016a, Weis & Göttlein 2012) und sind unter anderem stark abhängig von den Eigenschaften der konkreten Waldbestände. Deshalb werden die Gesamtbilanzen für die Punkte der Bundeswaldinventur berechnet (vgl. Kapitel 12). Die nutzungsfreien Stoffbilanzen der BZE-II-Punkte bilden dabei die Grundlage für die Regionalisierung des Nährstoffangebots (vgl. nachfolgendes Kapitel 10). Der Anteil negativer Bilanzen wird aber bei Berücksichtigung der Nährstoffentzüge durch forstliche Eingriffe zunehmen. Es stellt sich die Frage, wie mit der nicht zu vernachlässigenden Menge an Standorten mit im Bilanzierungszeitraum (2000-2010) negativen Nährstoffbilanzen umzugehen ist. Prinzipiell stehen die Möglichkeiten einer zurückhaltenden Nutzung und die Kompensation durch Kalkung, Ascherückführung bzw. Düngung zur Auswahl, wenn langfristig Zuwachsverluste und Verluste essentieller Bodenfunktionen wie die Puffer- und Filterfunktion für das Sickerwasser vermieden werden sollen. Vergleichsweise geringe finanzielle Einbußen bringt ein Verzicht der Nutzung von Kronenmaterial mit sich. Die Nährstoffexporte verringern sich dabei z.B. in Fichtenbeständen auf die Hälfte (Weis et al 2016b). Fraglich ist jedoch, ob die Nährstoffmengen im Kronenmaterial und die Standortsverbesserung durch Humusanreicherung ausreichen, um die Produktivität von nährstoffarmen oder unter aktuell hohen Nährstoffausträgen (z.T. hervorgerufen durch hohe Sulfat- und Stickstoffeinträge in der Vergangenheit) leidenden Standorten langfristig zu erhalten. Kompensationsmaßnahmen als Alternative kosten dagegen zunächst Geld und würden bei massivem Einsatz mineralischer Düngemittel eine Abkehr von der naturnahen Waldwirtschaft in Deutschland bedeuten. Die ökosystemaren Auswirkungen von Kompensationsmaßnahmen sind vielfältig, standortsabhängig, uneinheitlich und nicht immer positiv (Reif et al. 2014, Reid & Watmough 2014, Guckland et al. 2012, Kreutzer 1995). Vor einem unbedachten Einsatz ohne Kenntnis unerwünschter Nebenwirkungen muss dementsprechend abgeraten werden. Letztendlich ist standortsabhängig abzuwägen, welche Bewirtschaftungsform und welche ergänzenden Maßnahmen am ehesten geeignet sind, forstliche Produktion und Umweltaspekte im Gleichgewicht zu halten.

9.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Unter Verwendung regionalisierter Daten zu Klima und nasser Deposition ist es mit Hilfe statistischer Verfahren und deterministischer Modelle gelungen, aus den Bodenanalysen der BZE II nutzungsfreie Stoffbilanzen für die Nährstoffkationen Calcium, Magnesium und Kalium zu berechnen. Diese stellen den Nährstoffeinträgen aus Deposition und Verwitterung die Verluste mit dem Sickerwasser gegenüber und beziehen die pflanzenverfügbaren Nähr-elementvorräte im Boden mit ein. Für 921 und damit etwa der Hälfte der BZE-II-Punkte erlaubte die Datenlage eine Berechnung aller Bilanzglieder. Methodenbedingt lag die Bezugstiefe im Mineralboden bei maximal 90 cm. Ein Drittel der Punkte zeigte eine negative Bilanz für mindestens eines der drei Kationen. Hier überstiegen die durch hohe Befrachtung mit Nitrat und Sulfat bedingten Kationenausträge im Sickerwasser die Nährstoffbereitstellung. Verantwortlich für negative Bilanzen waren meist Calcium und/oder Magnesium, nur in seltenen Fällen Kalium. Trotz der Unsicherheiten bei der Berechnung der Bilanzglieder ergaben sich in Größenordnung und regionaler Verteilung plausible Werte. Sie bilden die Grundlage für eine punktuelle oder flächige Übertragung unter Verwendung geostatistischer Regionalisierungsmodelle. Die Ermittlung standortsscharfer und auf Messungen basierender Nährstoffbilanzen ist Voraussetzung zur Beurteilung der nährstofflichen Nachhaltigkeit forstlicher Bewirtschaftung. Es können so Gebiete identifiziert werden, die besonders anfällig auf hohe Nährelementexporte durch die Holzernte reagieren werden. Entscheidungen über den Verzicht der Entnahme nährstoffreicher Kronenbiomasse zur energetischen Nutzung oder über Kompensationsmaßnahmen lassen sich damit auf eine fundierte und nachvollziehbare Grundlage stellen.

9.6 Literaturverzeichnis

Ahner, J., B. Ahrends, F. Engel, J. Hansen, S. Hentschel, R. Hurling, H. Meesenburg, U. Mestermacher, P. Meyer, B. Möhring, J. Nagel, R. Nagel, B. Pape, M. Rohde, H. Rumpf, M. Schmidt, H. Spellmann, J. Sutmöller. 2013. Waldentwicklungsszenarien für das Hessische Ried. Entscheidungsunterstützung vor dem Hintergrund sich beschleunigt ändernder Wasserhaushalts- und Klimabedingungen und den Anforderungen aus dem europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 10: 398 S.

Ahrends, B., C. Döring, M. Jansen, H. Meesenburg. 2008. Unterschiedliche Nutzungsszenarien und ihre Auswirkungen auf die Basensättigung im Wurzelraum - Ergebnisse von Szenarienvergleichen in Teileinzugsgebieten der Großen Bramke. Forst und Holz 63 (12): 32-36.

Ahrends, B. 2012. Dynamische Modellierung der Auswirkungen von Kalkungen und Nutzungsszenarien auf die Basensättigung im Wurzelraum. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 9: 95-114.

Akselsson, C., O. Westling, H. Sverdrup, J. Holmqvist, G. Thelin, E. Uggla, E. Malm. 2007a. Impact of Harvest Intensity on Long-Term Base Cation Budgets in Swedish Forest Soils. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 7(1-3): 201-210.

Akselsson, C., O. Westling, H. Sverdrup, P. Gundersen. 2007b. Nutrient and carbon budgets in forest soils as decision support in sustainable forest management. Forest Ecology and Management 238: 167-174.

Albert, M., M. Schmidt. 2010. Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) and common beech (Fagus sylvatica L.). Forest Ecology and Management 259 (4): 739-749.

BAYSF. 2012. Bayerische Staatsforsten AöR (Hrsg.). Jahresbericht 2012. 39 S.

Beier, C., K. Blanch, M. Bredemeier, N. Lamersdorf, L. Rasmussen, Y.-J. Xu. 1998. Field-scale ‚clean rain' treatments to two Norway spruce stands within the EXMAN project– effects on soil solution chemistry, foliar nutrition and tree growth. Forest Ecology and Management 101: 111-123.

Block, J., K. J. Meiwes. 2013. Erhaltung der Produktivität der Waldböden bei der Holz- und Biomassenutzung. In: Bachmann, G., König W., Utermann J. (Hrsg.). Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 4200, 1. Lfg. /13. S. 1-50.

Block, J., M. Greve, G. Schüler. 2013. Ohne Kalkung keine nachhaltige Forstwirtschaft. Aktuelle Studien zeigen, dass auf basenarmen Standorten in Rheinland-Pfalz die Nährstoffnachhaltigkeit gefährdet ist. Holz-Zentralblatt 15: 361-362.

Block, J., J. Schuck, T. Seifert. 2008. Einfluss unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf den Nährstoffhaushalt von Waldökosystemen auf Buntsandstein im Pfälzerwald. Forst und Holz 63 (7/8): 66-70.

Braun, S., S. Belyazid, W. Flückiger. 2009. Biomassenutzung und Nährstoffentzug - Aspekte einer nachhaltigen Waldnutzung. Züricher Wald 1: 15-18.

CARMEN. 2016. https://www.carmen-ev.de/infothek/preisindizes/hackschnitzel.

Czajkowski, T., B. Ahrends, A. Bolte. 2009. Critical limits of soil water availability (CL-SWA) in forest trees - an approach based on plant water status. vTI Agriculture and Forest Research 59 (2): 87-93.

Egnell, G., E. Valinger. 2003. Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear felling. Forest Ecology and Management 177: 65-74.

Englisch M., R. Reiter 2009. Standörtliche Nährstoff-Nachhaltigkeit bei der Nutzung von Wald-Biomasse.In: Holz- und Biomassenstudie, BFW Praxisinformation Nr. 18/2009, Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien, S. 13–15.

Falk, W., E. Dietz, S. Grünert, B. Schultze, C. Kölling. 2008. Wo hat die Fichte genügend Wasser? Neue überregional gültige Karten des Wasserhaushalts von Fichtenbeständen verbessern die Anbauentscheidung. LWF aktuell 66: 21-25.

Fernandez, I. J., L. E. Rustad, S. A. Norton, J. S. Kahl, B. J. Cosby. 2003. Experimental Acidification Causes Soil Base-Cation Depletion at the Bear Brook Watershed in Maine. Soil Science Society of America. Journal 67: 1909-1919.

Flückiger, W., S. Braun. 2009. Nährstoffe im Wald lassen - oder recyclieren! Wald und Holz 9: 30-33.

Fürst, C., C. Lorz, F. Makeschin. 2007. Development of formerly deposition influenced forest systems considering Dübener Heide as an example and consequences for process-oriented forest management planning. Forest Ecology and Management 248: 6-16.

Gasser, U., H.-P. Stutz, F. Bouquet. 2009. Bodenversauerung und Bodenfruchtbarkeit im Züricher Wald. Züricher Wald 1: 4-9.

Göransson, A., T. D. Eldhuset. 2001. Is the (Ca+K+Mg)/Al Ration in the soil solution a predictive tool for estimation forest damage? Water, Air, and Soil Pollution: Focus 1: 57-74.

Guckland, A., B. Ahrends, U. Paar, I. Dammann, J. Evers, K. J. Meiwes, E. Schönfelder, T. Ullrich, M. Mindrup, N. König, J. Eichhorn. 2012. Predicting depth translocation of base cations after forest liming – results from long-term experiments. European Journal of Forest Research 131 (6): 1869-1887.

Hagemann, H., G. Bilke, D. Murach, A. Schulte. 2008. Bilanzierung und Bewertung von Nährelemententzügen durch Vollbaumnutzungsstrategien bei der Kiefer (Pinus sylvestris) in Brandenburg. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 42: 16-25.

Hauck, M., J. Zimmermann, J. Mascha, C. Dulamsuren, C. Bade, B. Ahrends, C. Leuschner. 2012. Rapid recovery of stem growth at reduced SO2 levels suggests a major contribution of foliar damage in the pollutant-caused dieback of Norway spruce during the late 20th century. Environmental Pollution 164: 132-141.

Hennings, V. 2000. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch Sonderhefte Reihe G 1: 1-232.

Helmisaari, H. S., K. H. Hanssen, S. Jacobson, M. Kukkola, J. Luiro, A. Saarsalmi, P. Tamminen, B. Tveite. 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long–term impact on tree growth. Forest Ecology and Management 261: 1919-1927.

Huber, C., J. Aherne, W. Weis, E. P. Farrell, A. Göttlein, T. Cummins. 2010. Ion concentrations and fluxes of seepage water before and after clear cutting of Norway spruce stands at Ballyhooly, Ireland, and Höglwald, Germany. Biogeochemistry 101: 7-26.

Huber, C., R. Baier, A. Göttlein, W. Weis. 2006. Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 and 2004 after liming an N–saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany. Forest Ecology and Management 233: 11-20.

Huber, C., W. Weis, M. Baumgarten, A. Göttlein. 2004. Spatial and temporal variation of seepage water chemistry after femel and small scale clear–cutting in a N–saturated Norway spruce stand. Plant and Soil 267: 23-40.

Jandl, R., S. Schmidt, F. Mutsch, A. Fürst, H. Zechmeister, H. Bauer, T. Dirnböck. 2012. Acidifiction and nitrogen eutrophication of Austrian forest soils. Applied and Environmental Soil Science 2012: 9.

Kaspari, M., M. N. Garcia, K. E. Harms, M. Santana, S. J. Wright, J. B. Yavitt. 2008. Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. Ecology Letters 11: 35-43.

Klinck, U., P. Rademacher, B. Scheler, M. Wagner, S. Fleck, B. Ahrends, H. Meesenburg. 2012. Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. GeoBerichte 23 : 163-174.

Kolár, T., P. Cermák, F. Oulehle, M. Tmka, P. Stepánek, P. Cudlín, J. Hruska, U. Büntgen, M. Rybnícek. 2015. Pollution control enhanced spruce growth in the "Black Triangle" near the Czech-Polish border. Science of the Total Environment 538: 703-711.

Kölling, C., A. Göttlein, A. Rothe. 2007. Energieholz nachhaltig nutzen. LWF aktuell 61: 32-36.

König, N. 2009. Handbuch forstlicher Analytik. Herausgegeben vom Gutachterausschuss Forstliche Analytik, BMVEL, Bonn, pp. 568.

Kreutzer K. 1995. Effects of forest liming on soil processes. Plant and Soil 168–169: 447-470.

Laubhann D., H. Sterba, G. J. Reinds, W. De Vries. 2009. The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. Forest Ecology and Management 258: 1751–1761.

Lemm R., O. Thees, U. Hensler, J. Hässig, A. Bürgi, S. Zimmermann. 2010. Ein Modell zur Bilanzierung des holzerntebedingten Nährstoffentzugs auf Schweizer Waldböden. Zeitschrift für Forstwesen 161 (10): 401-412.

Matzner, E., P. K. Khanna, K. J. Meiwes, B. Ulrich. 1983. Effects of fertilization on the fluxes of chemical elements through different forest ecosystems. Plant and Soil 74: 343-358.

Meesenburg, H. 2005. Lange Bramke forest research site. Acid Rain 2005: 12-19.

Meesenburg, H., B. Ahrends, S. Fleck, M. Wagner, H. Fortmann, B. Scheler, U. Klinck, I. Dammann, J. Eichhorn, M. Mindrup, K. J. Meiwes. 2016. Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation? Ecological Indicators 65: 103-112.

Mellert, K. H., J. Prietzel, R. Straussberger, K. E. Rehfuess. 2004. Longterm nutritional trends of conifer stands in Europe: results from the RECOGNITION project, European Journal of Forest Research 123: 305-319.

Müller, F., M. Bergmann, R. Dannowski, J. W. Dippner, A. Gnauck, P. Haase, M. C. Jochimsen, P. Kasprzak, I. Kröncke, R. Kümmerlin, M. Küster, G. Lischeid, H. Meesenburg, C. Merz, G. Millat, J. Müller, J. Padisák, C. G. Schimming, H. Schubert, M. Schult, G. Selmeczy, T. Shatwell, S. Stoll, M. Schwabe, T. Soltwedel, D. Straile, M. Theuerkauf. 2016. Assessing resilience in long-term ecological data sets. Ecological Indicators 65: 10-43.

Nagel, H.-D., A. Schlutow, T. Scheuschner. 2014. Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge und kritischer Belastungsschwellen zur kontinuierlichen Bewertung der ökosystemspezifischen Gefährdung der Biodiversität in Deutschland - PINETI (Pollutant INput and EcosysTem Impact). Teilbericht 4 Critical Load, Exceedance und Belastungsbewertung. Umweltbundesamt Texte 63/2014, S. 62. www.umweltbundesamt.de/publikationen/modellierung-kartierung-atmosphaerischer-1

Nord-Larsen, T. 2002. Stand and site productivity response following whole tree harvesting in early thinnings of Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.). Biomass and Bioenergy 23 (1): 1-12.

Overbeck, M., M. Schmidt, C. Fischer, J. Evers, A. Schultze, T. Hövelmann, H. Spellmann. 2011. Ein statistisches Modell zur Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität von Waldstandorten in Niedersachsen. Forstarchiv 82: 92-100.

Reid, C., S. A. Watmough. 2014. Evaluating the effects of liming and wood–ash treatment on forest ecosystems through systematic meta–analysis. Canadian Journal of Forest Research 44: 867-885.

Reif, A., E.-D. Schulze, J. Ewald, A. Rothe. 2014. Waldkalkung - Bodenschutz contra Naturschutz? Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 14: 5-29.

Pretzsch, H., R. Moshammer, J. Dieler, M. Böttcher, A. Göttlein, W. Weis, J. Block, J. Schluck, J. Gauer, U. Wunn. 2013. Entscheidungsstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte. Teil 1: Textteil Nährstoffbilanzen wichtiger Waldstandorte in Bayern und Rheinland-Pfalz. 204 S.

Rademacher, P., B. Müller-Using, H. Meesenburg, K.-J. Meiwes. 2001. Inventory and budget of nutrients in managed German forest stands - a method for sustainable nutrient management. In: Horst W. J. et al. (Eds.): Plant nutrition - Food security and sustainability of agro-ecosystems: 906-907.

Riek, W., A. Russ, J. Martin. 2012. Soil acidification and nutrient sustainability of forest ecosystems in the northeastern German lowlands - Results of the national forest soil inventory. Folia Forestalia Polonica A 3: 187-195.

Riek, W., A. Russ, D. Kühn. 2015. Waldbodenbericht Brandenburg. Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 60: 172 S.

Sandvik, G., T. A. Sogn, G. Abrahamsen. 1995. Nutrient balance in scots pine (Pinus sylvestris L.) Forest. 2. Effects of plant growth ad N-Deposition on soil solution and leachate chemistry in a lysimeter experiment. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 85: 1149-1154.

Stüber, V., K. J. Meiwes, M. Mintrup. 2008. Nachhaltigkeit und Vollbaumnutzung: Bewertung aus Sicht der forstlichen Standortskartierung am Beispiel Niedersachsen. Forst und Holz 63, 28-33.

Sverdrup, H., G. Thelin, M. Robles, I. Stjernquist, J. Sörensen. 2006. Assesing nutrient sustainability of forest production for different tree species considering Ca, Mg, K, N and P at Björnstorp Estate, Sweden. Biogeochemistry 81: 219-238.

Ulrich, B. 1994. Nutrient and Acid-Base Budget of Central European Forest Ecosytems. In: Godbold, D., A. Hüttermann: Effects of Acid Rain on Forest Processes. Wiley-Liss. New York: 1-50.

Vitousek, P. M., R. W. Howarth. 1991. Nitrogen Limitation on Land and in the Sea: How Can It Occur? Biogeochemistry 13 (2): 87-115.

Weis, W., R. Baier, C. Huber, A. Göttlein. 2007. Long term effects of acid irrigation at the Höglwald on seepage water chemistry and nutrient cycling. Water, Air and Soil Pollution: Focus 7: 211-223.

Weis, W., E. Dietz, A. Göttlein, W. Häusler, C. Kölling, K. H. Mellert, A. Rothe, G. Rücker, T. Seifert. 2009. Erstellung von Nährstoffbilanzen für die Staatswaldflächen in Bayern als Grundlage einer nachhaltigen Biomassenutzung. Abschlussbericht zu einem Forschungs- und Entwicklungsvorhabens der Bayerischen Staatsforsten, 51 S.

Weis W., A. Göttlein. 2012. Nährstoffnachhaltige Biomassenutzung. LWF aktuell 90: 44-47.

Weis, W., C. Huber, A. Göttlein. 2001. Regeneration of Mature Norway Spruce Stands: Early Effects of Selective Cutting and Clear Cutting on Seepage Water Quality and Soil Fertility. The Scientific World Journal 1 (S2): 493-499.

Weis, W., S. Raspe, T. Schäff. 2016a. Nährstoffhaushalt und Biomassenutzung. LWF aktuell 108: 11-15.

Weis, W., C. Kölling, T. Schäff. 2016b. Kronennutzung aus nährstoffkundlicher Sicht. LWF aktuell 108: 16-19.

Weis, W., V. Rotter, A. Göttlein. 2006. Water and element fluxes during the regeneration of Norway spruce with European beech: Effects of shelterwood–cut and clear–cut. Forest Ecology and Management 224: 304-317.

Wellbrock, N., A. Lauer, N. Eickenscheidt, J. Höhle, J. Evers, B. Ahrends, C.-G. Schimming, H.-D. Nagel, W. Riek, K. J. Meiwes, H. Meesenburg. 2016. Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit. In: Wellbrock, N., A. Bolte & H. Flessa: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Rep, 43. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. S. 75-134.

Wilpert von K., B. Bösch, P. Bastian, D. Zirlewagen, F. Hepperle, S. Holzmann, H. Puhlmann, J. Schäffer, G. Kändler, U. H. Sauter. 2011. Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 87:155 Seiten.

Xu, Y.-J., K. Blanch, M. Bredemeier, N. Lamersdorf. 1998. Hydrochemical input-output budgets for a clean rain and drought experiment at Solling. Forest Ecology and Management 101: 295-306.

Zirlewagen, D. 2009. Regionalisierung der bodenchemischen Drift in der Dübener Heide im Zeitraum 1995–2006. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 8: 21-30.

10 Regionalisierung der Bodenbilanz an BWI-Punkten

Dietmar Zirlewagen
Interra, Büro für Umweltmonitoring

10.1 Einleitung und Problemstellung

An den Punkten der BZE wurden Nährstoff-Teilbilanzen des Bodens modelliert, bei denen als Größen des Nährstoffeintrags die atmogene Deposition und Verwitterung und als Output der Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser berücksichtigt wurde (Kapitel 9). Diese von der Holzernte nicht beeinflussbaren Nährelementflüsse im Boden (Deposition, Mineralverwitterung und Sickerwasseraustrag) sollten für die Traktecken der Bundeswaldinventur (BWI) bereitgestellt werden, um mit den für bestimmte Szenarien (Kapitel 12) zu modellierenden Nährelement-Ernteentzügen verrechnet werden zu können.

Da an den BWI-Punkten keine Informationen zu Verwitterung und Sickerwasseraustrag vorlagen, sollten diese mithilfe der Regionalisierung von den gemessenen Standorten der BZE auf die Traktecken des BWI-Messnetzes übertragen werden. Die Messnetze von BWI und BZE liegen räumlich getrennt voneinander mit unterschiedlicher Rasterweite vor. Als Methode sollten Regressionsmodelle auf Basis der BZE-Modelldaten berechnet werden, die sich u.a. auf geländemorphologische, bodenkundliche und geologische Übertragungsschlüssel stützen.

Dabei waren sowohl Datengrundlagen zu den Zielgrößen (Bodenparameter, Depositionsdaten etc.) als auch Hilfsgrößen für die Regionalisierung (digitale Höhenmodelle, geologische Karten, Bodenkarten, Baumarteninformationen, Kalkungsinformationen etc.) zu recherchieren und zu vereinheitlichen, um eine bundeseinheitliche Methodenentwicklung zu ermöglichen.

Als Zielgrößen sollten möglichst die an den BZE-Punkten berechneten Bodenbilanzen regionalisiert werden. Da nicht klar war, ob sich für diese Parameter belastbare Korrelationen zu den Hilfsvariablen finden lassen würden, also statistische Modelle mit ausreichender Präzision und Varianzerklärung möglich wären, sollten alternativ Regionalisierungsmodelle für die Bilanz-Teilglieder Deposition, Mineralverwitterung und Sickerwasseraustrag erstellt werden.

Aus den regionalisierten Bodenbilanzen ergibt sich für die BWI-Punkte, wie viel Nährstoffe für eine nachhaltige Biomassenutzung zur Verfügung stehen. Kriterium für die Nachhaltigkeit ist, dass die Nährstoffvorräte im Boden auf einem Niveau hoher Elastizität langfristig konstant bleiben. Unter Umständen werden aber auch negative Bodenbilanzen über längere Zeit (mehrere Umtriebszeiten) durch hohe Nährstoffvorräte ausgeglichen. Um dies ggf. berücksichtigen zu können, sollten neben den Bodenbilanzen auch die Nährstoffvorräte (Calcium, Magnesium, Kalium) regionalisiert werden.

10.2 Material und Methoden

Das Regionalisierungsverfahren der bodenbezogenen Nährstoffbilanzen basierte auf einer Kombination aus schrittweiser multipler Regressionsanalyse und Geostatistik (Überprüfung der Residuen auf Autokorrelation, ggf. Kriging der Residuen). Aufgrund der großen naturräumlichen Vielfalt im Projektgebiet und der beschränkten Aufnahmedichte der BZE, wurden für Bodengroßlandschaften (BGL) mit deutlich unterschiedlicher Charakteristik individuelle Transfermodelle mit regional angepassten Prädiktorensets erstellt. Die Regionalisierungsregionen (Straten) wurden auf Grundlage der BGL der Bodenübersichtskarten (BÜK 1:1 Mio., BGR 2014) modellgestützt abgegrenzt (Abb. 10.1).

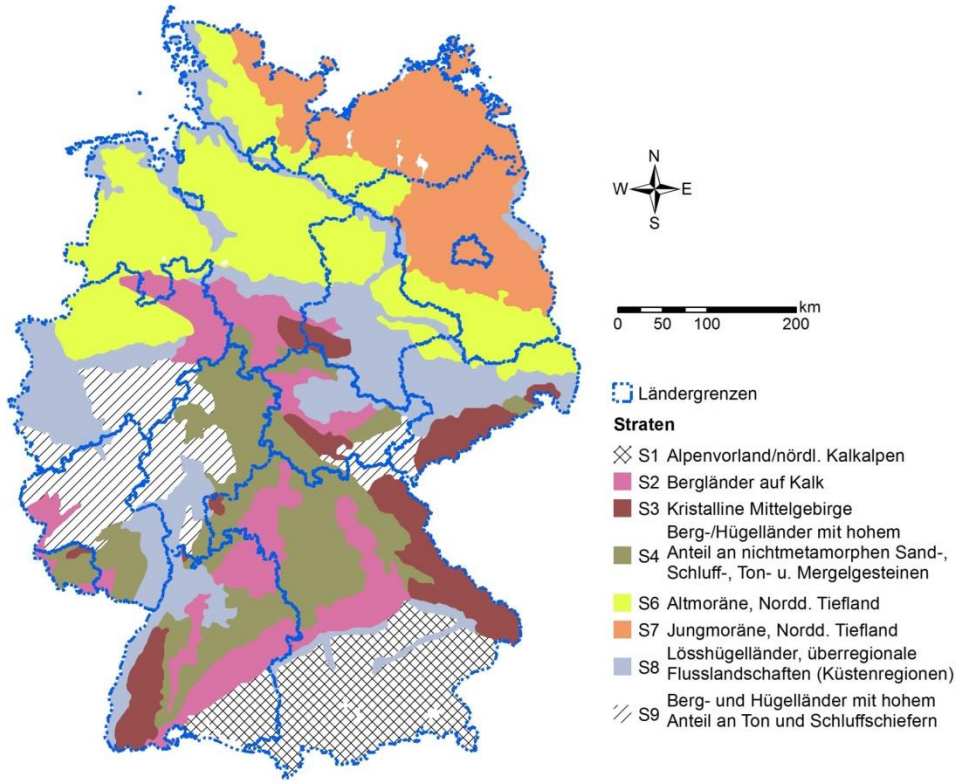


Abb. 10.1: Lage der Regionalisierungsregionen (Straten).

Zunächst wurden die BGL nach Kriterien wie Regionalklima, Substrat und Geologie zu größeren, aber möglichst homogenen Einheiten zusammengefasst. Deren Abgrenzungsgüte wurde mit einem statistischen Modellansatz überprüft. Ziel war es, für in Frage kommende Aggregierungsvarianten der BGL diejenige mit der bestmöglichen Trennschärfe bodenchemischer und -physikalischer Eigenschaften im BZE-Messdatensatz zu finden. Hierfür wurden die BZE-Datensätze getrennt nach Bundesland und balanciert für BÜK1000-Großlandschaften und chemisch-physikalischen Bodeneigenschaften der Messwerte zufäl-

lig hälftig in Test- und Validierungsdaten aufgeteilt (676 Test- und 677 Validierungsdatensätze). Für die jeweilige Aggregierungsvariante als Response wurde ein Random-Forests-Klassifikationsmodell mit bodenchemischen und -physikalischen Messdaten der BZE II als Hilfsvariablen angepasst. Bewertet wurde die Klassifikationsgüte auf der Basis von Kappa-Koeffizienten im Validierungsdatensatz und in der Out-of-Bag-Stichprobe des Random-Forests-Modells. Stratum S7 (Jungmoräne in Norddeutschland) wurde mit Stratum S6 (Altmoräne in Norddeutschland) zusammengefasst, da im Bereich der Bilanzen und Austragsdaten der Jungmoräne die Anzahl der Beobachtungen nicht ausreichend war, um Regionalisierungsmodelle anpassen zu können (Tab. 10.1). Geomorphologische Unterschiede zwischen dem Alt- und Jungmoränengebiet in S6|7 wurden mithilfe binär codierter geologischer Einheiten in den Regionalisierungsmodellen parametrisiert. Von den ursprünglich 8 Straten S1 bis S8 ist in der explorativen Analyse Stratum S5 (Lösshügellländer, basische Vulkanite und Tonschiefergebiete) weggefallen, dafür ist Stratum S9 als ganz neue Gebietsabgrenzung gebildet worden.

Tab. 10.1: Anzahl Beobachtungen (Validierungs- und Trainingsdaten) für die bodenbezogenen Bilanzglieder Austrag, Verwitterung und Deposition sowie die bodenbezogene Bilanz in den einzelnen Straten. Die Straten S6 und S7 wurden für die Regionalisierung der Bilanzen bzw. deren Teilglieder zusammengefasst.

Stratum	Bilanz	Austrag	Verwitterung	Deposition
S1	119	150	121	153
S2	97	153	146	211
S3	162	170	212	225
S4	245	266	336	361
S6	85	119	178	244
S7	22	22	127	148
S8	65	104	97	141
S9	126	130	201	207
Summe	921	1.114	1.418	1.690

Damit wurden folgende Modellregionen zur Regionalisierung bodenbezogener Bilanzen bzw. deren Teilglieder verwendet (Abb. 10.1):

- Stratum 1 (S1): Alpenvorland/nördliche Kalkalpen
- Stratum 2 (S2): Bergländer auf Kalk
- Stratum 3 (S3): Kristalline Mittelgebirge
- Stratum 4 (S4): Berg-/Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sand-, Schluff-, Ton- und Mergelgesteinen
- Stratum 6|7 (S6|7): Altmoräne und Jungmoräne des Norddeutschen Tieflands
- Stratum 8 (S8): Lösshügelländer, überregionale Flusslandschaften (Küstenregionen)
- Stratum 9 (S9): Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton und Schluffschiefern

Bei Betrachtung der kleinsten gemeinsamen Nenner der Teilbilanzen für Deutschland, fallen v.a. für die Bundesländer Sachsen, Thüringen, Brandenburg, Berlin, Schleswig-Holstein, Hamburg und Bremen räumliche Lücken auf (Abb. 10.2, links). Während Verwitterungsdaten für Gesamtdeutschland vorhanden waren, fehlten Stoffaustragsdaten für diese

Bundesländer (Abb. 10.2, rechts). Am schlechtesten war die Datenlage für die bodenbezogenen Bilanzen (Tab. 10.1). Daher wurden vorzugsweise die Bilanzglieder und nicht die Bilanzen regionalisiert. Versuche, die Bilanzen direkt zu regionalisieren, zeigten große Probleme bei der Anpassung der Regressionsmodelle in der Residuendiagnostik (ausgeprägte Heteroskedastizität der Residenplots), v.a. bei den Magnesium- und Calcium-Bilanzen, weniger bei den Kalium-Bilanzen. Hinzu kam, dass die Modellperformance (RMSE, R^2) bei den Bilanz-Modellen deutlich schlechter war als bei den Regionalisierungsmodellen der Teilglieder der bodenbezogenen Bilanzen. Es lagen für die Mehrzahl der BWI-Punkte auch mit dem Original-Depo-Modell für BZE-Punkte berechnete Depositionswerte vor (Kapitel 7). Wo vorhanden, wurden die Original-Depo-Modelldaten an den BWI-Punkten zur Berechnung der Bodenbilanzen verwendet statt der in diesem Kapitel beschriebenen Depositions-Regionalisierungsmodelle.

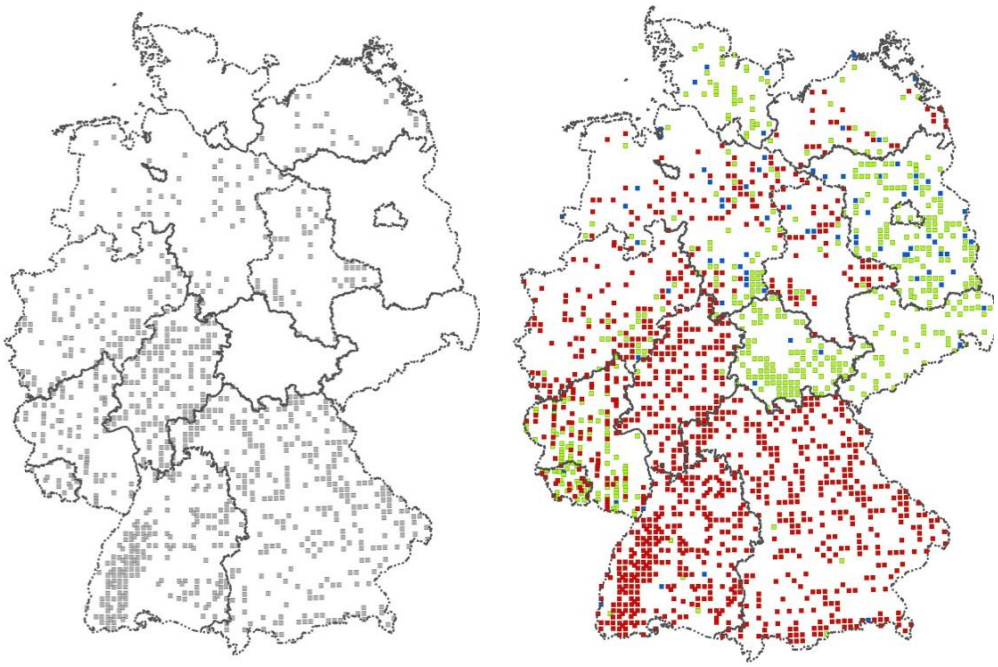


Abb. 10.2: Räumliche Verteilung der bodenbezogenen Bilanzen an den BZE-II-Inventurpunkten (links) und deren Teilgliedern (rechts). Rote Punkte: Beobachtungen, bei denen der Sickerwasseraustrag zur Berechnung der Bilanz vorhanden ist; grüne Punkte: die Berechnung des Sickerwasseraustrags war nicht möglich; blaue Punkte: Teilkomponenten Verwitterung und Sickerwasseraustrag fehlen, nur Depositionswerte sind vorhanden.

Bei den Vorräten, die in der Bewertung hinsichtlich der Stoffnachhaltigkeit berücksichtigt und auch regionalisiert werden sollten, wurden die Gesamtvorräte der BZE II als Summe der Vorräte in der Humusauflage (aus Königswasseraufschluss) zzgl. der austauschbaren

Vorräte im Mineralboden (bis maximal 90 cm Tiefe) verwendet. Diese Daten lagen vollständig für Deutschland vor.

Die Regionalisierung wurde mittels multiplen linearen Regressionsmodellen (Ordinary Least Squares OLS) durchgeführt. Alternativ wurden Regressionsbaumverfahren als Boosted Regression Trees BRT getestet (Freund & Schapire 1995, Friedman 2001, Elith et al. 2008). Die BRT-Modelle wiesen durchweg eine schlechtere Modellperformance hinsichtlich R^2 und RMSE als die OLS-Modelle auf und wurden daher nicht zur Übertragung der Modelle auf die BWI-Punkte verwendet. Für die Zielgrößen der Regionalisierung im Bereich von Verwitterung, Austrag, Deposition und Vorrat wurde eine Log-Transformierung der Originalwerte durchgeführt, wodurch sich eine deutlich bessere Annäherung der Residuenverteilungen an Normalverteilung und Varianzhomogenität erreichen ließ. Bei der Rücktransformierung der Prognosewerte auf die Messskala wurde eine Biaskorrektur nach Miller (1984) durchgeführt.

Mögliche Kovariablen in den OLS-Modellen bzw. Feature-Variablen bei den CART-Modellen waren Angaben zur Topographie, zur Geologie, zu Bodentypen, zum Klima bzw. der Depositionssituation (PINETI-Karten, Schaap et al. 2015), zu Bodenschutzkalkungen und zu den Eigenschaften des Waldbestandes (Alter, Baumartenzusammensetzung).

Die sehr heterogenen, länderspezifischen GIS-Karten und -Datensätze, die von den datenhaltenden Institutionen der Bundesländer abgefragt wurden, mussten harmonisiert und in ein einheitliches Koordinatensystem überführt werden. Aus den DGM-Rasterkarten der einzelnen Länder wurde ein Projekt-DGM in 25 m-Rasterauflösung erstellt, für das mit ArcGIS- und SAGA-GIS-Algorithmen umfangreiche Reliefanalysen durchgeführt wurden. Es wurden u.a. berechnet: geomorphometrische Reliefattribute, Divergenz-Konvergenz-Indizes, transformierte Parameter der Exposition, komplexe Reliefattribute mit Deterministic 8-Modell, Braunschweiger Reliefmodell und Multiple Flow Direction-Modell (Topographic Wetness Index TWI, Stream Power Index STRP, Slope Length Factor SLF, jeweils als unterschiedliche Glättungsvarianten), Terrain bzw. Vector Ruggedness- sowie Morphometric Protection Indizes, Hangpositionsindizes sowie Landschaftskategorien unter Verwendung alternativer Methoden, Diurnal Anisotropic Heating, Downslope Distance Gradient, Multiresolution Index of Valley Bottom Flatness u.a.

Als flächige geologische Information wurde die frei verfügbare GÜK200 verwendet. Bodeninformationen wurden, sofern sie flächendeckend vorhanden waren, aus der BÜK50 generiert. Ansonsten musste auf die BÜK200 (wo vorhanden) oder, wenn auch diese in selteneren Fällen fehlte, auf die BÜK1000 zurückgegriffen werden. Zur Validierung der Modelle wurden die Messdatensätze getrennt nach Bundesland und balanciert für BÜK1000-Großlandschaften, chemisch-physikalische Bodeneigenschaften der Messwerte und naturräumliche Faktoren der Hilfsvariablen (wie Klima, Bodenschutzkalkung, Kalkstandorte, Nadelbaumanteil und TWI) zufällig hälftig in Test- und Validierungsdaten aufgeteilt.

In Ergänzung zur Regionalisierung von Bodenvorrats- und Bodenbilanzdaten wurde ein globales binäres Klassifikationsmodell (Methode: binäre logistisches Regression) zur Einschätzung der Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Karbonatstandorten an den BWI-

Punkten erstellt. Die binäre Einstufung „Karbonatstandort: ja/nein“ war für alle BZE-Punkte vorhanden. Als Hilfsvariablen wurden die oben beschriebenen geologischen, bodenkundlichen und topographischen Parameter zugelassen.

Alle statistischen Analysen wurden mit R 3.1.x (R Development Core Team 2015), OLS-, CART- und binäre logistische Analysen mit den R-Paketen „*randomForest*“, „*gbm*“, „*dismo*“, „*stats*“ und „*logistf*“ durchgeführt.

10.3 Ergebnisse

10.3.1 Anpassung der Regressionsmodelle an den BZE-Datensatz

Um einen ersten Überblick über die räumlichen Verteilungsmuster der bodenbezogenen Bilanzen zu erhalten, wurden zunächst sogenannte „globale“ OLS-Modelle für die Zielparameter (Ca^{2+}-/Mg^{2+}-/K^{+}-Deposition, -Verwitterung und -Austrag) auf der Basis des gesamtdeutschen BZE-Datensatzes angepasst. Die am unabhängigen Validierungsdatensatz ermittelten statistischen Kenngrößen zeigen für die Regionalisierungsmodelle der Depositionsdaten die mit Abstand beste Performance (Ø R^2 = 0,71, Ø CV_{RMSE} = 0,20; Tab. 10.2). Für die Regionalisierungsmodelle der Verwitterungsdaten variiert das Bestimmtheitsmaß zwischen 0,30 und 0,48 (Ø R^2 = 0,42; CV_{RMSE}: 0,65–3,22/ Ø 2,16), für Modelle der Austragsdaten zwischen 0,31 und 0,62 (Ø R^2 = 0,52; CV_{RMSE}: 0,95–1,26/ Ø 1,13; Tab. 10.2). Im Mittel aller globalen Modelle wurden 31 Parameter (Regressorvariablen plus Interzept) je Modell eingesetzt. Werden die prognostizierten Teilbilanzen zu bodenbezogenen Bilanzen verrechnet und diese mit den Original-Modelldaten verglichen, lassen sich Performance-Kennziffern für die Regionalisierung der bodenbezogenen Bilanzen auf Basis des globalen Regionalisierungsansatzes der Teilbilanzen berechnen. Daraus ergeben sich Bestimmtheitsmaße von 0,605 für Ca^{2+}, 0,447 für Mg^{2+} und 0,521 für K^{+}. Bei den testweise angepassten globalen Regionalisierungsmodellen der Bilanzwerte liegen die Bestimmtheitsmaße deutlich niedriger (R^2 = 0,329 für Ca^{2+}, R^2 = 0,159 für Mg^{2+}und R^2 = 0,340 für K^{+}) bei gleichzeitig problematischen Residuenplots.

Tab. 10.2: Statistische Kennzahlen zur Regionalisierung von Ca^{2+}-/Mg^{2+}-/K^{+}-Verwitterung, -Austrag und -Deposition mit ‚globalen‘ OLS-Modellen; Trainingsdaten; P = Anzahl Parameter, OBS = Anzahl Beobachtungen; Validierungsdaten: OBS_{SV} = Anzahl Beobachtungen, R^2_{SV} = Bestimmtheitsmaß, $RMSE_{SV}$ = Schätzfehler, CV_{RMSE_SV} = standardisierter RMSE; Modellanpassung auf lognormalem Skalenniveau; die Kennziffern R^2, RMSE u. CV_{RMSE} wurden für die Originalmessskala berechnet (Rücktransformierung mit Bias-Korrektur).

Zielgröße	P	OBS	OBS_{SV}	R^2_{SV}	$RMSE_{SV}$	CV_{RMSE_SV}
Ca^{2+}-Verwitterung	28	711	707	0,48	105,32	3,22
Mg^{2+}-Verwitterung	31	711	707	0,30	23,92	2,61
K^{+}-Verwitterung	31	711	707	0,47	4,75	0,65
Ca^{2+}-Austrag	39	562	551	0,62	49,70	1,19
Mg^{2+}-Austrag	37	562	551	0,61	14,07	1,26
K^{+}-Austrag	29	562	551	0,31	1,73	0,95
Ca^{2+}-Deposition	38	847	843	0,78	0,77	0,15
Mg^{2+}-Deposition	24	847	843	0,69	0,28	0,25
K^{+}-Deposition	24	847	843	0,67	0,49	0,18

Im zweiten Auswertungsschritt wurden regional-stratifizierte Regressionsmodelle angepasst. Deren Regionalisierungsgüte im Vergleich zu den globalen Modellen zeigen Tab. 10.3 bis Tab. 10.6. In den Tabellen werden, differenziert nach Zielgrößengruppen (Verwitterung, Stoffaustrag, Deposition und Vorräte) und Straten, jeweils R^2 und CVRMSE des unabhängigen Validierungsdatensatzes dargestellt. Die stratenbezogenen Kennziffern der globalen Modelle wurden aus den Vorhersagen der globalen Modelle für die jeweils identischen Datenkollektive der Validierungsdaten der Straten-Modelle berechnet und können in den Tabellen direkt mit den Kennziffern der Straten-Modelle verglichen werden. In den Tabellen werden immer die Mittelwerte aus drei Modellen (für Ca^{2+}, Mg^{2+} und K^{+}) im jeweiligen Stratum einer Zielgrößengruppe dargestellt.

Tab. 10.3: Vergleich der Modellperformance im Validierungsdatensatz zwischen globalem und stratifiziertem Modellansatz bei der Regionalisierung der Verwitterung (jeweils Mittelwerte je Stratum der Ca^{2+}-, Mg^{2+}- und K^{+}-Modelle); R^2 = Bestimmtheitsmaß, CV_{RMSE} = standardisierter RMSE.

Stratum	Globale Modelle		Straten-Modelle		Differenz	
	R^2	CV_{RMSE}	R^2	CV_{RMSE}	R^2	CV_{RMSE}
1	0,649	0,998	0,745	1,008	0,096	0,009
2	0,153	1,723	0,673	1,048	0,520	-0,676
3	0,143	1,031	0,493	0,779	0,349	-0,252
4	0,454	1,705	0,547	1,686	0,093	-0,018
6|7	0,175	2,846	0,583	0,865	0,408	-1,981
8	0,528	1,065	0,613	1,121	0,086	0,056
9	0,101	1,001	0,477	0,489	0,376	-0,512
Mittelwert	**0,315**	**1,481**	**0,590**	**0,999**	**0,275**	**-0,482**

Tab. 10.4: Wie Tab. 10.3, aber Kennziffern zur Regionalisierung des Stoffaustrags.

Stratum	Globale Modelle		Straten-Modelle		Differenz	
	R^2	CV_{RMSE}	R^2	CV_{RMSE}	R^2	CV_{RMSE}
1	0,530	0,882	0,621	0,911	0,091	0,029
2	0,225	0,938	0,468	0,803	0,243	-0,135
3	0,301	1,027	0,587	0,800	0,286	-0,228
4	0,207	1,236	0,490	0,931	0,283	-0,305
6|7	0,381	1,579	0,642	0,947	0,261	-0,631
8	0,251	1,359	0,533	1,016	0,281	-0,343
9	0,173	1,074	0,592	0,793	0,420	-0,280
Mittelwert	**0,295**	**1,156**	**0,562**	**0,886**	**0,266**	**-0,270**

In dieser Zusammenstellung ergibt sich für die Deposition der geringste Performancegewinn durch Stratifizierung. Im Mittel aller Modelle und Straten wurde das R^2 um nur 0,1 verbessert (Tab. 10.5). Mit den globalen Modellen konnte für die Stratenregionen im Mittel ein vergleichsweise hohes mittleres Bestimmtheitsmaß von 0,643 bei der Deposition erreicht werden. Bei den anderen, bodenbezogenen Zielvariablengruppen Verwitterung, Austrag und Vorrat liegen die stratenbezogenen Bestimmtheitsmaße der globalen Modelle deutlich niedriger (R^2 = 0,295–0,374) – mit entsprechendem Potenzial für Modellverbesserungen durch Stratifizierungsansätze: bei der Verwitterung konnte das Bestimmtheitsmaß um 0,275 (Tab. 10.3), beim Stoffaustrag um 0,266 (Tab. 10.4) und bei den Vorräten um 0,241 (Tab. 10.6) durch Stratifizierung verbessert werden. Auch der mittlere standardisierte Fehler (CV_{RMSE}) wurde bei den Depositionsmodellen nur geringfügig durch Stratifizierung

verbessert, im Mittel um nur 0,032. Im Vergleich hierzu konnte CV_{RMSE} durch Stratifizierung bei der Verwitterung um 0,482 reduziert werden. Dazwischen liegen die Fehlerreduktionen der Stoffaustrags- (CV_{RMSE} = 0,270) und Vorratsmodelle (CV_{RMSE} = 0,244).

Tab. 10.5: Wie Tab. 10.3, aber Kennziffern zur Regionalisierung der Deposition.

Stratum	Globale Modelle		Straten-Modelle		Differenz	
	R^2	CV_{RMSE}	R^2	CV_{RMSE}	R^2	CV_{RMSE}
1	0,733	0,199	0,805	0,140	0,072	-0,059
2	0,679	0,160	0,685	0,154	0,006	-0,006
3	0,690	0,195	0,826	0,158	0,136	-0,036
4	0,540	0,188	0,635	0,168	0,094	-0,020
6|7	0,650	0,193	0,821	0,129	0,172	-0,064
8	0,584	0,171	0,672	0,159	0,088	-0,012
9	0,623	0,188	0,756	0,163	0,132	-0,025
Mittelwert	**0,643**	**0,185**	**0,743**	**0,153**	**0,100**	**-0,032**

Tab. 10.6: Wie Tab. 10.3, aber Kennziffern zur Regionalisierung der Vorräte.

Stratum	Globale Modelle		Straten-Modelle		Differenz	
	R^2	CV_{RMSE}	R^2	CV_{RMSE}	R^2	CV_{RMSE}
1	0,238	0,796	0,516	0,682	0,278	-0,114
2	0,458	0,825	0,569	0,778	0,111	-0,047
3	0,409	1,166	0,534	1,073	0,125	-0,093
4	0,496	1,041	0,604	0,924	0,107	-0,117
6|7	0,356	1,701	0,757	1,007	0,401	-0,694
8	0,414	0,934	0,658	0,755	0,244	-0,179
9	0,245	1,217	0,663	0,752	0,419	-0,464
Mittelwert	**0,374**	**1,097**	**0,614**	**0,853**	**0,241**	**-0,244**

Das Ausmaß der Unterschiede zwischen globalen und stratifizierten Modellen variiert zwischen den einzelnen Straten ganz erheblich, mit Ausnahme der Depositionsmodelle: das R^2 der stratifizierten Modelle weicht nur zwischen 0,006 und 0,172 von den globalen Modellen ab. Bei den Vorratsmodellen ergaben sich die höchsten Zunahmen durch Stratifizierung in Stratum S9 (Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton und Schluffschiefern, R^2 = 0,419) und S6|7 (Altmoräne u. Jungmoräne im Nordd. Tiefland, R^2 = 0,401), die geringsten in S2 (Bergländer auf Kalk, R^2 = 0,111) und S4 (Berg-/Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sand-, Schluff-, Ton- und Mergelgesteinen, R^2 = 0,107). Bei den Austragsmodellen fallen S1 (Alpenvorland/nördliche Kalkalpen) mit verhältnismäßig geringen Unterschieden (R^2 = 0,091) und S9 mit großen Unterschieden (R^2 = 0,420) auf, während bei den übrigen Straten die R^2-Differenzen zwischen 0,243 und 0,286 variieren. S1 wird auch bei der Regionalisierung der Verwitterung schon beim globalen Modell überdurchschnittlich vorhergesagt (R^2 = 0,649), ebenso bei S4 und S8 (R^2 = 0,454 bzw. 0,528), sodass in diesen Straten die zusätzliche Varianzerklärung durch Stratifizierung bei unter 10 % liegt. Bei den übrigen 4 Straten, bei denen das mittlere R^2 im globalen Ansatz (Verwitterung) nur 0,101 bis 0,175 beträgt, liegt das mittlere R^2 der Straten-Modelle um 0,349 bis 0,520 höher.

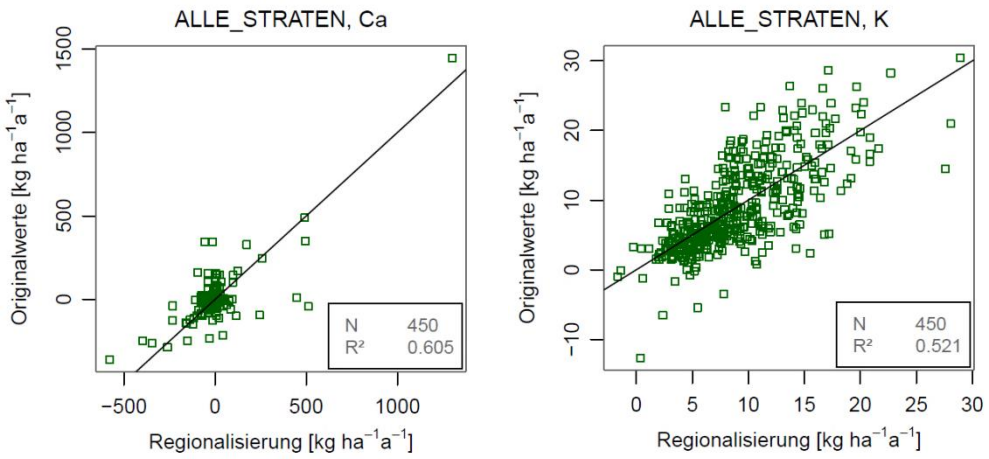


Abb. 10.3: Streudiagramme regionalisierter Ca^{2+}-Bilanzen (links) und K^+-Bilanzen (rechts) vs. Originalwerte (y-Achse) im gesamtdeutschen Validierungsdatensatz; die regionalisierten Werte wurden aus den Prognosewerten der regionalisierten Bilanzglieder (Verwitterung + Deposition – Austrag) der Straten-Modelle berechnet; durchgezogene Linie: 1:1-Linie.

Aus den Vorhersagen der Straten-Modelle zu den Bilanz-Teilgliedern lassen sich die Bilanzen für den Validierungsdatensatz berechnen (bodenbezogene Bilanz = Verwitterung + Deposition – Austrag), um die Prognosefehler für die regionalisierten bodenbezogenen Bilanzen abschätzen zu können (Tab. 10.7). Für Ca^{2+} und Mg^{2+} sind die Bilanz-Schätzfehler (RMSE) der Straten-Modelle, bezogen auf den gesamtdeutschen Validierungsdatensatz, hoch (RMSE = 62,5 kg ha^{-1} a^{-1} und RMSE = 23,2 kg ha^{-1} a^{-1}, Tab. 10.7), für K^+ hingegen verhältnismäßig niedrig (RMSE = 4,3 kg ha^{-1} a^{-1}). Während für Ca^{2+} und Mg^{2+} der Schätzfehler ein Vielfaches der Bilanz-Mittelwerte im Validierungsdatensatz beträgt (CV_{RMSE} = 39,3 bzw. CV_{RMSE} = 23,1), liegt dieses Verhältnis für K^+ bei nur 0,49. In den Streudiagrammen der Prognose- und Originalwerte, in Abb. 10.3 beispielhaft für Ca^{2+} und K^+ dargestellt, fällt bei K^+ eine verhältnismäßig gleichmäßige Verteilung der Punktewolke entlang der 1:1-Linie auf, während bei Ca^{2+} und Mg^{2+} die Datenkollektive von Extremwerten dominiert werden. Entsprechend unterschiedlich fällt das Schätzfehler-Niveau im Vergleich der K^+- vs. Ca^{2+}-/Mg^{2+}-Bilanzen aus. Hierbei stellen die Modellregionen mit hohem Anteil an kalkführenden Böden, Stratum S1 (Alpenvorland/nördliche Kalkalpen), S2 (Bergländer auf Kalk) und S8 (Lösshügelländer, überregionale Flusslandschaften; Tab. 10.7), Regionen mit besonders großen Unsicherheiten bei der Prognose bodenbezogener Ca^{2+}- und Mg^{2+}-Bilanzen dar. Stratum S3 (kristalline Mittelgebirge) ist dagegen eine Modellregion, in der die Schätzfehler bei gleichzeitig zufriedenstellendem R^2 (> 0,5) besonders niedrig sind (Ca^{2+} = 10 kg ha^{-1} a^{-1}, Mg^{2+} = 6,8 kg ha^{-1} a^{-1}). Während bei K^+ nur wenige Bilanzen (und wenn dann nur in geringem Maße) negativ sind, treten bei Ca^{2+} (und ähnlich auch bei Mg^{2+}) negative Bilanzen häufig auf (Abb. 10.3): Im BZE-Datensatz sind 39,8 % der Ca^{2+}-Bodenbilanzen (Originalwerte) negativ, bei Mg^{2+} sind es 35,9 % und bei K^+ nur 2,2 %.

Tab. 10.7: Kennziffern (OBS = Stichprobenumfang, R^2 = Bestimmtheitsmaß, RMSE = Schätzfehler [kg ha^{-1} a^{-1}]) zur Prognosegüte der bodenbezogenen Bilanzen (Verwitterung + Deposition - Austrag) im Validierungsdatensatz; Berechnung auf Basis der Prognosewerte der regionalisierten Bilanz-Teilglieder der Straten-Modelle.

Stratum	OBS	Ca^{2+}-Bilanz		Mg^{2+}-Bilanz		K^+-Bilanz	
		R^2	RMSE	R^2	RMSE	R^2	RMSE
1	63	0,733	118,580	0,640	35,193	0,665	3,990
2	44	0,679	111,700	0,015	38,815	0,509	4,726
3	79	0,690	10,000	0,527	6,809	0,523	4,125
4	126	0,540	25,631	0,226	8,932	0,344	5,213
6|7	46	0,650	7,775	0,587	1,992	0,800	1,546
8	31	0,584	36,587	0,339	4,168	0,382	4,604
9	61	0,623	12,438	0,387	6,041	0,475	3,736
Alle Straten	**450**	**0,605**	**62,514**	**0,447**	**23,164**	**0,521**	**4,313**

10.3.2 Modellanwendung auf den BWI-Datensatz

Nachdem die Regressionsmodelle der Bilanzen bzw. deren Teilglieder sowie die Bodenvorräte für Ca^{2+}, Mg^{2+} und K^+ für den BZE-Datensatz angepasst worden waren, wurden im zweiten Auswertungsschritt diese Modelle auf den BWI-Datensatz angewandt und das Ergebnis im GIS visuell überprüft. Abb. 10.4 zeigt das Ergebnis beispielhaft für die Mg^{2+}-Vorräte und -Bilanzen für Gesamtdeutschland.

In dieser Art der Überblicksdarstellung werden wesentliche räumliche Trends sichtbar und ggf. grobe Abweichungen zum Original-Datensatz aufgedeckt. In den Bilanzkarten (Abb. 10.4, oben) zeigen braune und gelbe Punkte BZE- bzw. BWI-Punkte mit negativen Mg^{2+}-Bilanzen, grüne und blaue Punkte positive Mg^{2+}-Bilanzen. Die räumlichen Muster der Mg^{2+}-Bilanzen entsprechen weitestgehend denen der Ca^{2+}-Bilanzen (hier nicht dargestellt). Negative Bilanzen fallen v.a. in den Straten S1 (Alpenvorland/nördliche Kalkalpen), S3 (Kristalline Mittelgebirge) und S9 (Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton und Schluffschiefern) auf. Die Größenordnung kritischer negativer Bilanzen im BWI-Datensatz entspricht etwa den Verhältnissen der Originalwerte im BZE-Datensatz: 39,7 % (BZE: 39,8 %) der Ca^{2+}-, 32,1 % (BZE: 35,9 %) der Mg^{2+}- und 0,7 % (BZE: 2,2 %) der K^+-Bodenbilanzen sind negativ. Abweichungen lassen sich mit den unterschiedlichen Gebietsabdeckungen der BZE- und BWI-Bilanzen erklären. Während bei den BWI-Traktecken die Waldfläche gleichmäßig abgedeckt wird, sind bei den Bundesländern Sachsen, Thüringen, Brandenburg, Berlin, Schleswig-Holstein, Hamburg und Bremen große räumliche Lücken der BZE-Bilanzen auffällig (Abb. 10.4, oben). Denn für diese Flächen konnten keine Stoffflüsse für die BZE-Daten abgeleitet werden.

Unter Umständen werden negative Bodenbilanzen über längere Zeit (mehrere Umtriebszeiten) durch hohe Nährstoffvorräte ausgeglichen. Daher wurden auch die pflanzenverfügbaren Ca^{2+}-/Mg^{2+}-/K^+-Vorräte regionalisiert, um dieses Potential mit den Bodenbilanzen vergleichen zu können (Abb. 10.4, unten).

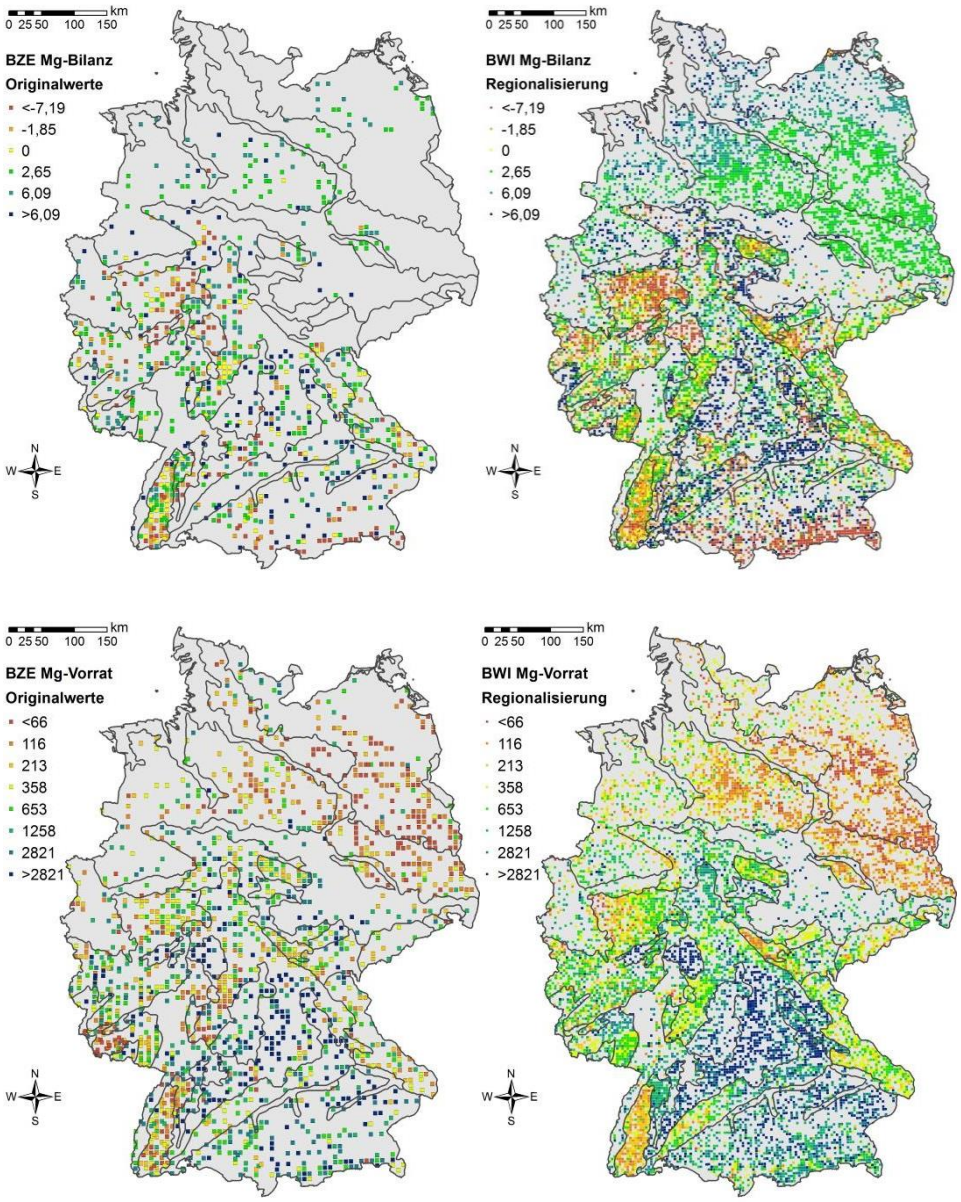


Abb. 10.4: Räumliche Verteilung der Messwerte der Mg^{2+}-Bilanzen (oben) und -Vorräte (unten) im BZE-Datensatz (links) und deren Regionalisierungen im BWI-Datensatz (rechts); die schwarzen Linien entsprechen den Gebietsabgrenzungen der Straten (Abb. 10.1); Bilanzen in kg ha^{-1} a^{-1}, Vorräte in kg ha^{-1}.

Bei der Berechnung der Bodenbilanzen, die Grundlage der Regionalisierungen waren, können sich durch Karbonatverwitterung teilweise stark positive oder stark negative Bodenbilanzen ergeben. Grund hierfür sind hohe Unsicherheiten in der Karbonatverwitterung und

im Ca^{2+}- und Mg^{2+}-Austrag im Sickerwasser zusammen mit DIC (dissolved inorganic carbon, vgl. Kapitel 8). Um diese Unsicherheiten räumlich eingrenzen zu können, wäre eine genauere Information, an welchen Traktecken der BWI tatsächlich Kalk vorkommt, sehr nützlich. An den BWI-Karbonatstandorten könnte dann z.B. von ausgeglichenen Bilanzen für Ca^{2+} und Mg^{2+} ausgegangen werden. Daher wurde in Ergänzung der Regionalisierungsmodelle für Vorräte und Bodenbilanzen ein binäres Klassifikationsmodell zur Einschätzung von Karbonatstandorten an den BWI-Punkten erstellt. Bezogen auf den Validierungsdatensatz und einen für den Kappa-Index optimierten Cutpoint (= 0,44) ergaben sich folgende Modell-Performance-Werte: ein AUC-Wert (area under curve) von 0,927, eine Sensitivität von 73,5 %, eine Spezifität von 95,6 %, eine Gesamttrefferquote von 91,4 % und ein Kappa-Index von 0,713. Das Cragg and Uhler's pseudo−R^2 lag bei 0,61.

Werden (a) die bodenbezogenen Bilanzen über 1000 Jahre (10 Umtriebszeiten) vs. die regionalisierten Vorräte und (b) die Lage der Karbonatstandorte (Abb. 10.5) berücksichtigt, verbleiben rund 1/3 der BWI-Punkte, die schon ohne Ernteentzüge nicht "nachhaltig" sind.

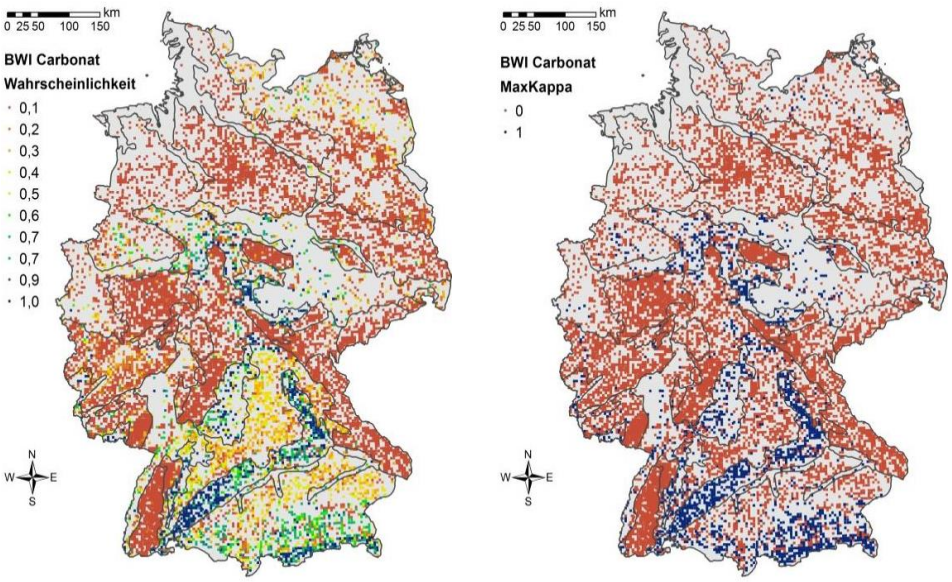


Abb. 10.5: Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten von Karbonatstandorten (links) und davon abgeleitete binäre Klassifikation (0: kein Karbonatstandort, 1: Karbonatstandort) auf der Basis einer Cutpoint-Optimierung nach maximalen Kappa-Werten.

10.4 Diskussion und Bewertung

Ein wichtiger Gesichtspunkt bei der Regionalisierung der bodenbezogenen Bilanzen war die Verwendung eines Stratifikationsansatzes. Bei der Regionalisierung von Umweltvariablen besteht das grundsätzliche Problem, dass das in der Realität existierende vielschichtige Wirkungsgefüge zwischen Umwelt- und Zielvariablen durch eine meist stark vereinfachen-

de Modellabbildung ersetzt wird, von der man annimmt, dass es zumindest die unbedingt notwendigen, (prä)dominanten Parameter zur Punkt-Flächenübertragung enthält. Aus der Vielzahl an potenziell verfügbaren Hilfsvariablen wurden diese in einer explorativen, schrittweisen Variablenselektion mithilfe einer unabhängigen Validierungsdatenquelle als Referenz ausgewählt, was sowohl das Risiko eines Auslassens relevanter unabhängiger Variablen (Underfitting) als auch einer Aufnahme von irrelevanten unabhängigen Variablen (Overfitting) eingrenzte. Es wurden nur solche Hilfsvariablen ausgewählt, die auch im Validierungsdatensatz Bestand hatten, d.h. dort zu einer Absenkung des Prognosefehlers (MSE) führten. So wurde im Regressionsmodell aber nur eine mehr oder weniger stark begrenzte Anzahl Kovariablen berücksichtigt, welche die Haupteffekte innerhalb der gewählten Datenquelle und deren implizite Skalierung berücksichtigten. Eigenschaften unterrepräsentierter Gebietsausschnitte werden i.d.R. nicht berücksichtigt (Schoorl & Veldkamp 2006, Zirlewagen et al. 2007, Zirlewagen & von Wilpert 2010). Auf kleinmaßstäblicher Skala, wenn Daten von Gesamtdeutschland zur Modellanpassung bei der Vorhersage von Bodeneigenschaften verwendet wurden, führte dies dazu, dass unterrepräsentierte Bodenregionen und deren besondere Gebietseigenschaften von Regionalisierungsmodellen nicht bedacht werden konnten. Modelle mit guten Performance-Kennziffern auf globaler Skala offenbarten daher ihre Schwächen auf regionaler Skala. So konnten auf der Skala der Stratenregionen mit den stratenspezifischen, regionalen Regressionsmodellen ein rund 25 % höherer Anteil der Messwertvarianz der Bodenmodelle (Verwitterung, Sickerwasseraustrag und Vorrat) erklärt werden als mit den globalen Modellen. Nur bei der Zielgrößengruppe Deposition war dieser Anteil mit 10 % deutlich niedriger. Gleichzeitig lag das absolute Niveau der Bestimmtheitsmaße der globalen Modelle im Mittel der Straten deutlich höher (R^2 = 0,64 vs. R^2 = 0,29–0,37, Tab. 10.3 bis Tab. 10.6).

Dies hängt damit zusammen, dass bei der Deposition regional differenzierende Einflüsse (vom Waldbau abgesehen) eine weit geringere Rolle spielen als bei den bodenbürtigen Zielgrößengruppen Verwitterung, Sickerwasseraustrag und Vorrat, bei denen Einflüsse von Geologie, Bodenbildung, Topographie, Vegetation und anthropogene Effekte (z.B. durch Meliorationskalkung und Waldbau) zu enormer klein-räumlicher und regionaler Variabilität führen können. Nur durch den Stratifizierungsansatz konnte bei den Zielgrößengruppen Verwitterung, Austrag und Vorrat auch auf regionaler Ebene eine Prognoseperformance erreicht werden, die über die einer deutschlandweiten Übersichtsdarstellung hinausging. Eine Verwendung von Regressionsbaumverfahren hätte in diesem Zusammenhang keinen prinzipiellen Unterschied bedeutet. Der testweise alternative Einsatz dieser Modelle führte zu keiner besseren Prognosegüte auf regionaler Skala.

Die in der Studie angepassten Modelle kommen deutlich an ihre Grenzen, sollen kleinregionale bis lokale räumliche Unterschiede dargestellt werden. Hier wären weitaus höhere Stichprobendichten und dann wahrscheinlich auch differenzierendere regionale Anpassungen notwendig. In den östlichen Bundesländern war die Datenbasis für die Regionalisierung der Stoffaustrags- und bodenbezogenen Bilanzdaten sehr lückig (Abb. 10.2), sodass die Prognosefehler der Bodenbilanzen in diesen Landschaftsausschnitten eher höher als berechnet sein dürften. Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass Kalkungsinformationen nur für die BWI-Traktecken der Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern, Niedersachsen,

Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt und Hessen (EnNa-„Kerngebiet“) vorlagen. Bei allen anderen Ländern wurden, wo Kalkungsinformationen in den Regionalisierungsmodellen als Prädiktoren parametrisiert wurden, die Regionalisierungswerte an den BWI-Punkten als Kalkungs-„Null“-Varianten berechnet (Prognosen als wenn nicht gekalkt worden wäre). Betroffen davon waren folgende Straten-Modelle: S1 (Ca^{2+}-Vorrat, Mg^{2+}-Vorrat, K^{+}-Austrag), S3 (K^{+}-Vorrat, Ca^{2+}-Austrag), S4 (Mg^{2+}-Vorrat, K^{+}-Austrag), S8 (Ca^{2+}-Vorrat) und S9 (K^{+}-Austrag). Das heißt, problematische negative Bilanzen bei Ca^{2+} und Mg^{2+} werden an den BWI-Punkten nur in S3 (Kristalline Mittelgebirge) und nur für Ca^{2+} von der Modellparametrisierung hinsichtlich des Kalkungseinflusses tangiert. Sonst betrifft es in S1, S4 und S9 den K^{+}-Austrag. Die K^{+}-Bilanzen sind aber grundsätzlich deutlich weniger problematisch hinsichtlich des Auftretens negativer Werte. Fehlende Kalkungsinformationen an BWI-Punkten sind für die Regionalisierung bodenbezogener Bilanzen also v.a. innerhalb Stratum S3 in den Bundesländern außerhalb des EnNa-„Kerngebietes“ problematisch.

10.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die von der Holzernte nicht beeinflussbaren Nährelementflüsse Deposition, Mineralverwitterung und Sickerwasseraustrag, die für die BZE-II-Punkte berechnet worden waren, wurden mit Regionalisierungsmodellen auf die Traktecken der Bundeswaldinventur (BWI) für Gesamtdeutschland übertragen. Die Regressionsmodelle wiesen eine gute Modellperformance auf, die bedingt durch den verwendeten Stratifizierungsansatz auch noch auf der Ebene von Großregionen zu überzeugenden räumlichen Differenzierungen mit brauchbaren Gütekriterien führten. Nur im Bereich der Deposition ließen sich gute Prognoseergebnisse auf regionaler Skala schon mit dem globalen, auf dem gesamtdeutschen Datensatz beruhenden Modellansatz erzielen. Für Darstellungen von Mineralverwitterung und Sickerwasseraustrag auf kleinregionaler bis lokaler Skala wären zusätzliche Daten zur Anpassung der Regionalisierungsmodelle notwendig. Vor allem im Bereich der östlichen Bundesländer fehlten großflächig Daten für die Anpassung der Stoffaustrags-Regionalisierungsmodelle. Für die BWI-Traktecken wurden zwar auch hier regionalisierte Bodenbilanzen bereitgestellt, deren Prognosefehler dürften aber höher als mit dem Validierungsdatensatz berechnet sein. Außerhalb des EnNa-„Kerngebiets“ fehlten Kalkungsinformationen für die BWI-Traktecken. Zukünftig sollte die Information, ob gekalkt worden ist, und wenn, zu welchem Zeitpunkt und in welchem Umfang, für alle BWI-Traktecken vollständig digital vorliegen, um eine systematisch verfälschte Bodenbilanzberechnung an den BWI-Traktecken außerhalb des EnNa-„Kerngebiets“ zu vermeiden.

10.6 Literaturverzeichnis

BGR. 2014. Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BUEK1000). Hannover.

Elith, J., J. R. Leathwick, T. Hastie. 2008. A working guide to boosted regression trees. Journal of Animal Ecology 77 (4): 802-813. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x

Freund, Y., R. E. Schapire. 1995. A desicion-theoretic generalization of on-line learning and an application to boosting. Journal of Computer and System Sciences 55 (1): 119-139. http://dx.doi.org/10.1007/3-540-59119-2_166

Friedman, J. H. 2001. Greedy Function Approximation: A Gradient Boosting Machine. The Annals of Statistics 29 (5): 1189-1232.

Miller, D. M. 1984. Reducing transformation bias in curve fitting. The American Statistician 38 (2): 124-126. http://dx.doi.org/10.1080/00031305.1984.10483180

R Development Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, https://www.R-project.org

Schaap, M., R. Wichink Kruit, S. Banzhaf, T. Scheuschner, C. Hendriks, R. Kranenburg, A. Segers, P. Builtjes. 2015. Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009. Project No. (FKZ) 3712 63 240-1, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Schoorl, J. M., A. Veldkamp. 2006. Multiscale soil-landscape process modeling. In: Environmental soil-landscape modeling: geographic information technologies and pedometrics. Herausgegeben von S. Grunwald. Boca Raton: CRC PRESS/T&F. 417-435.

Zirlewagen, D., K. von Wilpert. 2010. Upscaling of environmental information: support of land-use management decisions by spatio-temporal regionalization approaches. Environmental Management 46 (6): 878-893. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-010-9468-4

Zirlewagen, D., G. Raben, M. Weise. 2007. Zoning of forest health conditions based on a set of soil, topographic and vegetation parameters. Forest Ecology and Management 248 (1-2): 43-55. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.038

11 Unsicherheitsanalysen zur Nährstoffbilanzierung auf Umweltmessnetzen

Bernd Ahrends[1], Christian Vonderach[2], Wendelin Weis[3] & Klaus von Wilpert[4]

[1]*Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle*

[2]*Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Biometrie und Informatik*

[3]*Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abt. Boden und Klima*

[4]*Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Boden und Umwelt*

11.1 Einleitung und Problemstellung

Die aktuellen Herausforderungen des Klimawandels mit den Vorgaben des Übereinkommens auf der UN-Klimakonferenz in Paris (< 2°C Erwärmung) setzen einen noch stärkeren Fokus auf die intensivierte Biomassenutzung zur Energiegewinnung, um die CO_2-Emissionen zu reduzieren (Achat 2015, Stupak et al. 2007). Bei Wäldern kommt hierbei der Biomasse, die nicht in der konventionellen Holzproduktion enthalten ist (Äste, Kronen, kleine Bäume), eine große Bedeutung als Rohstofflieferant zu (Paré & Thiffault 2016, Thiffault et al. 2011). Da ein hoher Anteil der oberirdisch gespeicherten Nährstoffvorräte an Calcium, Magnesium und Kalium in der Krone und den Ästen der Bäume zu finden ist (Paré & Thiffault 2016, Pretzsch et al. 2014), stellt eine zunehmende Nutzung von Holzkompartimenten aus Wäldern steigende Ansprüche an die Nährstoffausstattung und -versorgung der Waldböden dar. Doch nicht nur die Nährstoffentzüge mit der Biomasseernte sondern auch Langzeitfolgen der hohen atmosphärischen Schwefeleinträge aus den 80ern und 90ern des vergangenen Jahrhunderts sowie die anhaltend hohen Stickstoffeinträge stellen nach wie vor eine erhebliche Belastung des Nährstoffhaushaltes von Waldökosystemen dar (Meesenburg et al. 2016, Wellbrock et al. 2016, Müller et al. 2016). Auf ungünstigen Standorten können Nährstoffentzüge und Sickerwasseraustäge unter Umständen nicht mehr durch Deposition und Verwitterung ausgeglichen werden. Die Literaturstudie von Achat et al. (2015) hat gezeigt, dass hohe Nährstoffverluste Konsequenzen für Waldökosysteme haben. Die meisten Studien ergaben, dass es kurz- und mittelfristig (bis zu 33 Jahre nach der Nutzung) zu einer Reduzierung des Baumwachstums von 3–7 % kommt, insbesondere, wenn Kronenbiomasse inklusive Laub exportiert wird. Auch der Review von Thiffault et al. (2011) weist auf mittelfristige Wachstumsreduktionen in intensiv genutzten Beständen hin. Die langfristigen Effekte sind jedoch weitgehend unbekannt (Zetterberg et al. 2014). Entsprechend erfordert die Entwicklung von Nutzungsstrategien zunächst eine Einschätzung der Nährstoffsituation des jeweiligen Standortes. Ein vielfach verwendetes Instrument zur standörtlichen Bewertung ist die Berechnung von Nährstoffbilanzen (Block & Meiwes 2013, Stupak & Raulund-Rasmussen 2016, Weis et al. 2016). Ein

Faktor, der dabei häufig außer Acht gelassen wird, sind die großen Unsicherheiten (Paré & Thiffault 2016), die sich aus den Modellfehlern der einzelnen Bilanzglieder (vgl. Deposition: Schaap et al. 2015; Verwitterung: Kolka et al. 1996; Sickerwasseraustäge: Sverdrup et al. 2006; Nährstoffentzüge: Ahrends et al. 2012a) ergeben. Diese Unsicherheiten werden bei der Durchführung einer Nährstoffbilanzierung an einzelnen Punkten von Umweltmessnetzen (z.B. Bodenzustandserhebung (BZE), Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF), Bundeswaldinventur (BWI)) zusätzlich durch Unschärfen in den Eingangsdaten der Modelle (z.B. durch Regionalisierungen, Ableitung durch weitere Modelle) vergrößert. Auch wenn die jeweiligen Bilanzgrößen mit den jeweils aktuellsten und vermeintlich genauesten Methoden und/oder Modellen ermittelten werden, besteht dennoch das Problem, dass sich die Unsicherheiten aus den jeweiligen Eingangsdaten, Methoden und Regionalisierungsverfahren entlang einer Kaskade akkumulieren können (Schneider 1983, Reyer 2013). Entsprechend fordern auch Yanai et al. (2010) Bilanzierungen des Nährstoffhaushaltes standardmäßig mit Unsicherheitsanalysen zu ergänzen, um nicht zuletzt auch Aussagen über die Signifikanz der beschriebenen Ergebnisse treffen zu können. Ziel der im Rahmen dieses Projekts durchgeführten Unsicherheitsanalyse ist dementsprechend, die Unsicherheiten von berechneten Nährstoffbilanzen auf Punkten von Umweltmessnetzen mit unterschiedlicher Datenverfügbarkeit zu betrachten. Untersucht werden hierbei die Inventurpunkte der BZE II und die Traktecken der BWI, an denen notwendige Bodeninformationen, wie Nährstoffvorräte oder ganze Bilanzglieder, regionalisiert werden müssen.

11.2 Material und Methoden

11.2.1 Unsicherheitsanalysen mit der Monte-Carlo-Methode

Das Monte-Carlo-Verfahren ist die am meisten verwendete Technik für Unsicherheitsanalysen, da es keine strengen Anforderungen an die exakte Formulierung der Fehler-Funktion hat und daher sehr einfach zu implementieren sowie allgemeingültig anwendbar ist (Li & Wu 2006). Entsprechend findet die Methode auch bei forstwissenschaftlichen Fragenstellen häufig Verwendung (de-Miguel et al. 2014, Barkman et al. 1995). Im vorliegenden Fall erfolgt eine wiederholte Berechnung der Nährstoffbilanz nach der jeweiligen Bilanzgleichung (nutzungsfreie Stoffbilanz, Stoffbilanz). Hierbei wird der Modellvorhersage für die einzelnen Bilanzglieder, oder Untergleichungen zu deren Berechnung (z.B. Sickerwasseraustrag, Nährelemententzüge), wiederholt ein Fehlerwert hinzuaddiert, der zufällig aus seiner bekannten (oder angenommenen) Wahrscheinlichkeitsverteilung ausgewählt wird. Nach tausendfachem Anwenden dieses Schritts und der Berechnung der Bilanzgleichung kann aus den realisierten Vorhersagen die Wahrscheinlichkeit des Gesamtfehlers abgeleitet werden. Die Methode kann nach Li & Wu (2006) wie folgt beschrieben werden. Für ein Modell Φ von beliebiger Komplexität erfolgt die Berechnung des Ergebnisses nach:

$$Z_i = \Phi(X_i, Y_i) \tag{11.1}$$

wobei X und Y normalverteilte Zufallsvariablen sind und X_i und Y_i Stichproben aus diesen Normalverteilungen darstellen. Mit der wiederholten Ziehung von Zufallszahlen aus diesen

Normalverteilungen der Größe N und der Anwendung des Modells Φ können entsprechende Output-Statistiken (Mittelwert, Standardabweichung, Quantile, usw.) berechnet werden. Andere theoretische Verteilungen (z.B. lognormal, uniform) können neben der Normalverteilung ebenfalls verwendet werden. Zu beachten ist hierbei jedoch, dass für X und Y angenommen wird, dass sie unabhängig voneinander sind und Kovarianzen nicht direkt berücksichtigt werden (Jönsson et al. 1995). Yanai et al. (2010) empfehlen jedoch bei der Zufallsgenerierung der Parameter, jede Kovarianzstruktur in ihren gemeinsamen Wahrscheinlichkeitsverteilungen zu berücksichtigen.

11.2.2 Versuchsdesign

Die Unsicherheitsanalyse wurde hinsichtlich der Elemente Calcium und Magnesium auf die karbonatfreien Standorte beschränkt, da auf Karbonatstandorten für diese Elemente die Bilanzen sehr unsicher sind, aber von einer ausreichenden Ca^{2+}- und Mg^{2+}-Versorgung ausgegangen werden kann (vgl. Kapitel 8).

Tab. 11.1: Eingangsdaten und Unsicherheitsbereiche der Bilanzgrößen als Grundlage für die Monte-Carlo-Simulationen der nutzungsfreien Bodenbilanzen auf den BZE-Punkten. DEP: Deposition; VER: Verwitterungsrate; SIC: Sickerwasserkonzentration; SIF: Sickerwasserfluss; VOR: Bodenvorrat; mod.: Modelliert. RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler, Mittel μ: Mittelwert am Standort, STW: Standardabweichung.

Parameter	Einheit	Mittel μ	Min	STW [%]	RMSE	Kapitel
DEP_{Ca}	kg ha^{-1} a^{-1}	modelliert	0,001	-	2,68	7
DEP_{Mg}	kg ha^{-1} a^{-1}	modelliert	0,001	-	0,43	7
DEP_{K}	kg ha^{-1} a^{-1}	modelliert	0,001	-	1,54	7
VER_{Ca}	kg ha^{-1} a^{-1}	mod. mit Standortsdaten	0,001	23,3	-	6
VER_{Mg}	kg ha^{-1} a^{-1}	mod. mit Standortsdaten	0,001	23,3	-	6
VER_{K}	kg ha^{-1} a^{-1}	mod. mit Standortsdaten	0,001	23,3	-	6
SIC_{Ca}	$mmol_c$ l^{-1}	mod. mit Standortsdaten	0,001	53,9	-	8
SIC_{Mg}	$mmol_c$ l^{-1}	mod. mit Standortsdaten	0,001	57,5	-	8
SIC_{K}	$mmol_c$ l^{-1}	mod. mit Standortsdaten	0,001	97,1	-	8
SIF	mm	mod. mit Standortsdaten	0,001	8,3	-	4
VOR_{Ca}	0,001 kg ha^{-1}	gemessen	0,001	50,0	-	11
VOR_{Mg}	0,001 kg ha^{-1}	gemessen	0,001	50,0	-	11
VOR_{K}	0,001 kg ha^{-1}	gemessen	0,001	50,0	-	11

Zunächst wurden für die einzelnen Bilanzgrößen im Statistikprogramm R Korrelationsanalysen mit der Funktion rcorr() aus dem Paket „*Hmisc*“ (Harrell Jr 2013) durchgeführt, um mögliche Kovarianzstrukturen der Parameter in ihren Wahrscheinlichkeitsverteilungen zu erkennen und gegebenenfalls zu berücksichtigen. Für die Korrelationsanalyse wurden die Korrelationskoeffizienten nach Spearman berechnet (r_{Spear}), da insbesondere die Bilanzgrößen für Ca^{2+} und Mg^{2+} nicht normalverteilt waren (Sachs 1999). Berücksichtigt wurden nur signifikante Korrelationen ($p \leq 5$ %). Sofern nicht-signifikante Zusammenhänge vorlagen, wurden die Korrelationskoeffizienten bei den weiteren Auswertungen auf null gesetzt. Die Variation der Parameter unter Berücksichtigung der Kovarianz wurde mit der Funktion rmvnorm() aus dem R-Paket „*splus2R*“ (Constantine et al. 2013) erzeugt. Hierfür sind neben Angaben zur Korrelation auch Mittelwerte und Standardabweichungen für die jeweils

untersuchten Parameter sowie Standorte und/oder Modellregionen notwendig. Eine Zusammenstellung dieser Werte (die Mittelwerte sind standortspezifisch und können entsprechend nicht in der Tabelle dargestellt werden) inklusive der Datenquellen liefert Tab. 11.1 für die BZE-Punkte. Tab. 11.2 enthält die Kenngrößen der Unsicherheiten der Regionalisierungsmodelle (vgl. Kapitel 10) für die BWI-Traktecken.

Tab. 11.2: Variationskoeffizient (auf Basis RMSE der Validierung) der regionalisierten Bilanzglieder für die einzelnen Straten und das Globalmodell als Grundlage für die Monte-Carlo Simulationen der Bodenbilanzen auf den BWI-Traktecken (Quelle: Kapitel 10). REGIO: Regionalisierungsmodell; S1: Alpenvorland/nördliche Kalkalpen, S2: Bergländer auf Kalk, S3: Kristalline Mittelgebirge, S4: Berg-/Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sand-, Schluff-, Ton- und Mergelgesteinen, S6: Altmoräne Nordd. Tiefland, S7: Jungmoräne Nordd. Tiefland, S8: Lösshügelländer, überregionale Flusslandschaften (Küstenregionen), S9: Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton und Schluffschiefern, X: Globalmodell, *: Globalmodell verwendet (vgl. Kapitel 10).

Räumliche	Sickerwasseraustrag			Verwitterungsrate			Bodenvorrat		
Ebene	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^{+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^{+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^{+}
REGIO_S1	87,9*	125,7*	80,5*	321,8*	89,2*	55,8*	72,7*	80,1*	51,9*
REGIO_S2	57,3	106,9	76,8	109,8	153,8	50,8	57,7	127,3	48,6
REGIO_S3	77,5	83,3	79,1	90,7	87,2	55,8*	139,9	126,8	55,1
REGIO_S4	103,8	105,8	69,7	321,8*	132,8	54,5	110	107,1	60,2
REGIO_S6	80,8	95,8	107,6	107,5	73,4	78,6	117,9	127,6	56,6
REGIO_S7	102,9	96,8	105,1	321,8*	75,9	65	71,6	103,2	51,7
REGIO_S8	80,6	76,1	81,3	47,8	47,9	51,1	89,1	86,5	50,1
REGIO_S9	119,2	125,7*	95	321,8*	261	65	112,2	65	136,8
REGIO_X	87,9	125,7	80,5	321,8	89,2	55,8	72,7	80,1	51,9

Auch hier wird der relative Quadratwurzelfehler (RMSE) als Indikator für die (unbeobachtete) Standardabweichung verwendet, da die Modelle mit logarithmierten Daten gefittet wurden. Liegen nur Angaben zum maximalen Fehlerbereich (z.B. ± 25 % für die Sickerwassermenge) vor, wurde die prozentuale Standardabweichung σ wie folgt ermittelt (für die Normalverteilung gilt, dass 99,7 % der Werte im Bereich $\pm 3 \cdot \sigma$ liegen):

$$\sigma = (FEHLER)/3 \ [\%] \qquad (11.2)$$

Abb. 11.1 zeigt bespielhaft die Verteilung der zufällig ausgewählten Werte für den BZE-Punkt mit der BFH-Nummer 30016 und die Bilanzgrößen Deposition, Verwitterung, Sickerwasserkonzentration, Sickerwasserrate und Bodenvorrat von Calcium. Da die Funktion rmvnorm() keine Möglichkeit bietet, trunkierte Parameterspannweiten abzubilden, aber negative Bilanzgrößen unplausibel sind (vgl. Abb. 11.1), wurden zunächst für jeden Standort der Umweltmessnetze (BZE, BWI) 50.000 Simulationen durchgeführt. Aus diesem Datensatz wurden alle Simulationen verwendet, für die die Bilanzgrößen Werte ≥ 0,001 erreichten. Abschließend wurde aus dieser Teilmenge eine Zufallsstichprobe (n = 10000, vgl. de Miguel et al. 2014, Metropolis & Ulam 1949) mit der Funktion sample() ohne Zurücklegen erzeugt. Ein solcher Stichprobenumfang ermöglicht die notwendige Reproduzierbarkeit der erzielten Ergebnisse (Jönsson et al. 1995).

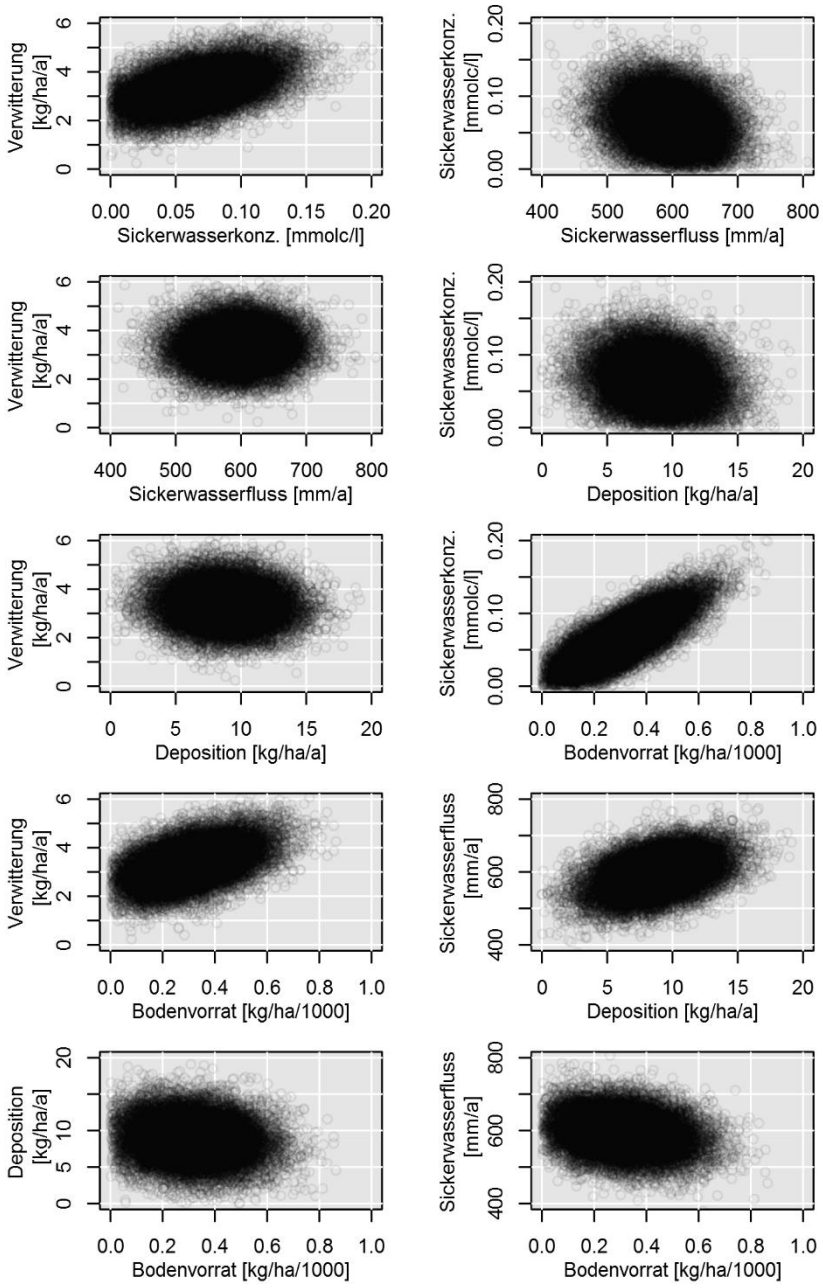


Abb. 11.1: Beispiel für per Zufallsauswahl variierte Eingangsdaten der Calciumbilanz unter Berücksichtigung der Kovarianz für den BZE-Punkt 30016.

Mit Ausnahme der Deposition und der Entzüge mit der Biomassenutzung enthalten die berechneten Bilanzen auf den BWI-Standorten sowohl einen Regionalisierungs- als auch einen methodischen (modellbedingten) Fehler. Am Beispiel der Verwitterungsraten (VER) wird dargestellt, wie die Berechnung des i-ten Bilanzwertes innerhalb der Monte-Carlo-

Simulationen (VER_i^{MC}) auf Basis des regionalisierten, standortsbezogenen Bilanzwertes VER_{STA}, des Regionalisierungsfehlers ($VER_{i,\ REG}^{MC} - VER_{STA}$) sowie des methodischen Fehlers ($VER_{i,\ MET}^{MC} - VER_{STA}$) durchgeführt wird. Die Terme $VER_{i,\ REG}^{MC}$ und $VER_{i,\ MET}^{MC}$ sind die während der Monte-Carlo Simulation aus der entsprechenden Verteilung des Regionalisierungs- bzw. Schätzmodells gezogenen Simulationswerte für die Verwitterungsrate. Damit wird die Verteilung der simulierten Verwitterungsraten folgendermaßen erzeugt:

$$VER_i^{MC} = VER_{STA} + (VER_{i,REG}^{MC} - VER_{STA}) + (VER_{i,MET}^{MC} - VER_{STA}) \quad (11.3)$$

Im Zuge der Unsicherheitsbetrachtungen wurden MC-Simulationen für die folgenden Bilanzgleichungen auf den jeweiligen Umweltmessnetzen durchgeführt:

BZE:

$$NFB_X = DEP_X + VER_X - (SWC_X \cdot SWF/100) \quad (11.4)$$

$$NFBV_X = DEP_X + VER_X - (SWC_X \cdot SWF/100) + VOR_X \quad (11.5)$$

BWI:

$$NFB_X = DEP_X + VER_X - SWA_X \quad (11.6)$$

$$NFBV_X = DEP_X + VER_X - SWA_X + VOR_X \quad (11.7)$$

$$BIL_X = DEP_X + VER_X - SWA_X - NUT_X \quad (11.8)$$

$$BILV_X = DEP_X + VER_X - SWA_X - NUT_X + VOR_X \quad (11.9)$$

$$BILVK_X = DEP_X + VER_X - SWA_X - NUT_X + VOR_X + KALK_X \quad (11.10)$$

mit: *NFB*: nutzungsfreie Stoffbilanz [kg ha^{-1} a^{-1}], *NFBV*: nutzungsfreie Stoffbilanz mit Bodenvorräten (vgl. Kapitel 7) [kg ha^{-1} a^{-1}], *BIL*: Nährstoffbilanz [kg ha^{-1} a^{-1}], *BILV*: Nährstoffbilanz mit Bodenvorräten [kg ha^{-1} a^{-1}], *BILVK*: Nährstoffbilanz mit Bodenvorräten und Kalkung [kg ha^{-1} a^{-1}], *DEP*: Deposition [kg ha^{-1} a^{-1}], *VER*: Verwitterungsrate [kg ha^{-1} a^{-1}], *SWC*: Sickerwasserkonzentration [mg l^{-1}], *SWF*: Sickerwasserfluss [mm a^{-1}], *SWA*: Stoffaustrag mit dem Sickerwasser [kg ha^{-1} a^{-1}], *NUT*: Nutzungsentzüge [kg ha^{-1} a^{-1}], *VOR*: Bodenvorräte [kg ha^{-1} 0,001], *KALK*: theoretische Elementzufuhr bei einer Kalkung [kg ha^{-1} a^{-1}], *X*: Element (Calcium, Magnesium, Kalium).

Bei der jährlichen Elementzufuhr von Calcium und Magnesium im Rahmen einer einmaligen Bodenschutzkalkung von 3 Tonnen wurde eine Standardzusammensetzung (Ca^{2+}: 233 kg t^{-1}, Mg^{2+}: 93 kg t^{-1}; vgl. Ahrends et al. 2012b) unterstellt und diese Menge vereinfacht durch eine angenommene Umtriebszeit von 100 Jahren geteilt. Ausgeführt wurden die Simulationen für Calcium und Magnesium nur für die nicht karbonatführenden Standorte (vgl. Kapitel 9 & 10). Alle statistischen Berechnungen wurden mit dem Softwarepaket R (R Core Team, 2015) durchgeführt. Nach den Simulationen wurde aus den Wahrscheinlichkeitsdichten der 10.000 MC-Realisierungen das Signifikanzniveau für das Auftreten von negativen bzw. positiven Elementbilanzen ermittelt. Die Begriffe signifikant und schwach

signifikant sind mit Irrtumswahrscheinlichkeiten von $\alpha \leq 0{,}05$ und $0{,}05 < \alpha \leq 0{,}1$ definiert. Abb. 11.2 zeigt dieses Vorgehen exemplarisch für drei Situationen. In Beispiel B1 (rote Verteilungskurve) liegt der Bilanzwert im Bereich zwischen dem 90 %- und 95 %-Perzentil (rot hinterlegt), entsprechend ist die Bilanz für dieses Beispiel schwach signifikant negativ ($0{,}05 < \alpha \leq 0{,}10$) zu bewerten. Beispiel B2 weist zwar geringfügig mehr positive als negative Realisierungen auf, dies ist jedoch statistisch nicht signifikant (der Bereich zwischen dem 30 %- und 70 %-Perzentil ist farblich hinterlegt). Beispiel B3 zeigt eine Situation signifikant positiver ($0{,}05 < \alpha \leq 0{,}1$) Bilanzsimulationen. Hier wird der Wert Null mit über 95 % Sicherheit ausgeschlossen (das 5 %-Quantil der Verteilung ist blau hinterlegt). Die Ergebnisdarstellung erfolgte mit dem R-Paket „*maptools*“ (Bivand & Lewin-Koh 2013).

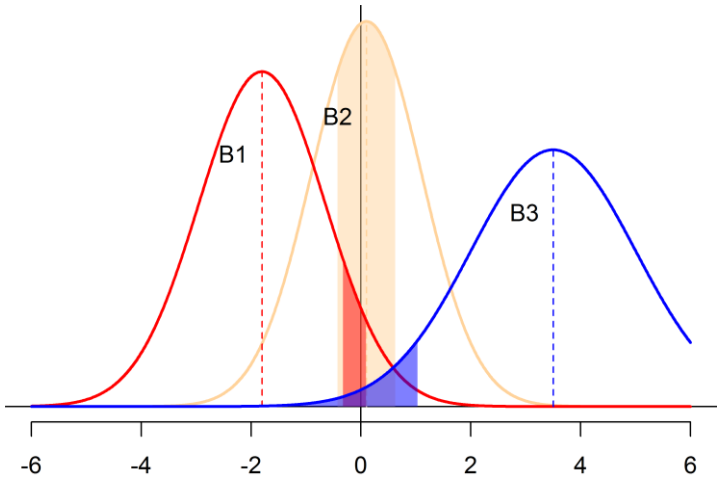


Abb. 11.2: Beispiele (B1 bis B3, siehe Text) für das Ableiten von Signifikanzniveaus von negativen bzw. positiven Elementbilanzen.

11.2.3 Eingangsdaten

In die Berechnung der nutzungsfreien Stoffbilanz, und darauf aufbauend der Nährstoffbilanz unter Berücksichtigung der Nutzung, sind viele verschiedene Modelle zur Anwendung gekommen. Die nutzungsfreie Stoffbilanz wird berechnet aus den Beiträgen der Verwitterung (Kapitel 4), Deposition (Kapitel 5) und des Sickerwasseraustrags (Kapitel 6), evtl. ergänzt um 0,1 % des modellierten Bodenvorrats (Kapitel 8).

Die Höhe der Nutzung, hier für das Szenario Real (hierbei wird das Derbholz mit Rinde abzüglich 10 % Ernteverluste und 50 % des Nichtderbholzes inkl. Nadeln zur Rückegassenarmierung bei einem angenommenen Re-Mobilisierungsverlust von 80 % berücksichtigt, vgl. Kapitel 12), wurde berechnet auf Basis der Modelle aus den Kapiteln 2 und 3. Die dort entwickelten Biomasse- und Nährelementmodelle gehen nicht explizit in die Monte-Carlo-Simulation ein, da die Berechnung der Nährelemententzüge auf Basis von Waldwachstumssimulationen, Biomassefunktionen und Nährelementgehalten sehr zeitaufwändig und über 10.000 Monte-Carlo-Iterationen nicht umsetzbar ist. Stattdessen wurde für jede BWI-Traktecke der entsprechende Nährelemententzug und unter Berücksichtigung der

Fehlerfortpflanzung der Fehler der Vorhersage berechnet. Dabei wurden nur die Fehler der in diesem Projekt entwickelten Modelle berücksichtigt. Weitere Elemente wie der Modellfehler des Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodells (WEHAM) bei der Prognose der zukünftigen Entwicklung des Waldes und des Schaftkurvenprogramms BDAT zur Ermittlung von Derbholz-Sortimentsanteilen, sowie Unsicherheiten in den Eingangsdaten für die Vorhersage der Nährelementgehalte (regionalisierte Standortsinformationen: maximale Basensättigung und Stickstoff-Deposition) wurden ignoriert. Der zeitliche Bedarf für die wiederholte Auswertung dieser Modelle (Fortschreibung des BHD-Höhen-Wachstums, unter Umständen Änderung des ausscheidenden Kollektivs und der Sortenzusammensetzung, Re-Evaluation der Nährelementfunktionen mit variierenden Prädiktoren) steht in keinem angemessenen Verhältnis zum erwartenden Genauigkeitsgewinn. Zudem ist die Fehlerhöhe des Biomasse- und Nährelemententzugs deutlich kleiner als die Unsicherheiten der weiteren Bodenbilanzterme (siehe Tab. 11.1 bis Tab. 11.3).

Viele der benötigten Fehlerangaben konnten direkt aus den Modellvalidierungen in den jeweiligen Kapiteln abgeleitet werden. Unter der Annahme, dass die Fehler bei den statistischen Modellen normalverteilt sind, wurde der RMSE (mittlerer Quadratwurzelfehler) vereinfacht mit der Standardabweichung gleichgesetzt. Für Modelle mit heteroskedastischen Fehlern (Biomassemodelle und log-Modelle der Regionalisierung) wurde der Variationskoeffizient auf Basis des RMSE, d.h. der relative RMSE, berechnet als RMSE/E(Y) (E: Erwartungswert), verwendet. In Tab. 11.1 sind die verwendeten Standardabweichungen bzw. die aus den entsprechenden Modellen stammenden RMSE sowie die Datenquelle für die Modelle der Bilanzglieder aufgelistet.

Bei einigen Parametern wurde für eine grobe Abschätzung auf Angaben aus der Literatur zurückgegriffen. Für in Böden gemessene Elementvorräte werden häufig Angaben zu Variationskoeffizienten (VK) zwischen 30–70 % gemacht (Penne et al. 2010, Böttcher & Springob 2001, Dinca et al. 2012). Eine Unsicherheit in einer vergleichbaren Größenordnung ergibt sich auch bei der Betrachtung von Einzelkomponenten der Vorratsberechnung. Hinsichtlich der Laboranalysen wird von Höhle et al. (2016) ein Fehler von 10 % angegeben. Nach Barkman & Alveteg (2001) kann für die Trockenrohdichte ein Fehler von 25 % angenommen werden. Beim Skelettgehalt kann von noch erheblich größeren Unsicherheiten aufgrund der Schwierigkeiten bei der Schätzung (Wolff & Riek 2006) und der hohen kleinräumlichen Variabilität des Skelettgehaltes ausgegangen werden (Ahrends et al. 2016). Entsprechend wurde ein VK von 50 % angenommen (vgl. Tab. 11.1).

Tab. 11.3: Ermittelte Fehler der Nährelententzüge durch Nutzung in den einzelnen Modellregionen nach Elementen getrennt. STW: Standardabweichung; mCV: Mittelwert des Variationskoeffizienten sowie die 5 %-, 50 %- und 95 %-Quantile des Variationskoeffizienten; TM: geschätzte Biomassenutzung.

Modellregion	Element	STW [kg]	mCV [%]	CV.05 [%]	CV.50 [%]	CV.95 [%]
Alpenvorland/nördl.Kalkalpen	Ca^{2+}	0,54	6,05	3,01	5,26	12,12
	K^{+}	0,26	7,59	3,51	6,60	15,02
	Mg^{2+}	0,08	7,86	3,53	6,72	15,98
	TM	156,88	3,68	1,81	3,19	7,44
Bergländer auf Kalk	Ca^{2+}	0,63	6,77	3,27	6,01	12,62
	K^{+}	0,31	7,84	3,75	7,02	14,61
	Mg^{2+}	0,11	9,67	4,05	8,58	19,01
	TM	164,17	4,33	1,97	3,80	8,30
Kristalline Mittelgebirge	Ca^{2+}	0,46	6,83	3,55	6,02	12,87
	K^{+}	0,23	7,44	3,69	6,75	13,44
	Mg^{2+}	0,08	8,11	3,57	6,87	16,49
	TM	143,51	3,78	1,86	3,27	7,49
Hügelländer (mit hohem Anteil nichtmetamorpher Gesteine)	Ca^{2+}	0,52	7,42	3,47	6,51	14,43
	K^{+}	0,25	7,73	3,72	6,90	14,29
	Mg^{2+}	0,09	9,42	4,11	8,22	18,35
	TM	147,82	4,21	1,95	3,63	8,29
Altmoräne, Nordd. Tiefland	Ca^{2+}	0,36	7,30	3,17	6,36	14,36
	K^{+}	0,17	7,64	3,38	6,72	15,01
	Mg^{2+}	0,06	9,62	3,90	8,05	20,40
	TM	107,12	3,99	1,74	3,47	7,97
Jungmoräne, Nordd. Tiefland	Ca^{2+}	0,36	6,18	2,74	5,45	12,39
	K^{+}	0,18	6,41	3,02	5,76	12,18
	Mg^{2+}	0,07	8,33	3,67	7,40	16,48
	TM	108,55	3,64	1,60	3,24	7,21
Löss/Fluss/Küste	Ca^{2+}	0,63	8,06	3,56	7,08	15,87
	K^{+}	0,28	7,82	3,51	6,99	15,11
	Mg^{2+}	0,09	10,95	4,51	9,41	22,63
	TM	147,62	4,63	1,99	4,09	9,08
Hügelländer (T/U)	Ca^{2+}	0,51	7,93	3,62	6,89	15,94
	K^{+}	0,25	7,87	3,68	6,96	14,78
	Mg^{2+}	0,08	9,25	3,83	7,68	19,45
	TM	149,01	4,37	1,97	3,74	8,81

Für die Berücksichtigung der Nährelententzüge wurden die aggregierten Trakteckenergebnisse in die Monte-Carlo-Simulation gespeist. Wie geschrieben, wurde dafür eine Fehlerrechnung an jeder Traktecke durchgeführt. Dazu wurden die Varianzen (quadrierter RMSE bzw. aus Variationskoeffizient abgeleitete Fehlergröße) der einzelnen Modelle entsprechend der Rechenregeln für Varianzen zusammengefasst. Die hier relevanten Rechenregeln, die für unabhängige Zufallsgrößen gelten, sind:

$$VAR(XY) = \mathrm{VAR(X)} \cdot \mathrm{E(Y)}^2 + \mathrm{VAR(Y)} \cdot \mathrm{E(X)}^2 + \mathrm{VAR(X)} \cdot \mathrm{VAR(Y)} \quad (11.11)$$

$$VAR(aX) = a^2 \cdot VAR(X) \quad (11.12)$$

$$VAR(X+Y) = VAR(X) + VAR(Y) \quad (11.13)$$

mit *VAR* = Varianz, *E* = Erwartungswert, *a* = Skalierungsfaktor, *X* und *Y* = korrelierte Zufallsvariablen. Die Varianzen zweier Produkte wurden nach Goodman (1960) dargestellt

und gelten für die Gesamtpopulation. Der letzte Summand wird für eine Stichprobe subtraktiv verknüpft; im Sinne einer konservativen Betrachtung und im Kontext der approximativen Berechnung der Fehler wird dennoch die additive Version genutzt.

Insbesondere aus den letzten beiden Regeln lässt sich die Varianz von Mittelwerten berechnen. Für die Berechnung der Nährelemententzüge an den Traktecken wurde die Biomasse der einzelnen Kompartimente jeden Baumes der Traktecke berechnet (vgl. Kapitel 2), mit den standortsabhängig modellierten Nährelementgehalten (vgl. Kapitel 3) multipliziert, in Holzsortimente zerlegt, Ernteverluste und Verbleibsorte zugewiesen und die erntefähigen Teile entsprechend dem gewählten Szenario über alle Bäume aufsummiert. Dieses Ergebnis wurde auf einen Hektar hochgerechnet und auf den Zeitraum eines Jahres heruntergebrochen. Tab. 11.3 weist damit gemittelte Größen der Standardabweichung, des Variationskoeffizienten (CV, basierend auf dem RMSE) sowie die 5 %-, 50 %- (Median) und 95 %-Quantile des Variationskoeffizienten über alle Traktecken einer Modellregion, stratifiziert nach den berücksichtigten Elementen, auf. Zusätzlich werden diese Kenngrößen für den geschätzten Biomasseentzug (Element TM) angegeben.

11.3 Ergebnisse

11.3.1 Korrelationen

Tab. 11.4 und Tab. 11.5 zeigen, dass zwischen fast allen Gliedern der Nährstoffbilanz signifikante Beziehungen vorlagen. Entsprechend sollte eine Berücksichtigung der Kovarianzstruktur bei den Monte-Carlo-Simulationen erfolgen.

Für Calcium und Magnesium zeigten die Bodenvorräte hohe positive Korrelationskoeffizienten zur Sickerwasserkonzentration, den Sickerwasserausträgen und den Verwitterungsraten. Beim Kalium lagen vergleichbar hohe Korrelationen nur zwischen den Bodenvorräten und den Verwitterungsraten sowie dem Sickerwasserfluss und den Sickerwasserausträgen vor. Die Korrelationskoeffizienten auf den BWI-Traktecken fielen aufgrund der Regionalisierung erwartungsgemäß etwas niedriger aus. Die auf den BZE-Punkten vorliegenden Zusammenhänge wurden jedoch nach wie vor durch straffe Beziehungen abgebildet.

11.3.2 Monte-Carlo-Simulationen

11.3.2.1 BZE-Standorte

Abb. 11.3 zeigt die Unsicherheitsbereiche der nutzungsfreien Bodenbilanzen von Calcium, Magnesium und Kalium für die Inventurpunkte der BZE II. Für Calcium ergaben die Monte-Carlo-Simulationen, dass trotz der hohen Unsicherheiten bei der Nährstoffbilanzierung insbesondere die gedrängt auftretenden negativen Calciumbilanzen in Teilen des Spessarts und im Sauerland schwach signifikant ausfielen. Entsprechendes konnte für diese Regionen auch hinsichtlich des Magnesiums belegt werden. Bei letztgenanntem Element zeigten sich jedoch auch gehäuft auftretende schwach signifikante, negative Bilanzen in Teilen des

Schwarzwaldes und den ostbayerischen Mittelgebirgen. Signifikant positive, nutzungsfreie Elementbilanzen ergaben sich dagegen für viele Standorte des Norddeutschen Tieflandes.

Tab. 11.4: Korrelationskoeffizienten (rSpear) zwischen einzelnen Bilanzgliedern der Nährstoffbilanzen an BZE-Punkten. n.s.: nicht signifikant; Korrelationen > 0,5 sind hervorgehoben (fett und kursiv); DEP: Deposition; SIC: Sickerwasserkonzentration; SWA: Sickerwasseraustrag; VER: Verwitterungsrate; SWF: Sickerwasserfluss; VOR: Bodenvorrat.

Ca^{2+}	**DEP**	**SIC**	**SWA**	**VER**	**SWF**	**VOR**
DEP	1	-0,19	0,1	-0,09	0,42	-0,16
SIC	-0,19	1	***0,69***	0,49	-0-25	***0,81***
SWA	0,1	***0,69***	1	0,43	0,48	***0,53***
VER	-0,09	0,49	0,43	1	n.s.	***0,51***
SWF	0,42	-0,25	0,48	n.s.	1	-0,25
VOR	-0,16	***0,81***	***0,53***	***0,51***	-0,25	1
Mg^{2+}	**DEP**	**SIC**	**SWA**	**VER**	**SWF**	**VOR**
DEP	1	-0,31	n.s.	-0,16	0,29	-0,28
SIC	-0,31	1	***0,66***	***0,55***	-0,09	***0,77***
SWA	n.s.	***0,66***	1	0,48	***0,54***	***0,53***
VER	-0,16	***0,55***	0,48	1	n.s.	***0,65***
SWF	0,29	-0,09	***0,54***	n.s.	1	-0,17
VOR	-0,28	***0,77***	***0,53***	***0,65***	-0,17	1
K^{+}	**DEP**	**SIC**	**SWA**	**VER**	**SWF**	**VOR**
DEP	1	n.s.	0,3	-0,16	0,36	-0,25
SIC	n.s.	1	0,48	n.s.	-0,1	n.s.
SWA	0,3	0,48	1	0,12	***0,77***	-0,16
VER	-0,16	n.s.	0,12	1	0,14	***0,68***
SWF	0,36	-0,1	***0,77***	0,14	1	-0,22
VOR	-0,25	n.s.	-0,16	***0,68***	-0,22	1

Tab. 11.5: Korrelationskoeffizienten (r_{Spear}) zwischen einzelnen Bilanzgliedern der Nährstoffbilanz für die BWI-Traktecken. n.s.: nicht signifikant; Korrelationen > 0,5 sind hervorgehoben (fett und kursiv); DEP: Deposition; SIC: Sickerwasserkonzentration; SWA: Sickerwasseraustrag; VER: Verwitterungsrate; NUT: Nutzungsentzüge; VOR: Bodenvorrat.

Ca^{2+}	**DEP**	**SWA**	**VER**	**NUT**	**VOR**
DEP	1	0,18	0,10	0,06	-0,11
SWA	0,18	1	***0,61***	0,34	***0,56***
VER	0,10	***0,61***	1	0,31	***0,67***
NUT	0,06	0,34	0,31	1	0,29
VOR	-0,11	***0,56***	***0,67***	0,29	1
Mg^{2+}	**DEP**	**SWA**	**VER**	**NUT**	**VOR**
DEP	1	-0,17	-0,3	n.s.	-0,42
SWA	-0,17	1	***0,6***	0,13	***0,59***
VER	-0,3	***0,6***	1	0,15	***0,67***
NUT	n.s.	0,13	0,15	1	0,11
VOR	-0,42	***0,59***	***0,67***	0,11	1
K^{+}	**DEP**	**SWA**	**VER**	**NUT**	**VOR**
DEP	1	0,26	-0,11	-0,06	-0,29
SWA	0,26	1	0,21	0,18	0,11
VER	-0,11	0,21	1	0,3	***0,64***
NUT	-0,06	0,18	0,3	1	0,28
VOR	-0,29	0,11	***0,64***	0,28	1

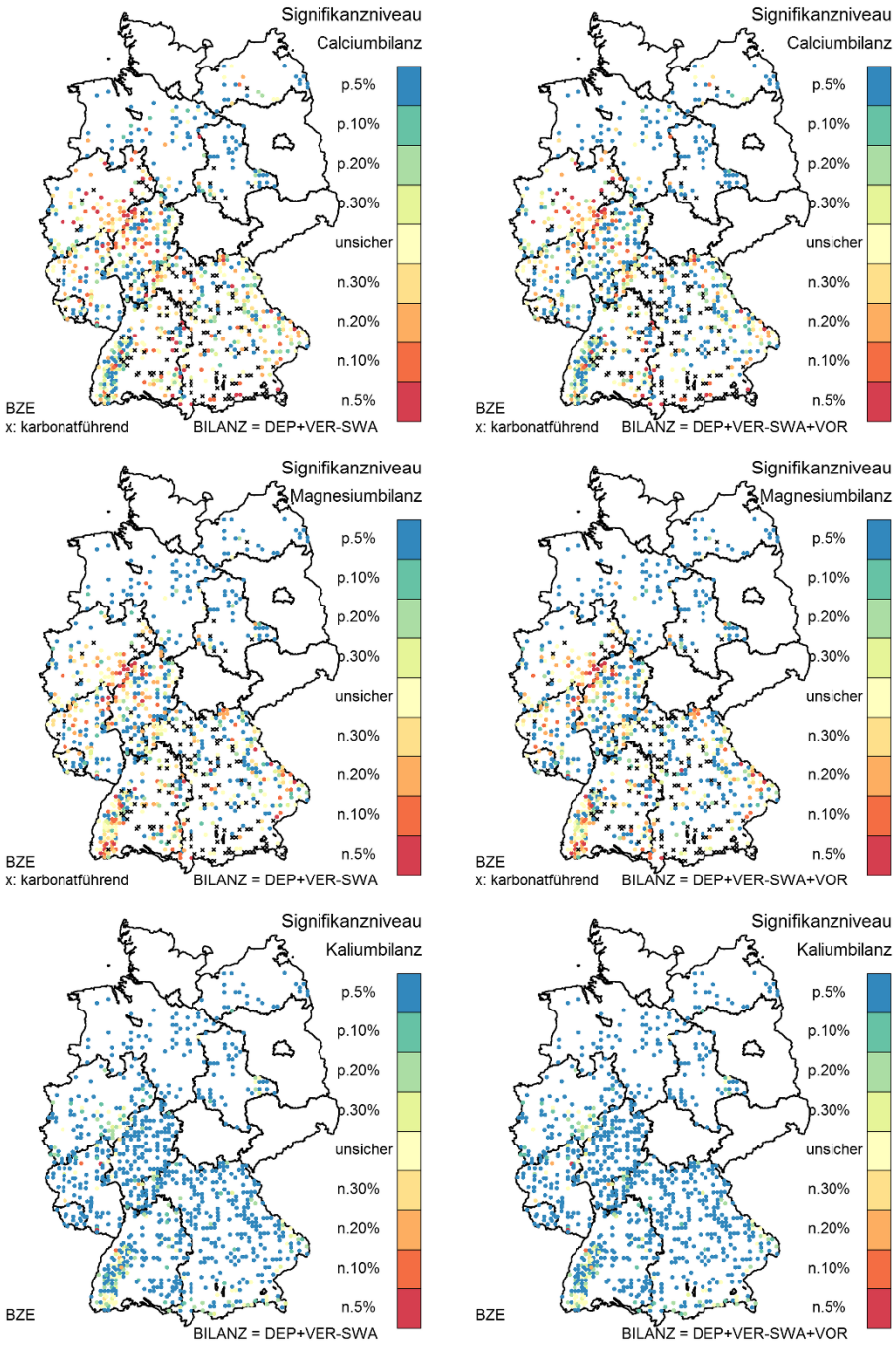


Abb. 11.3: Unsicherheitsbereiche der nutzungsfreien Bodenbilanzen für BZE-II-Punkte an denen vollständige Bilanzglieder verfügbar sind, ohne (links) und mit Berücksichtigung der Bodenvorräte (rechts). Für karbonatführende Standorte (schwarze x) wurden für Ca^{2+} und Mg^{2+} keine Unsicherheitsanalysen durchgeführt. p: positive; n: negative Bilanz.

Für Kalium wiesen die Bilanzen mit Ausnahme des Sauerlandes und des Schwarzwaldes überwiegend eine signifikant positive Ausrichtung auf. In den beiden genannten Naturräumen waren die Bilanzen jedoch nicht signifikant negativ, sondern eher als sehr unsicher anzusprechen. Der Vorhersagewert lag nahe null, wobei positive und negative Werte innerhalb der Wahrscheinlichkeitsdichte des Bilanzwertes nicht ausgeschlossen werden konnten. Die Einbeziehung der Bodenvorräte in die Bilanz (Abb. 11.3, rechts; vgl. Gleichung 11.9) hatte nur einen geringen Einfluss auf das Ergebnis der Betrachtungen. Die Ergebnisse der Tab. 11.5 zeigen, dass aufgrund der hohen Korrelationen zwischen den Verwitterungsraten und den Elementvorräten auf entsprechenden Standorten in der Regel ohnehin schon hohe Verwitterungsraten vorlagen, die die Stoffbilanz positiv beeinflussten.

11.3.2.2 BWI-Standorte

Nach der Regionalisierung der Bilanzglieder auf die BWI-Punkte mittels geostatistischer Verfahren konnten regionale Strukturen durch „Glättungseffekte“ leichter als naturräumliche/bodenkundliche Einheiten beschrieben werden, als bei alleiniger Verwendung der BZE-Punkte. Auf Grund der zusätzlichen Unsicherheit der Regionalisierung ergaben sich für die nutzungsfreien Stoffbilanzen aller betrachteten Elemente nur noch in Ausnahmefällen statistisch signifikante negative Bilanzen bei Irrtumswahrscheinlichkeiten kleiner 5 %.

Auf dem Signifikanzniveau von 10 % zeigten sich für Calcium schwach signifikante negative nutzungsfreie Bilanzen für das Sauerland, das nördliche hessische Schiefergebirge und den vorderen und südwestlichen Vogelsberg (Abb. 11.4). Bei Hinzunahme der Bodenvorräte für die Wuchsgebiete des Vogelsbergs (die in diesen Bereichen erheblich sind) wurde die Nährstoffbilanzierung sehr unsicher. Der Erwartungswert stieg von deutlich negativ in Richtung null, sodass die Wahrscheinlichkeitsdichte im etwa gleichen Maße positive und negative Werte einschloss. Da die Bodenvorräte mit anderen Größen der Nährstoffbilanz korrelieren (Sickerwasseraustrag, Verwitterung, vgl. Tab. 11.4 und Tab. 11.5), wiesen Regionen mit geringen Bodenvorräten (z.B. Sauerland) auch signifikantere negative Tendenzen auf und umgekehrt. Bei Magnesium ergaben sich ähnliche Zusammenhänge, allerdings wurden hier auch die Bilanzen im Schwarzwald signifikant negativ. Für Kalium lagen die Bilanzen ohne Berücksichtigung der Nährstoffentzüge durch Biomassennutzung für die meisten Traktecken der BWI signifikant im Positiven. Ausnahmen bildeten Punkte in den Kalkalpen, im Schwarzwald und im Sauerland, wo die Erwartung von positiven Bilanzen zunehmend unsicher wurde.

Die Hinzunahme der Nährstoffentzüge durch Nutzungen (vgl. Gleichung 11.8) zeigte eine deutliche Ausweitung der vorab beschriebenen Regionen hinsichtlich schwach signifikant negativer Bilanzen für Calcium und Magnesium. Dies galt insbesondere für weite Teile von Rheinland-Pfalz und Hessen. Aber auch in Landesteilen Niedersachsens und insbesondere in den Jungmoränenlandschaften in Mecklenburg-Vorpommern reduzierte sich für Calcium der Anteil an statistisch abgesichert positiven Elementbilanzen erheblich. Für Kalium führten die Nutzungsentzüge zu einer deutlichen Reduktion von signifikant positiven Bilanzen. Auch in den bayerischen Kalkalpen und der Schwäbischen Alp ergaben sich nach der Berücksichtigung der Nutzung häufiger schwach signifikant ($p \leq 10$ %) negative Nährstoff-

bilanzen. Für Brandenburg konnte zusätzlich eine deutliche Veränderung des Signifikanzniveaus bei Hinzunahme der Elementvorräte festgestellt werden, wohl auch weil langanhaltende Flugascheeinträge in dieser Großregion (Riek et al. 2012) hohe Bodenvorräte nach sich zogen.

In den Tab. 11.6 bis Tab. 11.8 sind die Ergebnisse der Stoffbilanzen inklusive Nährelemententzügen und Bodenvorräten als prozentuale Anteile der BWI-Traktecken für die jeweiligen Modellregionen (Straten) zusammengefasst. Karbonatführende Standorte wurden für Calcium und Magnesium nicht bei der Auswertung berücksichtigt. Dies ist insbesondere für die Interpretation der Ergebnisse der Straten S1 und S2 zu beachten, da diese Regionen einen hohen Anteil an Karbonatstandorten aufwiesen. Für Calcium ergab sich ein hoher Anteil von signifikanten und schwach signifikanten negativen Elementbilanzen insbesondere für die Modellregion der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton und Schluffschiefern (S9). An dieser Region nimmt das Sauerland einen hohen Flächenanteil ein. Auch die kristallinen Mittelgebirge zeigten ähnliche Tendenzen. Alle andere Calciumbilanzen hatten ihr Maximum entweder im unsicheren Bereich, oder tendierten zu positiven bis signifikant positiven ($p \leq 5$ %) Bilanzen. Für Magnesium lagen nur selten signifikant negative Bilanzen vor ($p \leq 5$ %). Die Region S9 zeigte auch bei Magnesium ein verstärktes Auftreten von schwach signifikant negativen Ergebnissen. Ebenfalls vergleichbar mit Calcium waren die Ergebnisse für die kristallinen Mittelgebirge. Dagegen wiesen die norddeutschen Moränengebiete tendenziell bis signifikant positive Bilanzen auf. In den Regionen S1–S4 und S8–S9 wurden tendenziell und zu kleineren Anteilen auch signifikant negative Magnesiumbilanzen immerhin an 2–20 % der BWI-Traktecken identifiziert, was im Sinn des Vorsorgeprinzips Maßnahmen zur Gegensteuerung nahelegt. Bei Kalium machten die schwach signifikant und signifikant negativen Bilanzen in keiner Modellregion mehr als 9 % der Traktecken aus. Tatsächlich wiesen über alle Modellregionen hinweg zwischen mehr als 30 % der Traktecken signifikant positive Bilanzen auf.

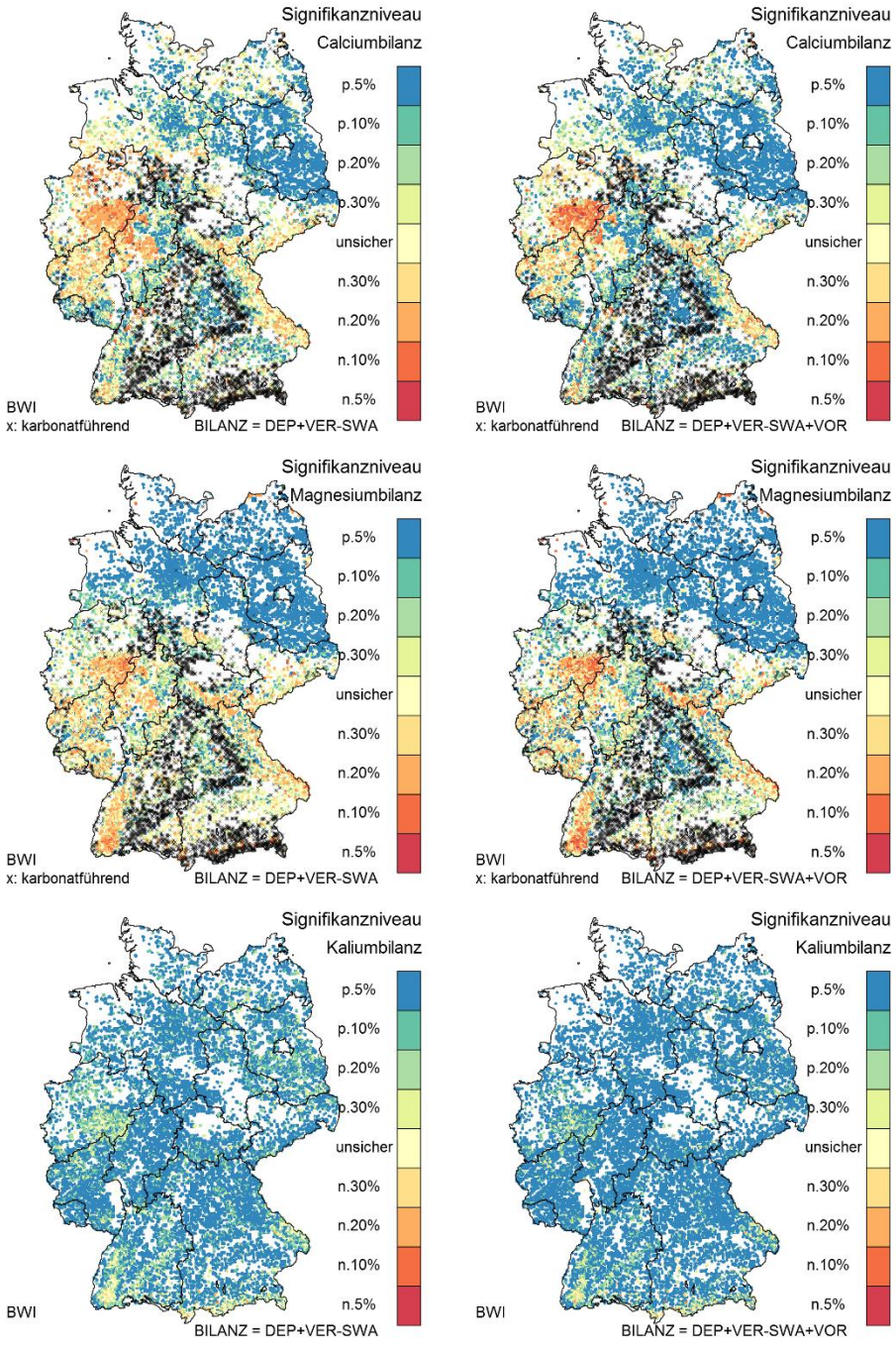


Abb. 11.4: Unsicherheitsbereiche der nutzungsfreien Nährstoffbilanzen an den BWI-Traktecken, ohne (links) und mit Berücksichtigung der Bodenvorräte (rechts). Für karbonatführende Standorte (schwarze x) wurden für Ca^{2+} und Mg^{2+} keine Unsicherheitsanalysen durchgeführt. p: positive; n: negative Bilanz.

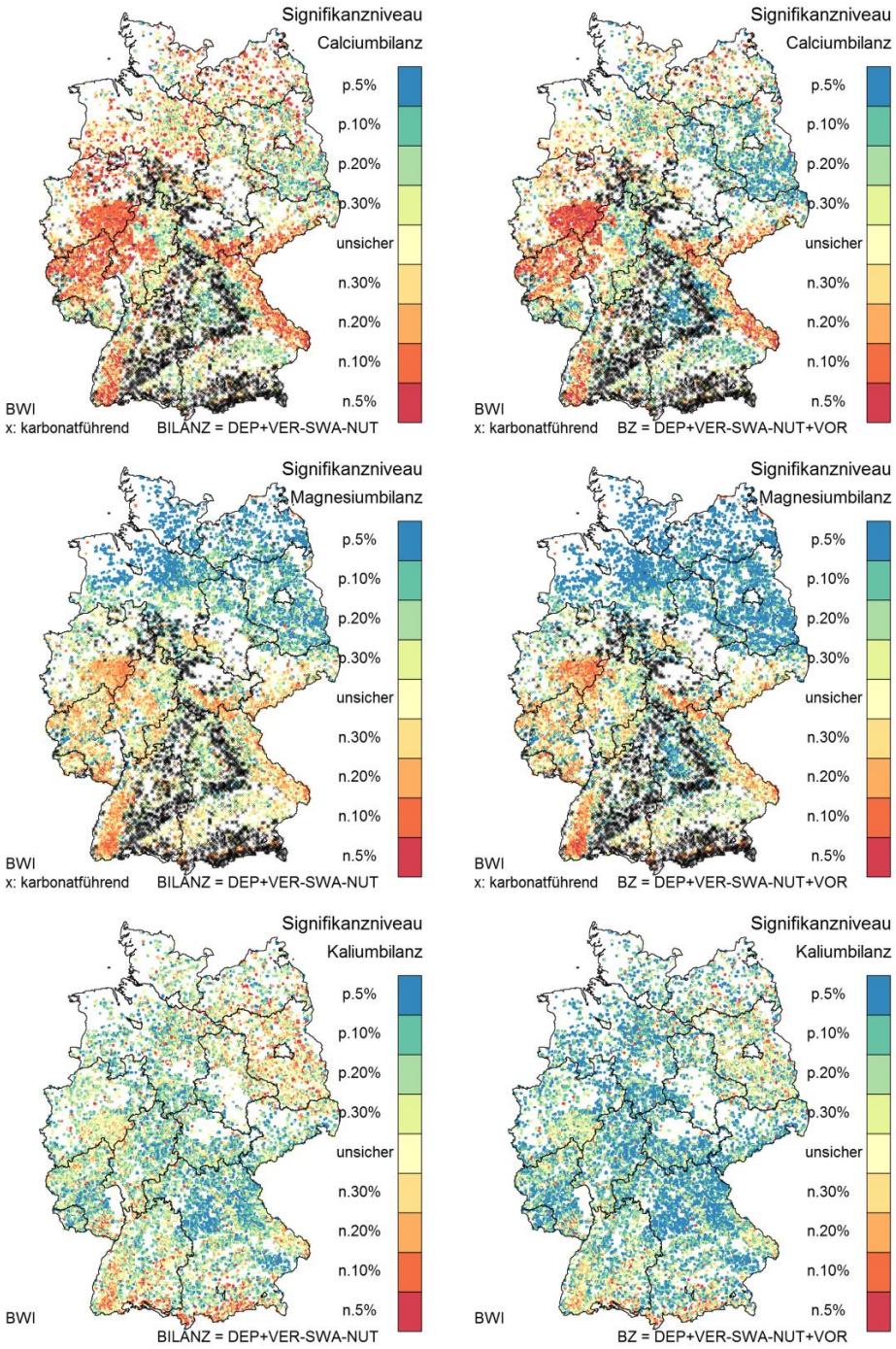


Abb. 11.5: Unsicherheitsbereiche der Stoffbilanzen inklusive Nährstoffentzügen durch Biomassenutzung an den BWI-Traktecken, ohne (links) und mit Berücksichtigung der Bodenvorräte (rechts). Für karbonatführende Standorte (schwarze x) wurden für Ca^{2+} und Mg^{2+} keine Unsicherheitsanalysen durchgeführt. p: positive; n: negative Bilanz.

Tab. 11.6: Einordnung der Calciumbilanz einschließlich Nutzung als prozentualer Anteil der BWI-Traktecken nach Signifikanzniveau (α in %) und Modellregion. Codierung der Modellregionen siehe Tab. 11.2. Prozentuale Anteile der Traktecken > 20 % sind hervorgehoben.

Modell-	Ca^{2+}-Bilanz negativ				unsicher	Ca^{2+}-Bilanz positiv			
region	< 5	5–10	10–20	20–30	← α →	20–30	10–20	5–10	< 5
1	0.1	2.7	5.6	4.4	26.6	13.8	21.3	14.7	10.8
2	5.6	8.5	8.1	6.4	21.1	7.1	11.1	10.9	21.2
3	13.3	14.0	19.5	13.2	28.6	4.8	3.4	2.0	1.2
4	0.9	1.6	4.2	4.2	23.9	11.4	18.5	14.2	21.1
6	4.2	2.5	6.2	5.2	24.1	9.4	13.8	12.5	22.1
7	5.7	2.8	5.1	4.2	23.1	9.5	13.3	12.4	23.9
8	1.2	6.4	8.9	6.7	25.4	10.2	16.5	10.9	13.9
9	33.0	28.6	18.1	6.0	9.4	1.6	1.6	0.8	0.8
alle	8.9	8.4	9.7	6.4	22.7	8.2	11.8	9.5	14.6

Tab. 11.7: Einordnung der Magnesiumbilanz einschließlich Nutzung als prozentualer Anteil der BWI-Traktecken nach Signifikanzniveau (α in %) und Modellregion. Codierung der Modellregionen siehe Tab. 11.2.

Modell-	Mg^{2+}-Bilanz negativ				unsicher	Mg^{2+}-Bilanz positiv			
region	< 5	5–10	10–20	20–30	← α →	20–30	10–20	5–10	< 5
1	1.3	5.6	9.8	7.5	37.4	12.1	16.7	6.7	2.9
2	0.3	1.8	4.2	4.5	17.9	6.7	14.0	19.1	31.5
3	3.8	14.4	19	11.4	28.8	7.5	7.0	3.7	4.2
4	1.0	3.3	8.2	6.6	28.9	10.1	14.6	10.7	16.6
6	0.1	0.0	0.2	0.6	6.0	4.1	11.8	15.0	62.2
7	0.1	0.0	0.1	0.2	2.1	2.5	7.5	9.9	77.4
8	0.3	4.4	8.7	7.3	26.0	7.9	12.4	9.8	23.1
9	1.6	20.8	27.4	11.7	21.1	2.7	3.8	2.6	8.2
alle	1.2	6.6	9.9	6.1	19.4	6.3	10.3	9.3	30.9

Tab. 11.8: Einordnung der Kaliumbilanz einschließlich Nutzung als prozentualer Anteil der BWI-Traktecken nach Signifikanzniveau (α in %) und Modellregion. Codierung der Modellregionen siehe Tab. 11.2.

Modell-	K^{+}-Bilanz negativ				unsicher	K^{+}-Bilanz positiv			
region	< 5	5–10	10–20	20–30	← α →	20–30	10–20	5–10	< 5
1	4.6	3.7	4.4	4.2	18.8	8.5	14.0	15.1	26.6
2	1.4	1.3	1.3	2.2	17.4	9.1	18.1	17.0	32.3
3	1.1	1.7	2.7	3.7	16.2	9.3	16.1	15.8	33.4
4	0.9	1.2	0.9	1.5	9.7	6.9	13.9	17.2	47.8
6	2.3	1.8	1.9	2.1	18.4	9.6	18.1	16.0	29.8
7	3.8	3.1	3.5	3.9	25.2	12.2	16.7	11.7	20.1
8	0.7	1.8	1.4	1.4	14.1	9.3	18.5	20.5	32.4
9	0.5	1.0	1.2	2.0	21.4	11.8	19.3	16.8	26.0
alle	1.8	1.8	2	2.5	17.1	9.4	16.7	16.2	32.5

Die Berücksichtigung einer einmaligen Bodenschutzkalkung mit 3 t ha^{-1} bei der Nährstoffbilanzierung führte zu einer deutlichen Reduzierung der Anzahl signifikant negativer Stoffbilanzen (Abb. 11.6).

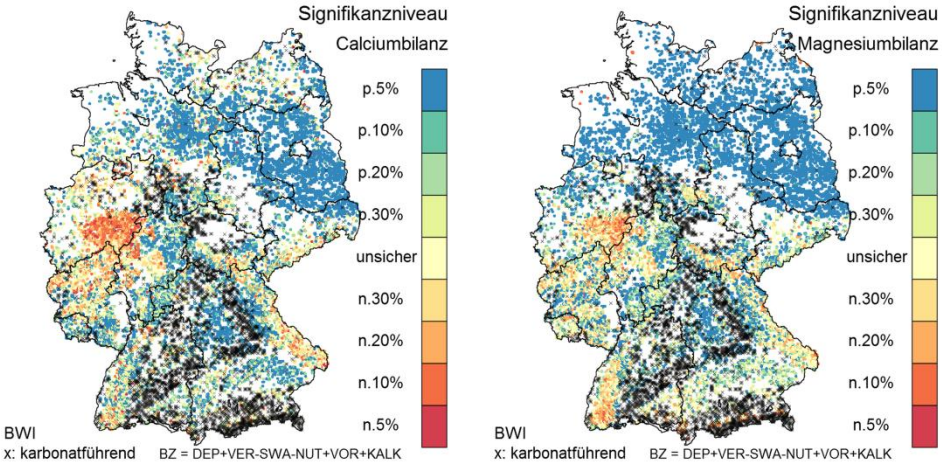


Abb. 11.6: Unsicherheitsbereiche der Stoffbilanzen für Calcium (links) und Magnesium (rechts) an den BWI-Punkten unter Berücksichtigung einer Bodenschutzkalkung. Für karbonatführende Standorte (schwarze x) wurden für Ca^{2+} und Mg^{2+} keine Unsicherheitsanalysen durchgeführt. p: positive; n: negative Bilanz.

11.4 Diskussion und Bewertung

11.4.1 Unsicherheitsbetrachtungen

Bei der Verwendung von Modellergebnissen zur Ableitung von waldbaulichen Bewirtschaftungsstrategien besteht die große Gefahr, dass politische oder forstliche Entscheidungsträger die Ergebnisse der Modelle als „absolut“ ansehen (Beckers et al. 2009). Daher ist es wichtig, auch die Unsicherheiten von Modellierungen abzuschätzen und diese an die Anwender weiter zu geben (Cartwright et al. 2016, Ivanovic & Freer 2009). Auf einer solchen Grundlage können verbesserte Entscheidungen getroffen werden und die Grenzen der Modellanwendung werden klarer aufgezeigt. Um Modellunsicherheiten darzustellen existieren zahlreiche Ansätze (Beven & Freer 2001, Li & Wu 2006, Zak et al. 1997). Im Rahmen dieser Studien wurde die Monte-Carlo-Methode verwendet, da sie sehr einfach in den Bilanzierungsansatz zu implementieren und allgemeingültig anwendbar ist. Ein weiterer Vorteil ist, dass sie von Anwendern relativ einfach nachzuvollziehen ist, und somit eine größere Akzeptanz erfährt. Die Methode wurde in zahlreichen forstlichen Fragestellungen und verschiedensten Themenbereichen (Bodenversauerung: Kros et al. 1999; Nährstoffentzüge: Ahrends et al. 2012a; Critical Loads: Reinds & de Vries 2010; Silikatverwitterung: Jönsson et al. 1995; Kohlenstoffspeicherung: Liski et al. 2005) eingesetzt. Dennoch kann eine Methode wie der Monte-Carlo-Ansatz immer nur eine Annäherung an den tatsächlichen Gesamtfehler komplexer Berechnungen sein (Bogena et al. 2005).

Die Hauptnachteile der Monte-Carlo-Methode (Li & Wu 2006) liegen jedoch darin, dass die Ergebnisse nicht in einer analytischen Form vorliegen und der Fehler entsprechend aus einer hohen Anzahl an Simulationen (hier 10.000) über statistische Kenngrößen abgeleitet werden muss. Des Weiteren sind die mehrdimensionalen Verteilungen für korrelierte Variablen oft unbekannt und/oder schwer abzuleiten. Letzteres wurde in den vorliegenden Untersuchungen durch die Ableitung der Kovarianzen zwischen den Bilanzgliedern an den BZE-Punkten und die Einbeziehung dieser Kovarianzen mittels der R-Funktion rmvnorm() berücksichtigt. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die abgeleiteten Korrelationen durch großräumige Standortsunterschiede zwischen den einzelnen Inventurpunkten beeinflusst werden. Entsprechend können z.B. bodenchemische Gesetzmäßigkeiten am Einzelpunkt nur bedingt abgebildet werden. Dieses wird eindrucksvoll an der Beziehung zwischen der Verwitterungsrate und der Sickerwasserkonzentration (vgl. Abb. 11.1 und Tab. 11.4) deutlich. Hinsichtlich der Lösungskinetik sind bei hohen Elementkonzentrationen im Sickerwasser nichtlineare (Sverdrup & Warfvinge 1993) oder sogar negative Effekte auf die Freisetzungsraten des Elements durch Verwitterung zu erwarten. Dagegen müssen die dargestellten Beziehungen so interpretiert werden, dass auf Standorten mit höheren Vorräten basischer Kationen und endsprechend höheren Verwitterungsraten auch mehr Calcium, Magnesium und Kalium für den Sickerwasseraustrag zur Verfügung steht. Zudem gilt, dass die einzelnen Glieder der Nährstoffbilanz unabhängig voneinander ermittelt wurden und die Simulationen deshalb alternativ auch ohne Berücksichtigung der Kovarianzen hätten durchgeführt werden können. Die Ergebnisse der Korrelationsanalysen zeigen jedoch, dass es sich statistisch bei den Bilanzgliedern nicht um unabhängige Zufallsvariablen handelt und entsprechend die Kovarianzen berücksichtigt werden sollten. Die Modelle sind also

unabhängig, die Daten aber nicht. Der vorgestellte Ansatz stellt dementsprechend einen Kompromiss dar, der eine erste Annäherung an die realen Verhältnisse und Unsicherheiten ermöglicht.

11.4.2 Nährstoffbilanz

Nährstoffbilanzen haben bei der Entscheidungsunterstützung für die forstliche Praxis den Vorteil, dass das Konzept leicht zu verstehen ist und die Ergebnisse der Berechnungen sehr einfach in Nutzungsstrategien übersetzt werden können. Entsprechend erscheint es nachvollziehbar, einen solchen Ansatz zu verwenden, um Bedingungen (Standorte, Nutzungsintensität) zu identifizieren, die langfristig zu Problemen hinsichtlich Nährstoffversorgung und Produktivität am Standort führen können. Dennoch weist die Nährstoffbilanzierung auch einige erhebliche Einschränkungen auf, die nachfolgend kurz angesprochen werden sollen. Wie schon in Kapitel 9 erläutert, ist sie sehr anfällig gegenüber den großen Unsicherheiten einzelner Bilanzglieder. Dies gilt z.B. für das Zusammenspiel von Calcium- und Magnesiumausträgen mit dem Sickerwasser und den entsprechenden Verwitterungsraten auf karbonatführenden Standorten. Das einfache Modell der Nährstoffbilanzierung ignoriert bislang wichtige Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Bilanzgliedern. Solche Rückkopplungseffekte beeinflussen insbesondere die ohnehin unsicheren Sickerwasserausträge (Sverdrup et al. 2016). Die Wechselwirkungen zwischen der Austauscherbelegung und den Sickerwasserkonzentrationen werden zwar in dem vorliegenden Ansatz berücksichtigt, der Einfluss der Nutzungsintensität auf die Austauscherbelegung jedoch nicht. Untersuchungen von Zetterberg et al. (2013) ergaben z.B. nach 27–30 Jahren um 40 % geringere Calciumkonzentrationen im Sickerwasser für Flächen mit Ganzbaum-Entnahme im Vergleich zu denen mit konventioneller Ernte. Durch Ganzbaumnutzung verringerten sich die austauschbaren Ca^{2+}-Vorräte im Mineralboden und damit auch die Calciumkonzentration im Sickerwasser.

Es wird klar, dass der einfache Bilanzansatz Schlüsselfaktoren des biogeochemischen Nährstoffkreislaufes sowie Dynamiken während der forstlichen Bewirtschaftung wie z.B. Änderungen im Humusvorrat nicht berücksichtigt (Tietema 2004, Ovington 1954, Jonard et al. 2017). Entsprechend dürften nach Paré & Thiffault (2016) Nährstoffbilanzen die tatsächliche Situation bei Kurzumtriebsplantagen und landwirtschaftlichen Flächen wahrscheinlich realistischer einschätzen, da Nährstoffimporte und -exporte sowie der Nährstoffkreislauf einfacher zu bewerten sind, wobei durch den hohen Anteil an künstlichen Nährstoffzufuhren – insbesondere auf landwirtschaftlichen Flächen – systeminterne Faktoren einen deutlich geringeren Einfluss auf die Stoffbilanz aufweisen.

In den dargestellten Simulationen ergeben sich für Calcium signifikante bis schwach signifikante negative Bilanzen, die räumlich sehr stark im Sauerland konzentriert sind. Dieser Bereich ist über die gesamte Depositionsgeschichte durch die Kombination von hohen Schwefel- und Stickstoffeinträgen gekennzeichnet (vgl. Schaap et al. 2015, Builtjes et al. 2011). Neben der verstärkten Bodenversauerung und der raschen Abnahme leicht verwitterbarer, calciumhaltiger Minerale führt die nach wie vor hohe Befrachtung des Sickerwassers mit Sulfat und Nitrat zu weiteren Calciumverlusten. Entsprechend besteht ein evidenter Bedarf zur Regeneration der natürlichen Bodenqualität, z.B. durch regenerationsorientierte

Bodenschutzkalkungen. Auf solchen Standorten ist ein Verzicht auf die Entnahme des Kronenmaterials besonders angeraten und zukünftig könnte eventuell über eine Entrindung (Heppelmann et al. 2016) nachgedacht werden. Ähnliches gilt für Magnesium. Bei diesem Element ist zusätzlich der Schwarzwald besonders hervorzuheben. Während der Zeit der sog. „neuartigen Waldschäden“ wurde vor allem der Magnesiummangel als überwiegende Störung in der Waldernährung gesehen (Hüttl & Schaaf 1997). Für das in diesem Naturraum liegende Einzugsgebiet Schluchsee ermittelten Stahr et al. (1995) zwar eine durchschnittliche Verwitterungsrate von 1,2 $kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$ über 10.000 Jahre, der Mg^{2+}-Anteil hieran beträgt jedoch nur 2,5 %. Vergleichbare Ergebnisse zeigen auch die Untersuchungen von Hofmann-Schielle (1993) aus den Kammregionen des inneren Bayerischen Waldes an der Grenze zu Tschechien. Dultz (2001) führt die vielerorts geringen Verwitterungsraten für Magnesium auf eine starke Ausschöpfung während der holozänen Bodenbildung zurück, die in der hohen Mobilität von Magnesium ihre Ursache haben. Die Ergebnisse der Abb. 11.6 zeigen, dass häufig schon eine Bodenschutzkalkung von 3 $t\ ha^{-1}$ zu erheblichen Veränderungen der Nährstoffbilanz führt. In Regionen wie dem Sauerland und dem Schwarzwald erscheint jedoch ein geringerer Turnus als einmalig pro 100 Jahre notwendig zu sein, um die in der gesamten Depositionsgeschichte und auch aktuell immer noch hohen Nährstoffverluste durch vermutlich hohe Sulfatausträge und anhaltend hohe Stickstoffdepositionen auszugleichen. Das heißt, dass in diesen Regionen vordringlich Kalkungsprogramme zur Regeneration der Bodenqualität und weniger zum Ausgleich von Nährstoffentzügen durch die Holznutzung benötigt werden.

Hinsichtlich der insgesamt vergleichbar guten Kaliumversorgung zeigen sich insbesondere in den bayerischen Kalkalpen und der Schwäbischen Alb häufiger schwach signifikant negative Nährstoffbilanzen. Dieses passt auch zu den Untersuchungen von Weis & Göttlein (2016), Weis et al. (2014) und Mellert & Ewald (2014). Diese weisen darauf hin, dass es auf den flachgründigen Böden aus Kalk- und Dolomitverwitterung zu unzureichender Versorgung mit Kalium kommen kann.

11.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Obwohl die Nährstoffbilanz ein wichtiges Instrument bei der Entwicklung von Bewirtschaftungsstrategien ist, bestehen nach wie vor erhebliche Unsicherheiten, die ihren Einsatz in Forstplanung und Beratung der Waldbesitzer erschwert. Unbedingt erforderlich ist daher, neben der „absoluten“ Bilanz auch ihre Unsicherheit abzubilden. In der vorgestellten Untersuchung erfolgte dies mit Hilfe von Monte-Carlo-Simulationen für zwei Umweltmessnetze mit unterschiedlicher Datenverfügbarkeit (BZE-Punkte, BWI-Traktecken). Der vorgestellte statistische Ansatz erscheint ausreichend genau und umfassend für die Beurteilung der Fehler von Nährstoffbilanzen zu sein. Aufgrund seiner Einfachheit lässt er sich leicht auf andere Testregionen oder Umweltmessnetze (z.B. Level II) übertragen.

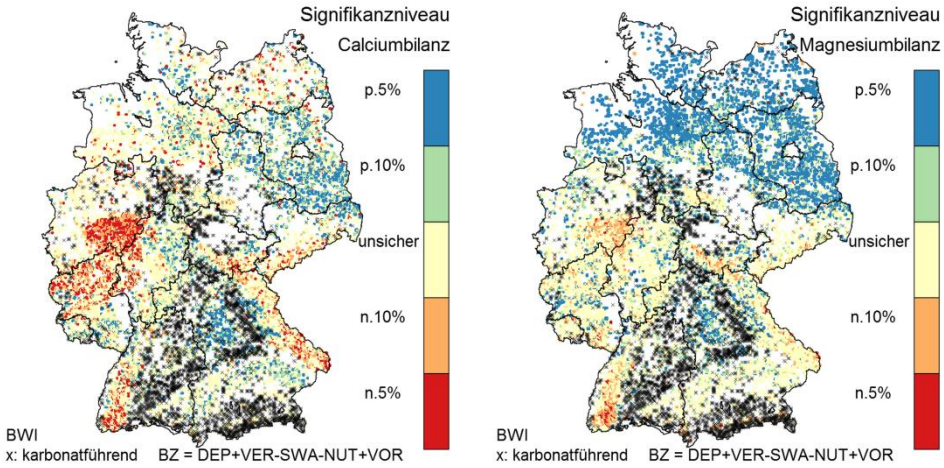


Abb. 11.7: Darstellung der signifikanten ($p \leq 5$ %) und schwach signifikanten ($p \leq 10$ %) Bodenbilanzen für Calcium und Magnesium an den BWI-Traktecken. Als unsicher wurden hier alle Bilanzen mit $p > 10$ % dargestellt.

Fachlich ergeben die Betrachtungen, dass bei waldbaulichen Entscheidungen hinsichtlich ihrer Nährstoffnachhaltigkeit ein erhebliches Maß an Unsicherheit für alle Nährelemente berücksichtigt werden muss. Die hohen Fehlerbereiche der Nährstoffbilanzen machen deutlich, dass aus den dargestellten Ergebnissen nur bedingt Hinweise für die Höhe einer unkritischen Nutzungsintensität abgeleitet werden können. Hinsichtlich einer Intensivierung der Nutzungsintensität kommen vor allem die Standorte mit signifikant positiven Elementbilanzen in Betracht. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass hier nur die Elemente Kalium, Calcium und Magnesium berücksichtigt werden und vor allem das wichtige Nährelement Phosphor nicht in die Beurteilung einfließt. Auf den Standorten mit signifikant und schwach signifikant negativen Ergebnissen sollte von einer Nutzung nährstoffreicher Biomassekompartimente insbesondere des feinen Kronenmaterials dringend abgeraten werden. Durch Stickstoffeinträge und die Remobilisierung von zwischengespeichertem Schwefel sind hier die Bilanzen aktuell bereits ohne Nutzungsintensivierung nicht mehr ausgeglichen. Entsprechend erscheinen weitere Vorsorgemaßnahmen (z.B. Kalkung) zur Erhaltung der Nährstoffnachhaltigkeit sinnvoll, sofern dadurch keine weitere Destabilisierung der Ökosysteme erfolgt. Abb. 11.7 zeigt entsprechende Regionen in Form einer bundesweiten Übersicht für die Elemente Calcium und Magnesium.

Die vorgestellte Unsicherheitsanalyse wurde als Fehlerabschätzung auf einzelnen BWI-Stichprobenpunkten durchgeführt, um das Risiko einer Unterschätzung von Unsicherheiten möglichst auszuschließen. In der praktischen Anwendung bedeutet dies, dass die abgeleiteten Unsicherheitsmargen als Fehler-Obergrenzen anzusehen sind. Da die Bilanzen an den einzelnen BWI-Stichprobenpunkte in der Praxis nicht als Einzelwerte interpretiert werden, sondern als Indikatoren der regionalen Nährstoffbilanzen, können Mittelwerte von Kollektiven der BWI-Stichprobenpunkte für die Abschätzung des regionalen Steuerungsbedarfs der Nährstoffnachhaltigkeit verwendet werden. Auch unter Berücksichtigung des

allgemeinen Vorsorgeaspektes sollten neben den signifikant negativen auch die tendenziell negativen Bilanzen in die Planung von Vorsorgekonzepten einbezogen werden.

11.6 Literaturverzeichnis

Achat, D. L., C. Deleuze, G. Landmann, N. Pousse, J. Ranger, L. Augusto. 2015. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth - A meta-analysis. Forest Ecology and Management 348: 124-141.

Ahrends, B., H. Meesenburg, K. J. Meiwes, P. Rademacher. 2012a. Fehlerabschätzung bei der Ermittlung der Elemententzüge aus Waldökosystemen. In: Forschungsvorhaben: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407). 173-186. http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf

Ahrends, B., K. J. Meiwes, H. Spellmann. 2012b. Modellgestütztes Bewertungsverfahren der Vollbaumnutzung. In: Forschungsvorhaben: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407).. 209-228. http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf

Ahrends, B., S. Hafner, J. Evers, C. Steinicke, W. Schmidt, H. Meesenburg. 2016. Regionalisierung bodenphysikalischer Parameter für Waldstandorte in Sachsen-Anhalt - Unsicherheitsbetrachtung an Standorten verschiedener Umweltmessnetze. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 14: 1-13.

Barkman, A., P. Warfvinge, H. Sverdrup. 1995. Regionalization of critical loads under uncertainty. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 85: 2515-2520.

Barkman, A., M. Alveteg. 2001. Effects of data uncertainty in the swedish critical load assessment for forest soils. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 125: 133-156.

Beckers, J., B. Smerdon, M. Wilson. 2009. Review of hydrologic models for forest management and climate change applications in British Columbia and Alberta. Forrex series 25: 1-179.

Beven, K., J. Freer. 2001. Equifinality, data assimilation, and uncertainty estimation in mechanistic modelling of complex environmental systems using the GLUE methodology. Journal of Hydrology 249: 11-29.

Bivand, R., N. Lewin-Koh. 2013. maptools: Tools for reading and handling spatial objects. R package version 0.8-27. http://CRAN.R-project.org/package=maptools

Block, J., K. J. Meiwes. 2013. Erhaltung der Produktivität der Waldböden bei der Holz- und Biomassenutzung. In: Bachmann, G., W. König, J. Utermann: Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 4200, 1. Lfg. /13. 1-50.

Bogena, H., R. Kunkel, C. Montzka, F. Wendland. 2005. Uncertainties in the simulation of groundwater recharge at different scales. Advances in Geosiences 5: 25-30.

Böttcher, J., G. Springob. 2001. A carbon balance model for organic layers of acid forest soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 164: 399-405.

Builtjes, P., E. Hendriks, M. Koenen, M. Schaap, S. Banzhaf, A. Kerschbaumer, T. Gauger, H.-D. Nagel, T. Scheuschner, A. Schlutow. 2011. Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland (Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impact - MAPESI). Texte Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau. 97 S.

Cartwright, S. J., K. M. Bowgen, C. Collop, K. Hyder, J. Nabe-Nielsen, R. Stafford, R. A. Stillman, R. B. Thorpe, R. M. Sibly. 2016. Communicating complex ecological models to non-scientist end users. Ecological Modelling 338: 51-59.

Constantine, W., T. Hesterberg, K. Wittkowski, T. Song, S. Kaluzny. 2013. splus2R: Supplemental S-PLUS functionality in R. R package version 1.2-0. http://CRAN.R-

project.org/package=splus2R
De-Miguel, S., L. Mehtätalo, A. Durkaya. 2014. Developing generalized, calibratable, mixed-effects meta-models for large-scale biomass prediction. Canadian Journal of Forest Research 44: 648-656.
Dinca, L. C., G. Sparchez, M. Dinca, V. N. B. Blujdea. 2012. Organic carbon concentrations and stocks in Romanian mineral forest soils. Annals of Forest Research 55 (2): 229-241.
Dultz, S. 2001. Veränderung des mineralogischen Stoffbestandes in Böden aus pleistozänen Sedimenten Nordwestdeutschland und deren Bedeutung für die Elementfreisetzung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen Reihe A 172: 1-201.
Harrell Jr, F. E. 2013. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 3.13-0. http://CRAN.R-project.org/package=Hmisc.
Heppelmann, J. B., E. R. Labelle, U. Seeling, S. Wittkopf. 2016. Evaluation the debarking efficency of modified harvesting heads on European tree species. Proceedings of the 49th FORMEC Symposium, September 4-7, Warsaw, Poland, 49-52.
Hofmann-Schielle, C. 1993. Silikatbestand und Verwitterungssimulation in den Hochlagenböden des Inneren Bayerischen Waldes. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 156: 333-339.
Höhle, J., N. König, L. Hilbrig, J. Bielefeld, D. Ziche, E. Grüneberg, N. Eickenscheidt, B. Ahrends, N. Wellbrock. 2016. Methodenüberblick und Qualitätssicherung. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland : Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Report, 43. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. 6-43.
Hüttl, R. F., W. Schaaf. 1997. Magnesium Deficiency in Forest Ecosystems. Nutrients in Ecosystems, 1. 362 S.
Ivanovic, R. F., J. E. Freer. 2009. Science versus politics: truth and uncertainty in predictive modelling. Hydrological Processes 23: 2549-2554.
Jonard, M., M. Nicolas, D. A. Coomes, U. Caignet, A. Saenger, Q. Ponette. 2017. Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. Science of the Total Environment 574: 616-628.
Jönsson, C., P. Warfvinge, H. Sverdrup. 1995. Uncertainty in predicting weathering rate and environmental stress factors with the PROFILE model. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 81: 1-23.
Kolka, R. K., D. F. Grigal, E. A. Nater. 1996. Forest soil mineral weathering rates: use of multiple approaches. Geoderma 73: 1-21.
Kros, J., E. J. Pebesma, G. J. Reinds, P. A. Finke. 1999. Uncertainty asseement in modeling soil acidification at the European scale: a case study. Journal of Environmental Quality 28: 366-377.
Li, H., J. Wu. 2006. Uncertainty analysis in ecological studies. In: Wu, J., K. B. Jones, H. Li, O. L. Loucks: Scaling and Uncertrainty Analysis in Ecology: Methods and Applications. 45-66.
Liski, J., T. Palosuo, M. Peltoniemi, R. Sievänen. 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soil. Ecological Modelling. 189: 168-182.
Meesenburg, H., B. Ahrends, S. Fleck, M. Wagner, H. Fortmann, B. Scheler, U. Klinck, I. Dammann, J. Eichhorn, M. Mindrup, K. J. Meiwes. 2016. Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation? Ecological Indicators 65: 103-112.
Mellert, K. H., J. Ewald. 2014. Nutrient limitation and site-related growth potential of

Norway spruce (Picea abies [L.] Karst) in the Bavarian Alps. European Journal of Forest Research 133 (3): 433-451.

Metropolis, N., S. Ulam. 1949. The Monte Carlo Method. Journal of the American Statistical Association 44 (247): 335-341.

Müller, F., M. Bergmann, R. Dannowski, J. W. Dippner, A. Gnauck, P. Haase, M. C. Jochimsen, P. Kasprzak, I. Kröncke, R. Kümmerlin, M. Küster, G. Lischeid, H. Meesenburg, C. Merz, G. Millat, J. Müller, J. Padisák, C. G. Schimming, H. Schubert, M. Schult, G. Selmeczy, T. Shatwell, S. Stoll, M. Schwabe, T. Soltwedel, D. Straile, M. Theuerkauf. 2016. Assessing resilience in long-term ecological data sets. Ecological Indicators 65: 10-43.

Ovington, J. D. 1954. Studies of the development of woodland conditions under different trees. II. The forest floor. The Journal of Ecology 42: 71-80.

Paré, D., E. Thiffault. 2016. Nutrient Budgets in Forests Under Increased Biomass Harvesting Scenarios. Current Forestry Reports 2: 81-91.

Penne, C., B. Ahrends, M. Deurer, J. Böttcher. 2010. The impact of the canopy structure on the spatial variability in forest floor carbon stocks. Geoderma 158 (3-4): 282-297.

Pretzsch, H., J. Block, J. Dieler, J. Gauer, A. Göttlein, R. Moshammer, J. Schuck, W. Weis, U. Wunn. 2014. Nährstoffentzüge durch die Holz- und Biomassenutzung in Wäldern. Teil 1: Schätzfunktionen für Biomasse und Nährelemente und ihre Anwendung in Szenariorechnungen. Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung 185 (11/12): 261-285.

R Core Team. 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Reinds, G. J., W. de Vries. 2010. Uncertainties in critical loads and target loads of sulphur and nitrogen for European forests: Analysis and quantification. Science of the Total Environment 408: 1960-1970.

Reyer, C. 2013. The cascade of uncertainty in modeling forest ecosystem responses to environmental change and the challenge of sustainable resource management. Humboldt-Universität zu Berlin. Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät II, Humboldt-Universität, PhD, Berlin. 247 S.

Riek, W., A. Russ, J. Martin. 2012. Soil acidification and nutrient sustainability of forest ecosystems in the northeastern German lowlands - Results of the national forest soil inventory. Folia Forestalia Polonica A 3: 187-195.

Sachs, L. 1999. Angewandte Statistik. 9 Auflage. Springer Verlag. Berlin. 881 S.

Schaap, M., R. J. Wichink Kruit, C. Hendriks, R. Kranenburg, A. Segers, P. Builtjes, S. Banzhaf, T. Scheuschner. 2015. Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009. Project No. (FKZ) 3712 63 240-1, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. 82 S.

Schneider, S. 1983. CO2, Climate and Society: A Brief Overview. In: Chen, R., E. Boulding, S. Schneider: Social Science Research and Climate Change. Springer. Netherlands. 9-15.

Stahr, K., K. H. Feger, M. Zahrei, K. H. Papenfuss. 1995. Estimation of Weathering Rates in Small Catchments on Bärhalde Granite (Black Forest, SW Germany). In: Churchman, G. J., R. W. Fitzpatrick, R. A. Eggleton: Clays Controlling the environment. Proc. 10th Int. Clay Conf., Adelaide, Australia, July 18–23, 1993, CSIRO Publishing, Melbourne, Australia. 494-498.

Stupak, I., K. Raulund-Rasmussen. 2016. Historical, ecological, and governance aspects of intensive forest biomass harvesting in Denmark. WIREs Energy and Environment 5: 588-610.

Stupak, I., A. Asikainen, M. Jonsell, E. Karltun, A. Lunnan, D. Mizaraite, K. Pasanen, H.

Pärn, K. Raulund-Rasmussen, D. Röser, M. Schroeder, I. Varnagiryte, L. Vilkriste, I. Callesen, N. Clarke, T. Gaitnieks, M. Ingerslev, M. Mandre, R. Ozolincius, A. Saarsalmi, K. Armolaitis, H.-S. Helmisaari, A. Indriksons, L. Kairiukstis, K. Katzensteiner, M. Kukkola, K. Ots, H. P. Ravn, P. Tamminen. 2007. Sustainable utilisation of forest biomass for energy - Possibilities and problems: Policy, legislation, certification, and recommendations and guidelines in the Nordic, Baltic, and other European countries. Biomass and Bioenergy 31 (10): 666-684.

Sverdrup, H., P. Warfvinge. 1993. Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. Applied Geochemistry 8: 273-283.

Sverdrup, H., G. Thelin, M. Robles, I. Stjernquist, J. Sörensen. 2006. Assesing nutrient sustainability of forest production for different tree species considering Ca, Mg, K, N and P at Björnstorp Estate, Sweden. Biogeochemistry 81: 219-238.

Thiffault, E., K. D. Hannam, D. Pare, B. D. Titus, P. W. Hazlett, D. G. Maynard, S. Brais. 2011. Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests - A review. Environmental Reviews 19: 278-309.

Tietema, A. 2004. WANDA, a regional dynamic nitrogen model (With Aggregated Nitrogen DynAmics) for nitrate leaching from forests. Hydrology and Earth System Sciences 8: 803-813.

Weis, W., A. Göttlein. 2016. Bewirtschaftungsmöglichkeiten zur Sicherung einer nachhaltigen Waldwirtschaft vor dem Hintergrund der Nährstoffversorgung kalkalpiner Standorte. Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur Wien, 21: 97-127.

Weis, W., B. Blumenthal, A. Göttlein. 2014. Wälder der nördlichen Kalkalpen: Ernährung, Wasser- und Stoffhaushalt. LWF aktuell 99: 40-43.

Weis, W., S. Raspe, T. Schäff. 2016. Nährstoffhaushalt und Biomassenutzung. Nährstoffbilanzen: Ein Instrument zur Abschätzung der Folgen intensiver forstlicher Nutzung. LWF aktuell 1: 11-15.

Wellbrock, N., A. Lauer, N. Eickenscheidt, J. Höhle, J. Evers, B. Ahrends, C.-G. Schimming, H.-D. Nagel, W. Riek, K. J. Meiwes, H. Meesenburg. 2016 Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Rep, 43. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. 75-134.

Wolff, B., W. Riek. 2006. Evaluierung von Verfahren zur Erfassung des Grobbodenanteils von Waldböden. Erarbeitung von Empfehlungen für die Anwendung dieser Verfahren im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald - Endbericht- Wald+Boden Umweltconsult GmbH, Falkenberg. 59 S.

Yanai, R. D., J. J. Battles, A. D. Richarson, C. A. Blodgett, D. M. Wood, E. B. Rastetter. 2010. Estimating Uncertainty in Ecosystem Budget Calculations. Ecosystems 13: 239-248.

Zak, S. K., K. Beven, B. Reynolds. 1997. Uncertainty in the estimation of critical loads: a practical methodology Water, Air, and Soil Pollution: Focus 98: 297-316.

Zetterberg, T., B. A. Olsson, S. Löfgren, C. von Brömssen, P.-O. Brandtberg. 2013. The effect of harvest intensity on long-term calcium dynamics in soil and soil solution at three coniferous sites in Sweden. Forest Ecology and Management 302: 280-294.

Zetterberg, T., S. J. Köhler, S. Löfgren. 2014. Sensitivity analyses of MAGIC modelled predictions of future impacts of whole-tree harvest on soil calcium supply and stream acid neutralizing capacity. Science of the Total Environment 494-495: 187-201.

12 Berechnung der Ernteentzüge und Nutzungsszenarien

Christian Vonderach[1], Gerald Kändler[1] und Klaus von Wilpert[2]

[1]*Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Biometrie und Informatik*

[2]*Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Boden und Umwelt*

12.1 Einleitung und Problemstellung

Um die Nährstoffnachhaltigkeit der Waldnutzung zu quantifizieren, muss die Nährstoffnachlieferung aus dem Boden, die so genannte nutzungsfreie Stoffbilanz (Kapitel 10), mit den durch die Holzernte verursachten Nährstoffentzügen verrechnet werden.

Dazu muss das Holzbiomassepotenzial an den BWI-Punkten ermittelt, in Sortimente zerlegt und in Form von Nährelementmengen dargestellt werden. Eine Aufteilung der sortimentierten und um Ernteverluste korrigierten Mengen nach Verbleibsorten ermöglicht die Abbildung verschiedener Nutzungsszenarien. Diese dienen dazu, (groß)räumlich die Auswirkungen verschiedener Nutzungsintensitäten auf die Stoffbilanz und daraus abgeleitet sinnvolle Optionen aufzuzeigen.

12.2 Material und Methoden

Zur Berechnung der mittleren Ernteentzüge werden Daten und Modelle verschiedenen Ursprungs eingesetzt. Die BWI-Aufnahmen von 2002 und 2012 liefern Zahlen über die in der Periode 2002 bis 2012 erfolgten Nutzungen. Zusätzlich liegt das mit WEHAM (Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodell, Bösch & Kändler 2012) hergeleitete Nutzungspotenzial für die Periode 2013 bis 2052 vor. Die Berechnung der Biomasse erfolgt mit den Modellen aus Kapitel 2, die Berechnung der Elementmengen durch die Funktionen aus Kapitel 3. Des Weiteren müssen Annahmen bezüglich Zopfdurchmesser und Ernteverluste getroffen werden. Eine Zuordnung der aufgeteilten Trocken- und Elementmassen in verschiedene Verbleibsorte ist der letzte Schritt. Darauf aufbauend können Nutzungsszenarien definiert werden.

12.2.1 Eingangsdaten

Innerhalb Deutschlands liegen die Daten der Bundeswaldinventur 2 und 3 flächendeckend im 4 x 4 km² Raster vor. Damit können einerseits die auf die Gesamtfläche hoch gerechneten, realen Entzüge zwischen den beiden gesamtdeutschen Inventuren für den Zeitraum 2003 bis 2012 (10 Jahre) und andererseits die mittels WEHAM simulierten Entzüge (entsprechend dem Basis-Szenario, nur anthropogene, verwertbare Entnahmen) für einen Zeitraum von bis zu 40 Jahren berechnet werden. Ein konsolidierter Datensatz umfasst somit reale und prognostizierte Entzüge über 50 Jahre.

Der Vorteil der BWI-Daten sind ihre Verfügbarkeit, die flächige Abdeckung Gesamtdeutschlands und die dadurch gegebene methodische Vergleichbarkeit. Allerdings repräsentieren die aus der BWI abgeleiteten Nutzungen der Periode 2002 bis 2012 an den einzelnen Stichproben nicht den mittleren Nährstoffentzug über eine gesamte Umtriebszeit. Die Entscheidung, über welchen Zeitraum die Entzüge integriert werden, ist deshalb grundlegend. Die in den vergangenen Kapiteln erarbeitete nutzungsfreie Stoffbilanz, definiert als jährlicher Stoffffluss (in kg ha^{-1} a^{-1}), stellt eine erwartete, als konstant betrachtete mittlere Verfügbarkeit von Nährelementen an den BWI-Traktecken zum Zeitpunkt der BZE-Beprobung dar. Vereinfachend wird davon ausgegangen, dass sich die Verhältnisse für den Zeitraum der Berechnung der Nährstoffentzüge nicht ändern.

Es ist zudem klar, dass Nährelementüberschüsse der Gesamtbilanz (nutzungsfreie Stoffbilanz minus Entzüge mit der Holzernte) nicht von einem Stichprobenpunkt zum nächsten übertragen werden können und eine räumliche Aggregation erst nach der an den BWI-Stichproben erfolgten Bilanzierung durchgeführt wird. Dies bedeutet, dass an einem Stichprobenpunkt maximal die waldbaulich ermittelte Erntemenge realisiert werden kann. Eine Erhöhung der Erntemenge aufgrund gut ausgestatteter Böden ist nicht möglich, eine Reduktion an vielen Traktecken aber nötig (siehe Ergebnisse der nutzungsfreien Stoffbilanz, Kapitel 9 und 10). Folglich dürfen die erwarteten Entzüge an den einzelnen Traktecken nicht nur aus kurzfristigen Entnahmemaxima bestehen (z.B. Endnutzungen).

Ein Beispiel: angenommen die mittleren, jährlichen Entzüge werden über einen kurzen Zeitraum, z.B. 10 Jahre berechnet. Falls an einem Stichprobenpunkt innerhalb dieser kurzen Zeitscheibe eine Endnutzung auftritt, werden dort hohe Entzüge auftreten. Im Gegensatz dazu treten an einem Stichprobenpunkt ohne Nutzung während dieser 10 Jahre keine Entzüge auf. Im ersten Fall wäre die Ausgeglichenheit der Gesamtbilanz (vermutlich) nicht gegeben und im zweiten Fall vollständig eingehalten. Aus diesem Grund muss für die Bilanzierung für jeden einzelnen Stichprobenpunkt ein mittlerer Entzugswert abgeleitet werden, der möglichst nahe an den mittleren Entzug über eine Umtriebszeit kommt. In der Konsequenz sollte ein möglichst langer Zeitraum und eine möglichst große Fläche mit Nutzungen bei der Berechnung berücksichtigt werden, sodass sich die Entzüge über die Gesamtfläche möglichst gleichmäßig verteilen. Tab. 12.1 gibt eine Aufstellung der möglichen Zeitscheiben (10 bis 50 Jahre), der Datenquellen und der daraus resultierenden mittleren, jährlichen Entzüge auf der Gesamtfläche bzw. der Fläche, auf welcher die Nutzungen erfolgen.

Die Kennwerte aus Tab. 12.1 dienen der Ermittlung einer für die Bilanzierung geeigneten Datengrundlage, die adäquate mittlere und homogen verteilte Entzüge liefert. Dafür wurden die Anzahl Traktecken mit Ernteentzüge innerhalb der gegebenen Zeitspanne (n_E), der mittlere Entzug bezogen auf die Holzbodenfläche (t Trockenmasse ha^{-1} a^{-1}) und bezogen auf die Fläche mit Nutzung (t Trockenmasse ha_E^{-1} a^{-1}) sowie dessen Standardabweichung dargestellt. Während der mittlere Biomasseentzug je Hektar Holzbodenfläche als forstliche Kenngröße der Plausibilisierung der Höhe der Entzüge dient, bildet der mittlere Biomassenutzung je ha Fläche mit Nutzung und dessen Standardabweichung in Kombination mit der Anzahl Traktecken mit Nutzung im betrachteten Zeitraum ein Indiz für die Homogenität der Entzüge auf der Fläche. Für die Betrachtung nach Fläche mit Nutzung gilt: je mehr

Stichproben (d.h. Fläche) berücksichtigt werden, je geringer die Entzüge pro Stichprobe und je geringer die Standardabweichung (also Schwankung) zwischen den Stichproben, desto homogener sind die Entzüge über die Holzbodenfläche verteilt. Es ist ersichtlich, dass Zeiträume von mehreren Dekaden nötig sind, um möglichst viele Traktecken und geringe Standardabweichungen zu erreichen. Die beste Kombination der drei Kenngrößen liefert die Zeitspanne von 50 Jahren (also 10 Jahre aus tatsächlichen Nutzungen zwischen BWI[2] und BWI[3] sowie 40 Jahre mittels WEHAM simulierte Nutzungspotenziale) mit einem Maximum an Traktecken mit Ernteentzügen (23.880 von 24.911 = 95,9 %), einem mittleren Entzug auf der Fläche mit Ernteentzügen von 5,087 t Biomasse $ha_E^{-1}a^{-1}$ und einer Standardabweichung von 3,060 t Biomasse $ha_E^{-1}a^{-1}$. Aus diesem Grund wurde dieser Datensatz zur Berechnung der Ernteentzüge verwendet (in Tab. 12.1 grau hinterlegt). Auf 4,1% der Fläche finden keine Nutzungen statt, da sie einem Schutzstatus mit Nutzungsverzicht unterliegen.

Tab. 12.1: Vergleich der durch die BWI ermittelten und durch WEHAM prognostizierten Entzüge für verschiedene Zeitspannen und die Bezugsgrößen Gesamtfläche Holzboden [ha] sowie Fläche mit Nutzung [ha_E]. Die hier angegebenen Gesamtbiomassen entstammen dem WEHAM-Modell und basieren nicht auf den additiven Biomassefunktionen aus Kapitel 2.

Zeitspanne	Datenquelle	Anzahl Traktecken[a]	Summe Entzug	Mittlerer Biomasseentzug		Standardabweichung Biomasseentzug[b]
Jahre		n_E	Mio. $t_{Biomasse}$	$t_{Biomasse}$ ha^{-1} a^{-1}	$t_{Biomasse}$[b] ha_E^{-1} a^{-1}	$t_{Biomasse}$ ha_E^{-1} a^{-1}
2003–2012	BWI	13.502	547	5,493	10,134	9,654
2013–2022	WEHAM	17.884	520	5,220	7,271	7,467
2023–2032	WEHAM	19.514	457	4,584	5,852	6,606
2033–2042	WEHAM	20.368	446	4,475	5,473	6,171
2043–2052	WEHAM	20.807	459	4,611	5,520	5,953
2003–2032	BWI/WEHAM	23.221	1.524	5,099	5,470	4,099
2013–2032	WEHAM	20.834	977	4,902	5,861	5,103
2003–2042	BWI/WEHAM	23.675	1.970	4,943	5,201	3,454
2013–2042	WEHAM	22.243	1.423	4,760	5,331	4,051
2003–2052	BWI/WEHAM	23.880	2.430	4,876	5,087	3,060
2013–2052	WEHAM	22.911	1.882	4,723	5,135	3,459

12.2.2 Daten aus Vorarbeiten innerhalb des Projekts

Für die Berechnung der Ernteentzüge liegen aus der WEHAM-Modellierung Einzelbaumdaten sowie Repräsentations- und Hochrechnungsfaktoren vor. Zusätzlich enthalten sind die Größen Vorratsvolumen (inkl. Rinde) und Gesamtbiomasse pro Baum sowie Informationen zur Art des Ausscheidens der Bäume. Da in diesem Projekt differenzierte Angaben zu den je Baum gespeicherten Elementmengen nötig sind, reichen die berechneten Größen (Gesamtbiomasse oder Vorratsvolumen) zum ausscheidenden Bestand nicht aus. Die Elementkonzentrationen je Baumart, Baumdimension und Kompartiment schwanken, weshalb kompartimentsspezifische Elementgehalte bzw. -funktionen benötigt werden, die wiederum eine kompartimentierte Biomasseschätzung voraussetzen. Zur Herleitung der Schätzung

[a] Traktecken mit Nutzungen innerhalb der entsprechenden Zeitspanne.

[b] Pro Hektar Fläche mit Nutzung innerhalb der entsprechenden Zeitspanne.

von Elemententzügen werden folglich die Biomassefunktionen aus Kapitel 2 und die Funktionen und Mittelwerte zu den Elementgehalten aus Kapitel 3 verwendet. Eine Zuordnung der durch die BWI erfassten Baumarten zu den Baumarten der Biomassefunktionen und Nährelementgehalte ist zusätzlich notwendig. Die Baumarten der BWI sind für die in WEHAM integrierten Biomassefunktionen für die Gesamtbiomasse auf 18 Baumartengruppen aggregiert (Kändler & Bösch, 2012). Diese 18 Baumartengruppen wurden dann nochmals auf acht Baumarten aggregiert, für die additive Biomassefunktionen und statistische Modelle der Nährelementgehalte entwickelt wurden. Diese Zuordnung ist für die durch Buche modellierten Laubbäume in Tab. 12.2 dargestellt. Lärche und Hainbuche wurden durch die Modelle für Douglasie bzw. Eiche, Spitzahorn durch die Modelle für Bergahorn abgedeckt. Für die Laubholz-Baumarten, deren geschätzte Biomasse durch die additiven Buchen-Biomassefunktionen ermittelt wurde, wurden zusätzlich Korrekturfaktoren („Biomasse-Korrekturfaktor“, Tab. 12.2) berechnet, da diese Baumarten im Vergleich zur Buche sehr unterschiedliche Derbholzdichte aufweisen.

Zur Berechnung der Biomasse-Korrekturfaktoren wurde in einem ersten Schritt für jede Baumart auf Basis der Baumdaten der entsprechenden Bäume der BWI³-Winkelzählprobe die Gesamtbiomasse mittels der Parameter der BWI-Gesamtbiomassefunktionen aus Kändler & Bösch (2012) für die jeweilige Baumart sowie für die Baumart Buche berechnet. In einem zweiten Schritt wurde eine lineare Regression (ohne Interzept) zwischen diesen beiden modellierten Biomassen berechnet. Der geschätzte Regressions-Parameter (Steigung der Regressionsgeraden) ergibt den in Tab. 12.2 dargestellten Biomasse-Korrekturfaktor.

Tab. 12.2: Zuordnung der durch die Buchen-Biomassefunktionen modellierten Baumarten und deren Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der unterschiedlichen Dichte.

Baumarten(gruppen) (BWI und WEHAM)	Baumart Entzüge (Biomasse und Nährelementgehalte)	Biomasse-Korrekturfaktor
Linde	Buche	0,696
Robinie	Buche	1,037
Ulme	Buche	0,855
Birke	Buche	0,807
Erle	Buche	0,639
Pappel	Buche	0,542
Weide	Buche	0,766

12.2.3 Notwendige Zusatzdaten zur Modellierung

Ziel der Gesamtbilanzierung ist die Berechnung der möglichen Massenentnahme nach Nutzungsszenarien. Diese wiederum bilden mögliche Holzernteverfahren ab und trennen nach üblichen Sortimenten. Für die Bilanzierung wird zusätzlich im Derbholzbereich zwischen Holz und Rinde unterschieden, der Nichtderbholzanteil wird als Holz inklusive Rinde dargestellt und als Reisig bezeichnet. Zur Umwandlung von reiner Derbholz-Biomasse (und den korrespondierenden Elementmengen) in entsprechende Sortimentsmengen werden Informationen zu Sortimentsanteilen im Derbholzbereich entsprechend definierten Aufarbeitungszöpfen sowie allgemeingültige Informationen zu Ernte- und Rückegassenverluste benötigt.

Im Sinne einer vereinfachenden und vergleichenden Betrachtung werden pauschale Annahmen hinsichtlich der beschriebenen Größen angestrebt. Eine Differenzierung z.B. der Aufarbeitungszöpfe nach Bundesländern ist denkbar und auch umsetzbar (da entsprechende Tabellen in WEHAM vorliegen), würde aber die Interpretation der angestrebten Aussagen hinsichtlich der Erntefähigkeit im Kontext der Nährstoffnachhaltigkeit erschweren.

12.2.3.1 Zopftabellen und Volumenanteile

Zur Modellierung der Derbholz-Sortimente wurden Annahmen nach von Wilpert et al. (2011) hinsichtlich der Aufarbeitungszöpfen getroffen. Eine Differenzierung erfolgt nach Nadel- und Laubholz sowie nach Bhd, Tab. 12.3 gibt einen Überblick. Es wird angenommen, dass im Derbholzbereich in der Regel drei Sortimente anfallen: Stammholz, Industrieholz und Energieholz. Durch einen Aufarbeitungszopf von 7 cm bei Energieholz wird durch diese drei Sortimente die vollständige Derbholzmenge abgeschöpft (je nach Nutzungsszenario mit oder ohne Rinde und abzüglich Ernteverluste).

Darauf aufbauend werden für jeden ausscheidenden Baum, basierend auf seinen Baumattributen Bhd, Höhe und D_{03} und den vorgegebenen Aufarbeitungszöpfen, die Volumenanteile dieser Sortimente berechnet. Dieser Schritt wird unter Verwendung des Schaftkurvenmodells BDAT (Kublin & Bösch 2002) durchgeführt und findet getrennt nach Holz und Rinde statt. Die Volumenanteile werden auf die Derbholz- und Derbholzrindenmassen übertragen. Zwar findet hier ein Einheitenwechsel von m³ (Volumen) nach kg (Biomasse) statt, allerdings wird in der Regel über die gesamte Derbholzmasse bzw. das gesamte Derbholzvolumen eine konstante Dichte angenommen, sodass die Umrechnung von der als konstant angenommenen Dichte unberührt bleibt.

Tab. 12.3: Aufarbeitungszöpfe für die Sortimente Stammholz (SthZ), Industrieholz (IhZ) und Energieholz (EhZ) differenziert nach Laub- und Nadelholz sowie Bhd (von Wilpert et al. 2011).

Baumart	bis Bhd	SthZ	IhZ	EhZ
Nh	35	16	12	7
Nh	∞	20	14	7
Lh	30	-	12	7
Lh	37	29	12	7
Lh	40	31	15	7
Lh	∞	35	17	7

12.2.3.2 Ernte- und Rückegassenverluste

In Anlehnung an von Wilpert et al. (2011) und Westermann (2015) wurden Annahmen zu Ernteverlusten getroffen. Diese wurden festgelegt auf 10 % im Derbholzbereich und 20 % bzw. 40 % für Nadelholz bzw. Laubholz im Nichtderbholzbereich. Es gilt, dass jegliche Verlustterme weiterhin ausgewiesen werden und je nach Szenario (z.B. Szenario Max) in eine Entnahme umgeleitet werden können. Falls Ernteverluste zur Armierung von Rückegassen verwendet werden (nur Nichtderbholzanteil = Reisig), so wird gutachterlich angenommen, dass kurz- und mittelfristig nicht mehr als 20 % dieser Nährelementmenge durch das Ökosystem remobilisiert werden kann.

12.2.3.3 Verbleib der Erntemassen

In einem letzten Schritt werden den nach Sortimenten (Sth = Stammholz, Ih = Industrieholz, Eh = Energieholz), Kompartimenten (Hlz = Holz, Ri = Rinde, Re = Reisig) und Verwertbarkeit (j = Entzug, n = Ernteverlust) differenzierten Erntemengen Verbleibsorten (E = Entzug, G = Gasse, B = Bestand) zugewiesen. Der Entzugsort „Ernte“ bedeutet eine Entnahme durch Nutzung, der Verbleib auf der „Gasse“ wird ebenfalls als Entnahme aus dem System gewertet, wenngleich die Mengen nicht genutzt werden. Nur Massen, die im Bestand verbleiben, gehen dem System nicht verloren.

12.2.3.4 Zusammenfassende Darstellung und Priorisierung

Eine Zusammenfassung der Berechnung der nach Sortimenten, Kompartimenten, Verwertbarkeit und Verbleibsort differenzierten Erntemengen wird in Tab 12.4 dargestellt. Für jeden zur Ernte vorgesehenen Baum werden die Biomasse und Nährelementmenge differenziert nach Kompartimenten berechnet (es werden alle Größen für die Elemente Calcium, Kalium, Magnesium und für die Trockenmasse berechnet). Daraus werden mittels der Volumenanteile Sortimente erzeugt, die wiederum in verwertbar und nicht-verwertbar sowie auf die definierten Verbleibsorte aufgeteilt werden. Die Gesamtbiomasse eines Baumes wird demnach in 20 Sortiment-Kompartiment(-Verwertbarkeit-Verbleibs)-Kombinationen aufgeteilt.

Nach der Aggregierung aller Bäume auf der Ebene der BWI-Traktecken kann den Nutzungsszenarien entsprechend bestimmt werden, ob diese Mengen letztendlich genutzt werden oder nicht. Die Nutzungsszenarien bilden damit eine Nutzungsintensität ab.

In einem letzten Schritt werden für jedes Nutzungsszenario die einzelnen Kombinationen priorisiert, d.h. jeder Sortiments-Kompartiments-Kombination wird eine Entnahmepriorität zugewiesen, mittels derer bestimmt wird, in welcher Reihenfolge die einzelnen Kombinationen bei der Holzernte realisiert werden. In Tab 12.4 sind diese Entnahmeprioritäten dargestellt, wobei absteigend entnommen wird (zuerst wertvolle Sortimente, hohe Entnahmepriorität) und die Entnahmepriorität 0 für den Verbleib im Bestand steht.

12.2.4 Differenzierung nach Nutzungsszenarien

Die Aufteilung der Erntemassen an jeder Traktecke anhand der Attribute Sortiment, Kompartiment, Verwertbarkeit und Verbleibsort stellt eine erste Gliederung der Ernteentzüge nach den oben dargestellten Vorgaben dar. Die tatsächliche Höhe der Entnahmen kann darauf aufbauend nach Nutzungsszenarien differenziert werden. Diese Nutzungsszenarien unterscheiden unter den gegebenen Vorgaben (Aufarbeitungszöpfe, Ernteverluste, Rückegassenverluste) nach Nutzungsintensität. Diese wird aufsteigend definiert. Um ein klares und leicht interpretierbares Bild der Ergebnisse zu erhalten, wurde auf komplexe und wenig differenzierte Szenarien verzichtet, statt dessen wurden einem für große Flächen als repräsentativ angesehenen, realitätsnahen Szenario ‚Real‘ zwei aus Sicht der Nährelementintensität stark unterschiedliche Szenarien zur Seite gestellt.

Tab. 12.4: Zerlegung der ausgeschiedenen Bäume und deren Umsetzung in Sortiment-Kompartiment-Verwertbarkeit-Verbleibsort-Kombinationen. Abkürzungen (sofern nicht in Unterkapitel angegeben) sind Dh = Derbholz, *R = Rinde, Vol = Volumen, *Z = Zopf, Ndh = Nichtderbholz, Nad = Nadeln.

Sortiment	Kompartiment	Verbleib	verwertbar	Anteil [%]	Berechnung Biomasse	Nutzungsgrad Nadelholz [%]	Nutzungsgrad Laubholz [%]	Entnahmepriorität		
								Szenario Min	Szenario Real	Szenario Max
Sth	Hlz	E	j	100	Dh * Volanteil(SthZ)	90	90	30	40	40
Sth	Ri	E	j	100	DhR * Volanteil(SthZ)	90	90	0	40	40
Ih	Hlz	E	j	100	Dh * Volanteil(IhZ - SthZ)	90	90	20	30	30
Ih	Ri	E	j	100	DhR * Volanteil(IhZ - SthZ)	90	90	0	30	30
Eh	Hlz	E	j	100	Dh * Volanteil(EhZ - IhZ)	90	90	0	20	20
Eh	Ri	E	j	100	DhR * Volanteil(EhZ - IhZ)	90	90	0	20	20
Eh	Re	E	j	50	Ndh+Nad	80	60	0	0	10
Eh	Re	G	j	50	Ndh+Nad	80	80	0	10	10
Sth	Hlz	E	n	100	Dh * Volanteil(SthZ)	10	10	0	0	40
Sth	Ri	E	n	100	DhR * Volanteil(SthZ)	10	10	0	0	40
Ih	Hlz	E	n	100	Dh * Volanteil(IhZ - SthZ)	10	10	0	0	30
Ih	Ri	E	n	100	DhR * Volanteil(IhZ - SthZ)	10	10	0	0	30
Eh	Hlz	E	n	100	Dh * Volanteil(EhZ - IhZ)	10	10	0	0	20
Eh	Ri	E	n	100	DhR * Volanteil(EhZ - IhZ)	10	10	0	0	20
Eh	Re	E	n	50	Ndh+Nad	20	40	0	0	0
Eh	Re	G	n	50	Ndh+Nad	20	20	0	0	0
Sto	Hlz	B	j	100	Stock	0	0	0	0	0
Sto	Hlz	B	n	100	Stock	100	100	0	0	0
Sto	Ri	B	j	100	StockR	0	0	0	0	0
Sto	Ri	B	n	100	StockR	100	100	0	0	0

12.2.4.1 Szenario ‚Min‘

In diesem Szenario (siehe auchTab. 12.4) wird nur Holz der Sortimente Stammholz und Industrieholz dem System entzogen. Die Zopfdurchmesser liegen bei 12 bis 14 cm im Nadelholz und 12 bis 17 cm im Laubholz (siehe Aufarbeitungszöpfe in Tab. 12.3). Jegliche Rinden- und Reisigbestandteile sowie die Derbholz-Reststücke und Ernteverluste verbleiben komplett im Bestand. Das Szenario zielt auf die Darstellung eines minimalen Eingriffs, wobei nur die finanziell ertragreichsten Stammteile vermarktet werden. Es greift der technischen Entwicklung vor, um die Bedeutung der Entrindung darzustellen. Eine weitere Extensivierung der Holzernte ist nur noch über noch großzügigeres Zopfen möglich.

12.2.4.2 Szenario ‚Real‘

Mit diesem Szenario (siehe auch Tab. 12.4) erhöht sich die Intensität der Holzernte merklich. Neben dem generellen Aufarbeitungszopf von 7 cm wird auch die komplette Derbholzrinde aus dem System entzogen. Zudem schließt die Definition dieses Szenarios die Anlage von durch Reisig armierten Rückegassen ein (50% des Nichtderbholzes, davon 80%

als nicht mobilisierbarer Nährstoffverlust), allerdings wird kein Nichtderbholz genutzt. Die Definition deckt damit in weiten Teilen Deutschlands eine gängige Nutzungsstrategie ab und erfüllt gleichzeitig die 7 cm Derbholzgrenze der FSC-Richtlinien. Nicht berücksichtigt bleiben ebenfalls häufig auftretende Entnahmen durch Brennholz-Selbstwerber im Nichtderbholzbereich.

12.2.4.3 Szenario ‚Max'

Eine sehr hohe Nährelementintensität weist dieses Szenario (siehe auch Tab. 12.4) durch die – im Vergleich zu Szenario ‚Real' – zusätzliche Entnahme von Nichtderbholzbestandteilen zur Energieholzgewinnung auf (50% des Nichtderbholzes abzüglich 20% (Nadelholz) bzw. 40% (Laubholz) Ernteverlust). Auch die Verluste durch eine Rückengassenarmierung sind weiterhin Bestandteil des Szenarios. Zusätzlich – im Sinne einer Vollbaumernte – wird angenommen, dass im Derbholzbereich keine Verluste auftreten, d.h. das gesamte Derbholz wird dem Bestand entzogen und einer Nutzung zugeführt.

12.2.5 Berechnung von Nutzungsszenarien

Ziel der Berechnung ist die Ableitung von Informationen zur Höhe der möglichen Nutzungen bzw. Einschränkungen, zu den damit einhergehenden Sortimentsstrukturen und zu potenziellen Nährelementdefiziten und daraus resultierenden Kompensationsmaßnahmen. Die Berechnung der Gesamtbilanz unter Berücksichtigung der regionalisierten nutzungsfreien Stoffbilanz (Kapitel 10) und der prognostizierten mittleren Ernteentzüge (dieses Kapitel) wird für jede BWI-Traktecken separat durchgeführt. Die nutzungsfreie Stoffbilanz (*nfSB*) wird analog zu Kapitel 9 berechnet als

$$nfSB = V - S + D + 0{,}001 \cdot pBV \qquad (12.1)$$

mit V = Verwitterung, S = Sickerwasserverluste, D = Deposition und pBV = pflanzenverfügbarer Bodenvorrat (Gesamtelementvorrat in der Humusauflage und austauschbarer Vorrat im Mineralboden bis 90 cm Tiefe; siehe dazu auch Kapitel 9). Kalkstandorte werden modifiziert behandelt, sodass keine unplausiblen Bilanzen für die reich verfügbaren Elemente Ca bzw. Mg auftreten, siehe dazu Kapitel 15 Der Ernteentzug wird wie oben dargestellt berechnet.

Zur Erreichung der genannten Ziele werden die Ernteentzüge nicht als Summe der nutzungsfreien Stoffbilanz gegenübergestellt, sondern in Form der priorisierten Sortimentssumme. Anschließend wird berechnet, wie hoch die für eine ausgeglichene Bilanz nicht realisierten Nutzungen sind. Es werden folgende Berechnungen angestellt:

(1) Abschichtung der nach Priorität sortierten Sortimente bis zum Bilanzgleichgewicht (d.h. maximal mögliche Nutzung unter Erhalt der Nährstoffnachhaltigkeit, also $nfSB \geq 0$)
(2) Berechnung des zusätzlichen, aber aus Aspekten der Nährstoffnachhaltigkeit nicht realisierten Holzpotenzials

Dadurch können folgende Kenngrößen abgeleitet werden, die die Ergebnisse unterschiedlich beleuchten:

- Anteil der nachhaltig nutzbaren Erntemenge und Sortimente, pro Traktecke und gemittelt je Modellregion
- Höhe der Nutzungseinschränkung bzw. Höhe eines Rückführungsbedarfs
- Höhe der Entnahme aus dem pflanzenverfügbaren Bodenvorrat zur Realisierung des vollständigen Holzpotenzials
- Darstellung der aus Sicht der Nährstoffnachhaltigkeit als sinnvoll erachteten Nutzungsstrategien („Szenarien“) für die Traktecken bzw. in der räumlichen Verortung.

12.3 Ergebnisse

12.3.1 Ernteentzüge

Das Ergebnis der Berechnung der Ernteentzüge ist eine Schätzung des mittleren Entzugs für jede BWI-Traktecke für den Zeitraum von 2003 bis 2052. Dieser mittlere Entzug liegt differenziert nach Sortiment, Kompartiment, Verwertbarkeit und Verbleibsort vor und bildet entsprechend der Definitionen der Szenarien unterschiedlich hohe Nutzungsintensitäten ab. In den nachfolgenden Tabellen (Tab. 12.5 und Tab. 12.6) sind aggregierte Kenngrößen dargestellt. Die Abbildungen geben zusätzliche Indikationen zum Einfluss des Bestandesalters (Abb. 12.3) und zur räumlichen Verortung der prognostizierten Ernte- und Nährelemententzüge (Abb. 12.4).

Tab. 12.5 und die dazugehörende Abb. 12.1 geben einen Überblick über die Differenzierung und die Relation der Gesamtbiomasse und der Nährelementmengen in Sortiment-Kompartiment-Verbleib-Verwertungs-Kombinationen nach dem Szenario ‚Real‘. Es werden jeweils Mittelwerte über alle Traktecken dargestellt. Es zeigt sich, dass ca. 80 % der Trockenmasse aus dem System entnommen werden (inkl. eines Anteils von ca. 6,6 % der in Rückegassen festgelegt wird) und 20 % als nicht verwertbare Teile im System verbleiben. Für die Elemente Calcium, Kalium und Magnesium liegt dieses Verhältnis eher bei 70:30. Mit Blick auf die detaillierten Informationen für diese Elemente wird eindrucksvoll sichtbar, dass sich der Entzug von Reisigmaterial und Rinde stark auf die Nutzungsintensität von Nährelementen auswirkt. Allein der Anteil der in Reisigmatten gespeicherten Nährelementmengen steigt im Vergleich zu Trockenmasse auf ca. das Doppelte: 12–14 %. Die Nährelement-Einsparungen des Szenario ‚Min‘ im Vergleich zu Szenario ‚Real‘ beziehen sich auf das Sortiment Energieholz, die Rindenanteile und den Verlust durch die Rückegassenarmierung. Im Mittel beträgt diese Einsparung für Ca^{2+} 6,169 kg ha^{-1} a^{-1} (67 %), für K^{+} 1,793 kg ha^{-1} a^{-1} (41 %) und für Mg^{2+} 0,513 kg ha^{-1} a^{-1} (43 %). Davon entfällt 73 % (Ca^{2+}), 45 % (K^{+}) und 49 % (Mg^{2+}) auf die Rindenteile und 25 % (Ca^{2+}), 49 % (K^{+}) und 45 % (Mg^{2+}) auf die Rückegassenverluste. Der Restterm entspricht dem Nährelementbedarf des Energieholzes (ohne Rinde). Durch das Szenario ‚Max‘ erhöht sich die Nährelementintensität gegenüber dem Szenario ‚Real‘ durch die Nutzung der restlichen Derbholzteile (Ca^{2+}: +4 %, K^{+}: +7 %, Mg^{2+}: +7 %), der anhaftenden Rindenteile (Ca^{2+}: +5 %, K^{+}: +2 %, Mg^{2+}:

+2 %) und verwertbaren Teile der Krone (Ca^{2+}: +15 %, K^{+}: +19 %, Mg^{2+}: +18 %). Zur Orientierung wurde in Abb. 12.1 eingezeichnet, wie sich eine reine Derbholznutzung mit Rinde auf den Entzug von Trockenmasse und Nährelementmengen auswirkt. Die Differenzierung nach Rinde und Reisig zwischen den Szenarien ‚Min' und ‚Real' ist damit einfacher nachzuvollziehen.

Abb. 12.2 stellt die nach Szenarien und Elementen differenzierten und über die Jahre 2003 bis 2052 integrierten mittleren Entzüge pro Hektar und Jahr dar. In Tab. 12.6 wird dieser Sachverhalt zusätzlich nach Modellregionen differenziert betrachtet. Ergänzend werden die verschiedenen Szenarien durch eine relative Angabe der Nährelementintensität im Vergleich zum Szenario ‚Real' zu einander in Beziehung gesetzt.

Tab. 12.5: Höhe der mittleren Biomasseentzüge [kg ha^{-1} a^{-1}] für das Szenario ‚Real' über alle Traktecken je Sortiments-Kompartiments-Kombination. Die letzte Zeile enthält die geschätzte Gesamtsumme und ist vergleichbar mit dem entsprechenden Wert aus Tab. 12.1.

Sortiment	Kompartiment	Verbleibsort	verwertbar	Calcium		Kalium		Magnesium		Trockenmasse	
				[kg ha^{-1} a^{-1}]	[%]	[kg ha^{-1} a^{-1}]	[%]	[kg ha^{-1} a^{-1}]	[%]	[kg ha^{-1} a^{-1}]	[%]
Sth	Hlz	E	j	2,369	18,8	1,872	30,1	0,524	30,9	2732,0	50,8
Sth	Ri	E	j	3,095	24,6	0,576	9,2	0,188	11,1	256,7	4,8
Ih	Hlz	E	j	0,604	4,8	0,716	11,5	0,167	9,8	669,5	12,4
Ih	Ri	E	j	1,190	9,5	0,185	3,0	0,051	3,0	68,5	1,3
Eh	Hlz	E	j	0,134	1,1	0,107	1,7	0,031	1,8	153,1	2,8
Eh	Ri	E	j	0,209	1,7	0,045	0,7	0,014	0,8	17,9	0,3
Eh	Re	G	j	1,541	12,3	0,880	14,1	0,229	13,5	356,1	6,6
Summe				**9,143**	**72,7**	**4,380**	**70,4**	**1,203**	**71,1**	**4253,8**	**79,0**
Sth	Hlz	E	n	0,263	2,1	0,208	3,3	0,058	3,4	303,6	5,6
Sth	Ri	E	n	0,344	2,7	0,064	1,0	0,021	1,2	28,5	0,5
Ih	Hlz	E	n	0,067	0,5	0,080	1,3	0,019	1,1	74,4	1,4
Ih	Ri	E	n	0,132	1,1	0,021	0,3	0,006	0,3	7,6	0,1
Eh	Hlz	E	n	0,015	0,1	0,012	0,2	0,003	0,2	17,0	0,3
Eh	Ri	E	n	0,023	0,2	0,005	0,1	0,002	0,1	2,0	0,0
Eh	Re	E	n*	1,416	11,3	0,825	13,3	0,215	12,7	328,6	6,1
Eh	Re	E	n	0,511	4,1	0,275	4,4	0,071	4,2	116,6	2,2
Eh	Re	G	n	0,385	3,1	0,220	3,5	0,057	3,4	89,0	1,7
Sto	Hlz	B	n	0,129	1,0	0,107	1,7	0,029	1,7	147,7	2,7
Sto	Ri	B	n	0,150	1,2	0,029	0,5	0,009	0,5	12,4	0,2
Summe				**3,436**	**27,3**	**1,845**	**29,6**	**0,489**	**28,9**	**1127,4**	**21,0**
Summe – gesamt				**12,579**	**100**	**6,225**	**100**	**1,692**	**100**	**5381,2**	**100**

*bei Nutzung von Energieholz im Nichtderbholzbereich zusätzlich anfallend

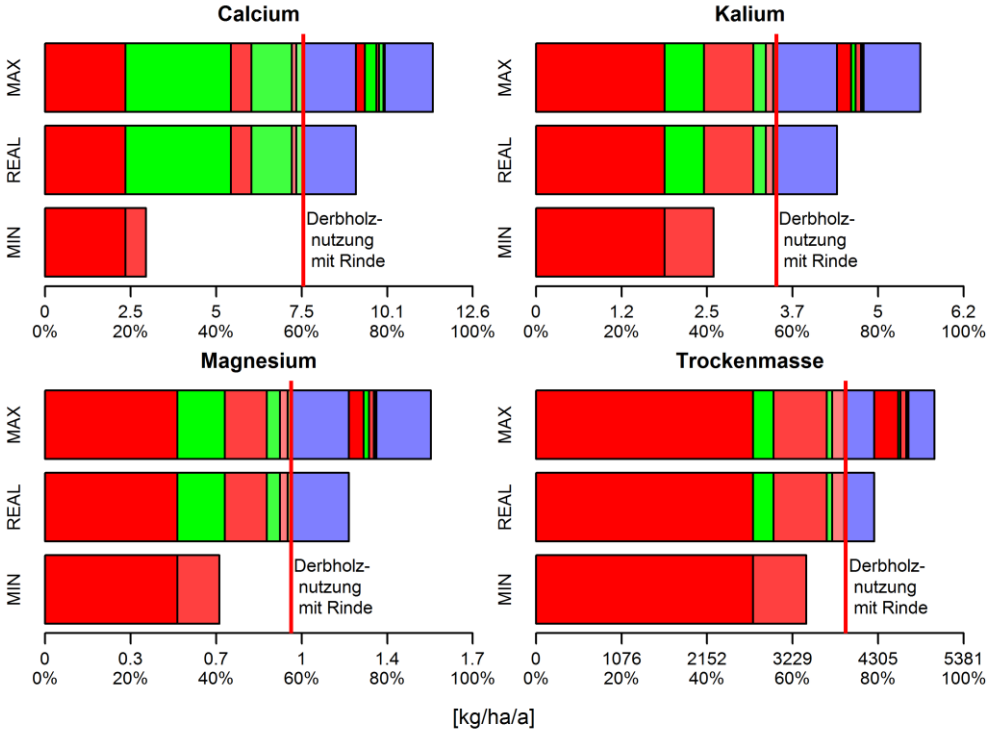


Abb. 12.1: Graphische Visualisierung der Nährelementintensität der verschiedenen Szenarien für die drei Elemente im Vergleich zur Trockenmasse differenziert nach den Sorten und Kompartimenten. Farbskala: rot = Holz, grün = Rinde, blau = Reisig, Farbintensität absteigend von Stammholz nach Energieholz. Sortimentsabfolge wie in Tab. 12.5.

Zur Einordnung der mittleren Entnahmehöhe je Modellregionen ist die Angabe Vfm ha^{-1} a^{-1} enthalten. Eine klare Beziehung zwischen den Vfm ha^{-1} a^{-1} und den Elementmengen liegt nicht vor, da diese Beziehung von der Baumartenzusammensetzung, der Altersstruktur und dem Standort abhängig ist.

Deutlich sichtbar sind starke Unterschiede zwischen den Modellregionen, sowohl hinsichtlich der Elemente, als auch der eingeschlagenen Gesamtderbholzmenge. Hohe Entzüge treten vor allem in Alpenvorland/nördl. Kalkalpen und den kristallinen Mittelgebirge auf, während die norddeutschen Moränengebiete sowie die Modellregion Löss/Fluss/Küste eher niedrigere Entzüge aufweisen (vgl. auch Abb. 12.4). Die Szenarien wiederum unterschieden sich relativ einheitlich. Das Szenario ‚Max' liegt für alle Elemente ca. 30 % über dem Szenario ‚Real'. Beim Szenario ‚Min' muss eine Differenzierung zwischen Ca und den beiden anderen Elementen vorgenommen werden. Für Ca liegt die Intensität ca. 70 % tiefer als beim Szenario ‚Real', während dieser Wert für die beiden anderen Elemente ca. 40 % tiefer liegt. Grund sind die hohen Ca-Gehalte der Rindenbestandteile.

Tab. 12.6: Mittlere Nährelemententzüge der verschiedenen Szenarien stratifiziert nach Modellregion und Element. Einheiten sind kg ha^{-1} a^{-1} für die Elemente Ca^{2+}, K^{+} und Mg^{2+} sowie Vfm ha^{-1} a^{-1}. Die prozentualen Angaben für die Szenarien ‚Min' und ‚Max' stellen die Intensität dieser Szenarien in Bezug zum Szenario ‚Real' dar.

Modellregion	Element	Szenario				
		Min		Real	Max	
		[kg ha^{-1} a^{-1}]	[%]	[kg ha^{-1} a^{-1}]	[kg ha^{-1} a^{-1}]	[%]
Alpenvorland/ nördl.Kalkalpen	Ca^{2+}	4,131	33,5	12,340	15,757	127,7
	K^{+}	2,754	56,0	4,917	6,428	130,7
	Mg^{2+}	0,709	51,3	1,382	1,825	132,1
	Vfm ha^{-1} a^{-1}	13,5				
Bergländer auf Kalk	Ca^{2+}	3,605	30,2	11,944	14,731	123,3
	K^{+}	3,212	64,2	5,000	6,204	124,1
	Mg^{2+}	0,866	61,8	1,401	1,763	125,8
	Vfm ha^{-1} a^{-1}	10,0				
Kristalline Mittelgebirge	Ca^{2+}	3,172	34,9	9,098	11,602	127,5
	K^{+}	2,353	53,9	4,363	5,777	132,4
	Mg^{2+}	0,636	52,6	1,210	1,585	131,0
	Vfm ha^{-1} a^{-1}	11,4				
Hügelländer (nmm.)	Ca^{2+}	2,909	32,4	8,971	11,174	124,6
	K^{+}	2,497	58,4	4,276	5,484	128,3
	Mg^{2+}	0,664	57,3	1,159	1,471	127,0
	Vfm ha^{-1} a^{-1}	9,8				
Altmoräne, Nordd. Tiefland	Ca^{2+}	1,809	29,7	6,091	7,621	125,1
	K^{+}	1,471	50,2	2,928	3,910	133,5
	Mg^{2+}	0,432	49,6	0,871	1,132	130,0
	Vfm ha^{-1} a^{-1}	7,5				
Jungmoräne, Nordd. Tiefland	Ca^{2+}	2,275	31,3	7,278	9,045	124,3
	K^{+}	2,003	55,7	3,598	4,661	129,5
	Mg^{2+}	0,597	57,3	1,041	1,312	126,0
	Vfm ha^{-1} a^{-1}	8,1				
Löss/Fluss/Küste	Ca^{2+}	2,579	26,9	9,603	11,616	121,0
	K^{+}	2,930	64,1	4,572	5,635	123,2
	Mg^{2+}	0,633	59,9	1,056	1,309	124,0
	Vfm ha^{-1} a^{-1}	8,3				
Hügelländer (T/U)	Ca^{2+}	2,852	32,8	8,700	10,990	126,3
	K^{+}	2,471	56,6	4,365	5,694	130,4
	Mg^{2+}	0,573	53,0	1,080	1,407	130,2
	Vfm	10,0				
Gesamt	Vfm	9,67				

Abb. 12.3 zeigt den Effekt der Konsolidierung der beiden Datenquellen BWI und WEHAM über insgesamt 50 Jahre. Ziel der Zusammenführung war es, den Effekt des Bestandesalters zu eliminieren, um hohe Nährelemententzüge aufgrund der Altersstruktur zu vermeiden. Die Abbildung zeigt das über alle Bäume gemittelte und auf einen Hektar hochgerechnete Alter dieser Bäume gegen die mittlere, modellierte Entnahme in Vfm ha^{-1} a^{-1}. Ein sehr dezenter Hochpunkt der geglätteten Mittelwertskurve (rot) kann bei Alter 100 ausgemacht werden. Sehr hohe mittlere Entzüge sind Effekte der Aufnahmemethodik der BWI, da um einen Stichprobenpunkt geklumpt stehende, vorratsreiche Bäume tw. unplausibel hohe Vorräte pro Hektar liefern. Dies ist problematisch bei einer Einzelpunktbetrachtung, aber nicht bei einer Aggregation auf großflächige Gebiete. Eine Abhängigkeit vom Bestandesalter ist nicht erkennbar.

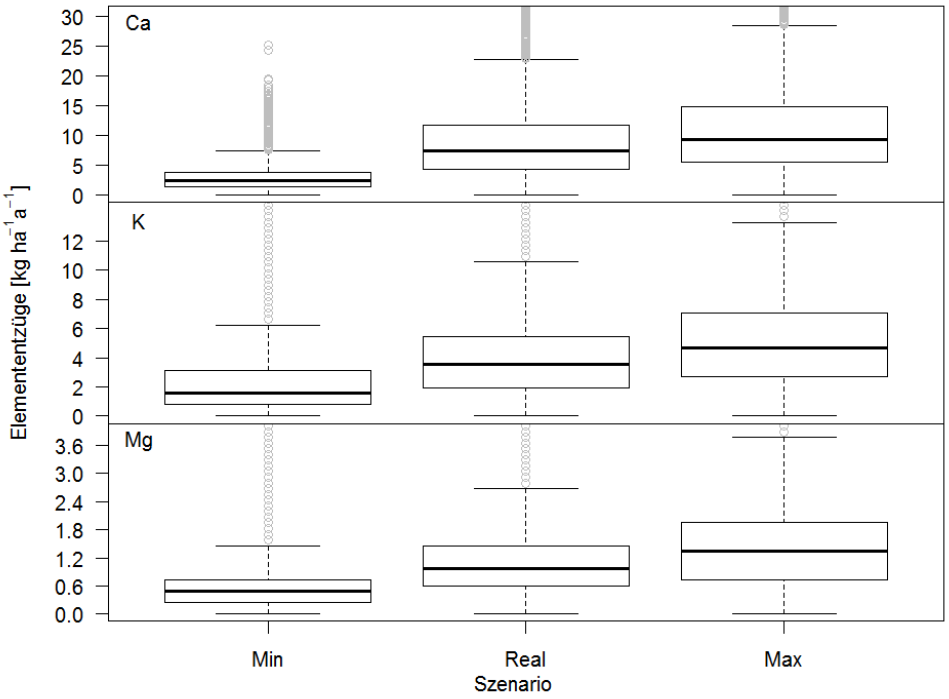


Abb. 12.2: Verteilung der Nährelemententzüge in [kg ha^{-1} a^{-1}] je Element gegen die drei Szenarien über alle Modellregionen und BWI-Traktecken. Die Darstellung der Y-Achse ist auf das 97,5%-Quantil des Szenario MAX beschränkt.

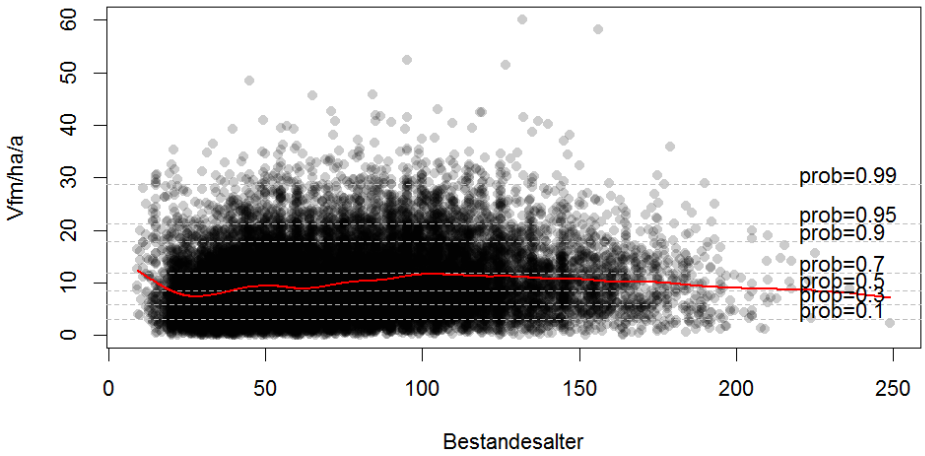


Abb. 12.3: Vergleich des geschätzten Bestandesalters gegen die erwarteten und über die Jahre 2003 bis 2052 gemittelten jährlichen Entzüge durch die Holzernte in Form von Vfm ha^{-1} a^{-1}. In rot ist eine geglättete Mittelwertskurve ergänzt.

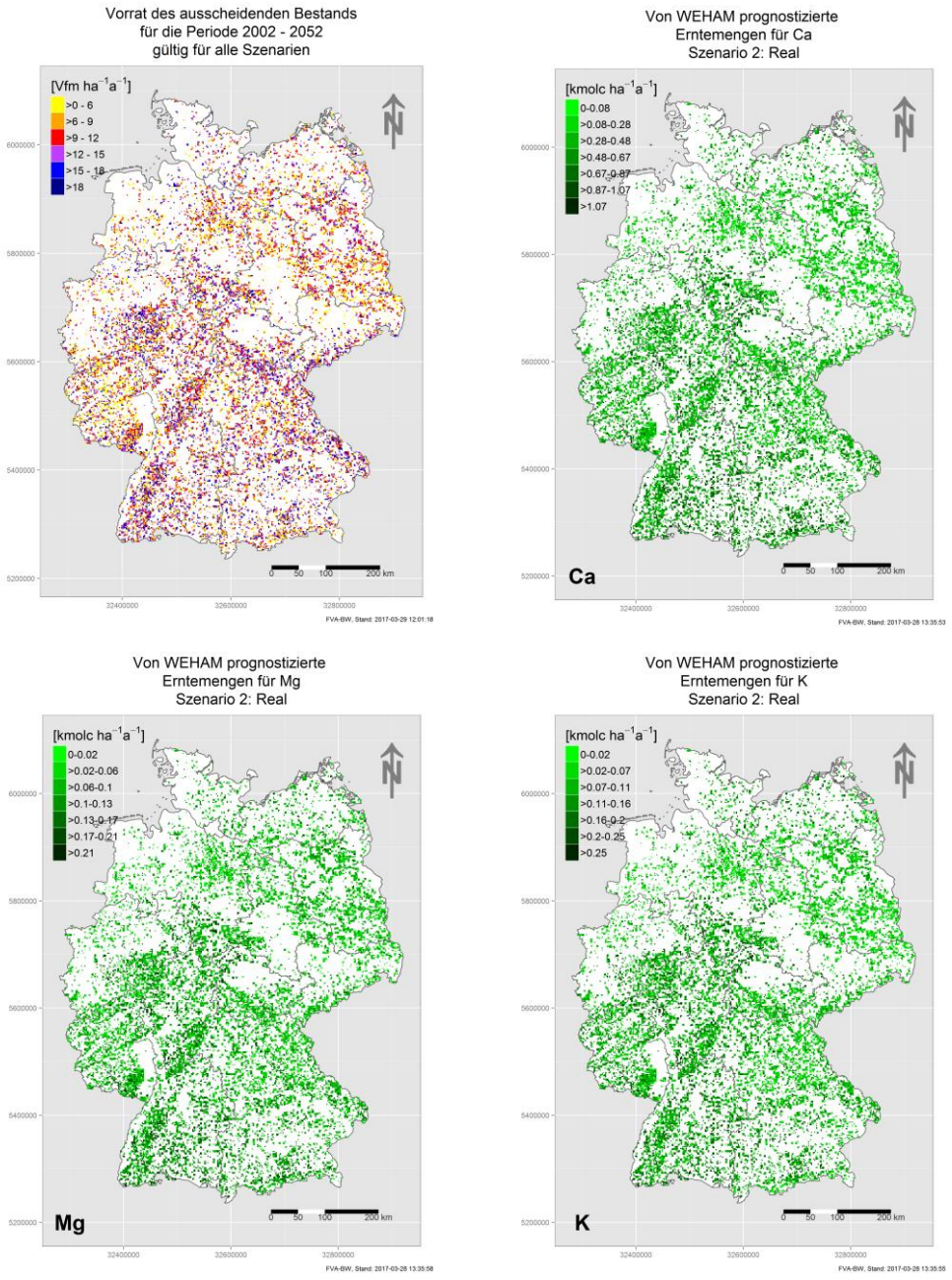


Abb. 12.4: Räumliche Verteilung der Ernteentzüge [Vfm $ha^{-1}a^{-1}$] und Elementmengen für Ca^{2+}, K^{+} und Mg^{2+} in Einheiten [$kmol_c$ $ha^{-1}a^{-1}$].

12.3.2 Nutzungsszenarien

Die Ergebnisse der Nutzungsszenarien werden in Kombination mit einer Diskussion und strategischen Überlegungen aus Gründen eines besseren Überblicks und einfacherer Lesbarkeit in Kapitel 15 dargestellt.

12.4 Diskussion und Schlussfolgerung

Die Berechnung der Ernteentzüge mittels der entwickelten Modelle für die Biomassekompartimente und die kompartimentweisen Nährelementgehalte liefern in Kombination mit den zusätzlichen Annahmen bezüglich Aufarbeitungszöpfe und Verlustterme plausible Größenordnungen, die auch mit den Biomassefunktionen der BWI in Einklang stehen.

Es wurden an diversen Stellen pauschale Annahmen getroffen, um relativ häufig auftretende Situationen abzudecken. Klar ist, dass diese Annahmen lokal vermutlich nicht in ihrer Gesamtheit zutreffen. Um diesen Einschränkungen entgegen zu wirken und Leitplanken hinsichtlich der Nutzungsintensität abzustecken, wurden verschiedene Nutzungsszenarien dargestellt und berechnet. Damit können lokale bzw. differenziertere Situationen grob abgeleitet und eingeordnet werden.

Die Integration von 50 Jahren (10 Jahre BWI und 40 Jahre WEHAM-Simulation) liefert für den ausscheidenden Bestand im Mittel ein Volumen von knapp zehn Vfm ha^{-1} a^{-1}. Auch wenn ein Alterstrend ausgeschlossen werden konnte, so treten an einzelnen Stichprobenpunkten nichtsdestotrotz sehr hohe Entzüge auf. Bei BWI-Auswertungen werden in der Regel aggregierte Daten präsentiert, sodass Abweichungen an einer Traktecke keine großen Auswirkungen haben. Hier wird allerdings mit den Schätzungen an der Traktecke gearbeitet, und insbesondere die Tatsache, dass durch die Berechnung der Gesamtbilanz nur eine Reduktion der Erntemenge und keine Anhebung aufgrund eines hohen Bodenpotenzials stattfinden kann, bedarf einer vorsichtigen Interpretation der Ergebnisse. Allerdings ist die Anzahl der Traktecken mit sehr hohen Entzügen gering im Vergleich zur Gesamtzahl der Traktecken (vgl. Quantile in Abb. 12.3, grau gestrichelte Linien). Auch wenn die Abdeckung einer Umtriebszeit bei der Nutzung der BWI/WEHAM-Daten nicht möglich ist, so konnte trotzdem eine plausible Herleitung der Ernteentzüge geleistet werden.

Die räumliche Verortung der Entzüge entspricht den Erwartungen, die wichtigsten Gebiete mit hoher Produktion (in Abb. 12.4, links oben; blaue Farbe $\geq$ 15 Vfm ha^{-1} a^{-1}) liegen in den Gebieten der kristallinen Mittelgebirge, im Alpenvorland und dem rheinischen Schiefergebirge.

12.5 Literaturverzeichnis

Bösch, B., G. Kändler. 2012. WEHAM 2012 – Modelle und Algorithmen, Fachkonzept und Spezifikation, FVA Baden-Württemberg: 38 Seiten. (unveröffentlichter Projektbericht).

Kändler, G., B. Bösch. 2012. Methodenentwicklung für die 3. Bundeswaldinventur: Modul 3 Überprüfung und Neukonzeption einer Biomassefunktion – unveröffentlichter Abschlussbericht. Im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft

und Verbraucherschutz in Zusammenarbeit mit dem Institut für Waldökologie und Waldinventur des Johann Heinrich von Thünen-Instituts, FVA Baden-Württemberg: 71 S.

Kublin, E., B. Bösch. 2002. BDATPro – Programmbibliothek zur Berechnung von Durchmessern, Sorten- und Derbholzvolumen auf der Basis von Schaftformgleichungen. Programmdokumentation, FVA Baden-Württemberg: 40 Seiten. (unveröffentlichter Projektbericht, als Programmdokumentation verfügbar unter: http://www.fva-bw.de/forschung/bui/bdatpro.html).

von Wilpert, K., B. Bösch, P. Bastian, D. Zirlewagen, F. Hepperle, S. Holzmann, H. Puhlmann, J. Schäffer, G. Kändler, U. H. Sauter. 2011. Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 87: 155 S.

Westermann, T. 2014. Untersuchung auftretender Biomasseverluste entlang der Erntekette bei der Energieholzernte im Buchenholz (Fagus sylvatica L.). Master, Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg.

13 Wirkung intensiver Biomasseernte auf den Kohlenstoffhaushalt im Wald

Wendelin Weis, Desirée Köhler
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abt. Boden und Klima

13.1 Einleitung und Problemstellung

Der Kohlenstoffhaushalt von Wäldern umfasst den Aufbau von Biomasse durch Photosynthese und Kohlendioxidfixierung, den Eintrag von totem organischem Material in den Boden als Streufall, Wurzelstreu, Totholz bzw. Schlagabraum und die Veratmung organischer Kohlenstoffverbindungen zur Energiegewinnung durch Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen. Das durch die Festlegung von Kohlenstoff im Wald produzierte Holz ist ein wichtiger Rohstoff unserer Gesellschaft. Bei sehr effizienter Verwendung von Holz, z.B. durch Kaskadennutzung und Substitution fossiler Rohstoffe und Energieträger, tragen Wald sowie Forstwirtschaft auch zur Reduktion der Kohlendioxidemissionen bei und wirken so dem Klimawandel entgegen (Repo et al. 2015, Klein et al. 2013, Zanchi et al. 2012). Gleichzeitig sichert der ständige Eintrag von abgestorbenem, kohlenstoff- und nährstoffhaltigem Pflanzenmaterial in den Boden die Standortsqualität und Produktivität der Wälder.

Humus als Auflage und eingemischt in den Mineralboden erhöht den Nährstoffgehalt im Boden und seine Fähigkeit Wasser zu speichern. Die Nährstoffe werden dabei durch Mineralisation meist langsam und kontinuierlich freigesetzt, was sich günstig auf die Nährstoffaufnahme auswirkt und Nährstoffverluste durch Auswaschung mit dem Sickerwasser gering hält. Zudem entsprechen die im toten organischen Material gespeicherten Nährelemente in ihren Verhältnissen gut dem Bedarf der Bäume. Besonders wichtig sind die in organischen Verbindungen enthaltenen Nährstoffmengen bei Elementen, die nicht oder nur in geringem Maße durch Mineralverwitterung im Boden bereitgestellt werden. Von den Hauptnährelementen sind dies vor allem Stickstoff und Phosphor, auf feinerdearmen Kalkböden auch Kalium.

Einen zusätzlichen Aspekt des Kohlenstoffhaushaltes von Wäldern stellt die Bedeutung von Totholz für die Artenvielfalt dar. Hier sind es besonders grobe Strukturen, also stehende und liegende abgestorbene Baumstämme und dicke Äste, die Lebensraum für eine Vielzahl an Tieren und Pilzen bieten (Lachat et al. 2013). In bewirtschafteten Wäldern steht allerdings die Holznutzung im Vordergrund. Um die Versorgung der Gesellschaft mit Holz aus einheimischer Produktion aufrecht halten zu können, kann nur ein geringer Anteil der Stämme zur Förderung von Naturschutz und Biodiversität als Totholz verbleiben. Dementsprechend liegt der Fokus der nachfolgenden Betrachtungen zum Kohlenstoffhaushalt auf dem Vergleich von Holzernteszenarien im genutzten Wald. Explizit werden die Nutzungsvarianten Derbholz mit Rinde und Vollbaum miteinander verglichen. Es geht vor allem um die Auswirkungen des zusätzlichen Entzugs von Kronenmaterial auf den Kohlenstoffhaushalt. Äste, Zweige und die Nadeln der immergrünen Nadelbäume werden in den letzten

Jahren vermehrt als Hackschnitzel zur Gewinnung von Heizenergie und elektrischem Strom verwertet. Zur Wärmeerzeugung privater Haushalte wird Scheitholz aus den stärkeren Ästen insbesondere von Laubbäumen genutzt. Das Kronenmaterial dabei einseitig nur als günstige, nachwachsende und damit nahezu CO_2-neutrale Energiequelle zu sehen wäre falsch. Neben den dadurch erzeugten, in den vorangegangenen Kapiteln dargelegten Auswirkungen auf den Nährstoffhauhalt muss eine nachhaltige Forstwirtschaft auch den Einfluss auf den Kohlenstoffhaushalt und insbesondere den Erhalt der Humusvorräte im Boden beachten.

Sinnvoll ist eine Betrachtung der Bedeutung intensiver Kronennutzung auf den Kohlenstoffhaushalt nur, wenn die kurzfristigen Auswirkungen einzelner Durchforstungs- und Verjüngungsmaßnahmen getrennt von der langfristigen Veränderung des Kohlenstoffspeichers im Boden betrachtet werden können. Für eine strategische Ausrichtung der Forstwirtschaft ist der langfristige Einfluss auf die Humusvorräte im Boden entscheidend. Der Zeithorizont von mindestens einer Umtriebszeit zusammen mit der Vielfalt der Faktoren, die den Kohlenstoffhaushalt beeinflussen, kann eigentlich nur durch deterministische Modelle abgebildet werden. Berücksichtigt werden müssen dabei Klima, Standortsqualität, Baumart, die Abbaubarkeit von Streu und Schlagabraum, waldbauliche Maßnahmen sowie die Ernteintensität. Wichtig ist die Darstellung der Haupteintragspfade für Kohlenstoff in den Waldboden in ihrer Quantität und zeitlichen Verteilung. Hierbei erfolgt der Streueintrag durch abgestorbenes Kronenmaterial (insbesondere Blätter bzw. Nadeln) und absterbende Wurzeln kontinuierlich, aber in Abhängigkeit der Bestandseigenschaften. Dagegen treten Ernterückstände je nach Durchforstungshäufigkeit zwar mehr oder weniger regelmäßig, aber in größeren Zeitabständen und in unterschiedlicher Menge auf.

Zur Abbildung des Kohlenstoffhaushalts wurde deshalb das Bodenkohlenstoffmodell Yasso07 verwendet (Liski et al. 2005, Tuomi et al. 2009, Tuomi et al. 2011). Einflüsse nicht vorhersagbarer Ereignisse wie Windwurf, intensiver Insektenfraß oder das Absterben von Bäumen durch Borkenkäferbefall wurden nicht berücksichtigt. Auch die standörtlich oft sehr unterschiedliche historische Kohlenstoffspeicherung wurde aus Gründen der Vergleichbarkeit vernachlässigt. Ebenfalls nicht mit in die Modellierung einbezogen wurde ein Humusabbau in Folge starker lokaler Temperaturerhöhung, z.B. auf Kahlflächen (Londo et al. 1999, Spielvogel et al. 2006) und bei Änderung des bodenchemischen Milieus durch Kalkung (Huber et al. 2006). Ziel ist es, die Unterschiede in der Speicherung von Bodenkohlenstoff für die Nutzungsformen Derbholz mit Rinde und Vollbaum in Abhängigkeit von Baumart, Bonität und Klima herauszuarbeiten. Die Arbeitshypothesen sind, dass langfristige Veränderungen im Kohlenstoffvorrat des Bodens langsam ablaufen, Vollbaumernte im Vergleich zur Nutzung von Derbholz mit Rinde zu einer geringeren Anreicherung von Humus im Boden führt sowie Standorte mit höherer Produktivität einen höheren Eintrag von Kohlenstoff in den Boden durch Streu und Schlagabraum begünstigen und damit auch höhere Kohlenstoffvorräte aufgebaut werden können.

13.2 Material und Methoden

13.2.1 Parametrisierung des Bodenkohlenstoffmodells Yasso07

Zur Darstellung des Kohlenstoffhaushalts bewirtschafteter Wälder für die Nutzungsvarianten Derbholz mit Rinde und Vollbaum wurde das Bodenkohlenstoffmodell Yasso07 Version 1.1.0 verwendet (Liski et al. 2005, Tuomi et al. 2011, Tuomi et al. 2009, https://code.google.com/archive/p/yasso07ui/downloads: yasso07_1.1.0rc_exe_win.zip).

Yasso07 ist ein vergleichsweise einfaches Modell, das frisch in den Boden eingetragenen Kohlenstoff in verschiedene Komponenten einteilt, die durch spezifische Umsetzungsraten ineinander überführt werden und letztlich zu Humus führen (Abb. 13.1). Berücksichtigt werden Streu und Wurzelstreu sowie die nach forstlichen Eingriffen verbleibenden Kronenteile, Stammreste und absterbenden Wurzeln. Die Umsetzungsraten sind dabei abhängig von der Art und Dimension des eingetragenen Materials und vom Klima.

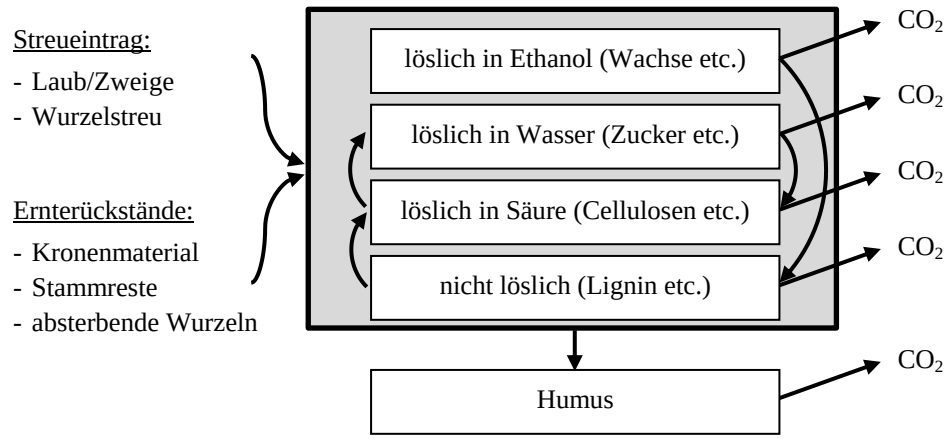


Abb. 13.1: Flussdiagramm des Bodenkohlenstoffmodells Yasso07. Rechtecke stehen für die unterschiedlichen Komponenten des Bodenkohlenstoffs, Pfeile für Kohlenstoffflüsse (verändert nach Liski et al. 2009).

Genutzt wurde der europäische Parametersatz (vgl. Modelleinstellungen Yasso07 Version 1.1.0 „parameter set"). Der Eintrag an Kohlenstoff in den Boden wurde für jährliche Zeitschritte vorgegeben. Der Ausgangswert des Kohlenstoffvorrats im Boden wurde als „steady state" aus dem durchschnittlichen Kohlenstoffeintrag einer Umtriebszeit spezifisch nach Baumart und Wuchsleistung berechnet. Um für beide Erntevarianten gleiche Ausgangsbedingungen zu schaffen, erfolgte die Berechnung einheitlich. Modellläufe wurden für die Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer in je fünf Bonitätsklassen sowie den Nutzungsvarianten Derbholz mit Rinde und Vollbaum gerechnet. Zur Charakterisierung des Klimas wurden konstante durchschnittliche Angaben zu Jahresmitteltemperatur, Jahressumme des Niederschlags und Amplitude der Monatsmitteltemperaturen verwendet. Alle Baumarten, Bonitäten und Erntevarianten wurden für mittlere Klimaverhältnisse modelliert (durch-

schnittliches Klima in 500 m ü. NHN). Für die mittlere Wuchsleistung der Baumarten Buche und Fichte erfolgten zusätzliche Modellläufe für einen Gradienten, der dem durchschnittlichen Klima der Höhenlagen zwischen 100 bis 1900 m ü. NHN in 100 m Schritten folgte. Die verwendeten Klimawerte (Tab. 13.1) basierten dabei auf regionalisierten Werten für die bayerischen Punkte der Bundeswaldinventur (BWI) der Jahre 1961 bis 2013 (Böhner et al. 2016 pers. Mittl.).

Tab. 13.1: Klimawerte im Höhengradienten (Mittelwerte der bayerischen BWI-Punkte entsprechender Höhenlage und der Jahre 1963–2013).

Höhenlage [m ü. NHN]	Jahresmitteltemperatur [°C]	Jahresniederschlag [mm]	Temperaturamplitude* [°C]
100 (50–149)	9,9	673	17,8
200 (150–249)	9,0	695	18,0
300 (250–349)	8,5	712	18,1
400 (350–449)	8,1	752	18,5
500 (450–549)	7,9	826	18,5
600 (550–649)	7,4	978	18,1
700 (650–749)	7,0	1210	17,9
800 (750–849)	6,6	1429	17,6
900 (850–949)	6,1	1589	17,2
1000 (950–1049)	5,5	1754	16,9
1100 (1050–1149)	5,1	1832	16,6
1200 (1150–1249)	4,7	1864	16,4
1300 (1250–1349)	4,2	2047	16,1
1400 (1350–1449)	3,8	2105	15,8
1500 (1450–1549)	3,5	2032	15,5
1600 (1550–1649)	3,1	2055	15,3
1700 (1650–1749)	2,8	1973	15,0
1800 (1750–1849)	2,1	2119	14,9
1900 (1850–1949)	1,7	2089	14,9

*Differenz der mittleren Monatstemperaturen im wärmsten und kältesten Monat

Yasso07 benötigt Angaben zur Aufteilung des Kohlenstoffeintrags in die vier Komponenten ethanollöslich (Wachse etc.), wasserlöslich (Zucker etc.), säurelöslich (Cellulosen etc.) und unlöslich (Lignin etc.). Analysen zu den einzelnen Streu- und Baumkompartimenten der verschiedenen Baumarten waren im Rahmen des Projekts nicht möglich. Deshalb musste auf die Literaturangaben bei Liski et al. (2009) zurückgegriffen werden, die auf Arbeiten verschiedener Autoren basiert (Berg et al. 1991a, Berg et al. 1991b, Berg et al. 1993, Gholz et al. 2000, Trofymow et al. 1998, Vávrová et al. 2009). Lagen für einzelne Baumart-/Kompartiment-Kombinationen mehrere Werte vor, so wurden Mittelwerte gebildet. Für nicht vorhandene Kombinationen wurden die Werte der jeweils ähnlichsten vorhandenen Baumart und dem vergleichbarsten Kompartiment verwendet. Die tatsächlich im Modell angewendete Aufteilung zeigt Tab. 13.2. Deutlich wird, dass insbesondere für die Laubbaumarten Buche (*Fagus silvatica*) und Eiche (*Quercus robur* bzw. *Quercus petraea*) keine baumartenspezifischen Werte vorlagen, sondern auf Werte anderer Arten der selben Gattung bzw. ganz auf andere Laubbaumarten zurückgegriffen werden musste. Auch die detaillierte Aufteilung der Bäume in Einzelkompartimente, den die verwendeten Biomassefunktionen (vgl. Tab. 13.8) ermöglichen, konnte nicht durch entsprechende Werte belegt werden. Mit Ausnahme der Baumart Kiefer (*Pinus sylvestris*), für die zusätzlich Angaben zu

den Ästen zur Verfügung standen, musste die recht grobe Zweiteilung in Stamm (verwendet für Holz, Rinde, Äste, Zweige und Wurzeln) und Blatt (verwendet für Blätter/Nadeln, Streu und Wurzelstreu) genügen.

Tab. 13.2: Anteile von Kohlenstofffraktionen unterschiedlichen Lösungsverhaltens in den Baumkompartimenten verschiedener Baumarten (Originaldaten aus Liski et al. 2009).

Baumart	Kompartiment	löslich in			nicht löslich	originale Baumart (Kompartiment)
		Säure	Wasser	Ethanol		
Buche, Eiche	Holz, Rinde, Ast, Zweig, Wurzeln	0,6500	0,0300	0,0000	0,3200	Betula pendula (Stamm)
Buche	Blatt, Streu, Wurzelstreu	0,4879	0,1503	0,0754	0,2800	Fagus grandifolia (Blatt)
Eiche	Blatt, Streu, Wurzelstreu	0,3938	0,2722	0,0935	0,2351	Quercus prinus (Blatt)
Fichte	Holz, Rinde, Ast, Zweig, Wurzeln	0,7000	0,0050	0,0050	0,2800	Picea abies (Stamm)
Fichte	Blatt, Streu, Wurzelstreu	0,4826	0,1317	0,0658	0,3199	Picea abies (Nadel)
Kiefer	Holz, Rinde	0,6800	0,0150	0,0150	0,2800	Pinus sylvestris (Stamm)
Kiefer	Ast, Zweig, Wurzeln	0,4747	0,0191	0,0783	0,4302	Pinus sylvestris (Ast)
Kiefer	Blatt, Streu, Wurzelstreu	0,5180	0,1773	0,0887	0,2160	Pinus sylvestris (Blatt)

Neben den unterschiedlichen Kohlenstofffraktionen richtet sich die Abbaugeschwindigkeit abgestorbener Pflanzenteile in Yasso07 auch nach ihrem Durchmesser. Hier ergab sich die Möglichkeit, Baumkompartimente zu differenzieren, die mangels spezifischer Analysen mit gleicher chemischer Zusammensetzung modelliert wurden. Eine Einteilung in Derbholz mit Rinde (bis 7 cm Durchmesser), Äste bis zu einem Grenzdurchmesser von 1 cm und Zweige erschien sinnvoll und konnte über entsprechende Biomassefunktionen realisiert werden (vgl. Tab. 13.8). Die für Yasso07 verwendeten Größenklassen für holzige Biomasse richteten sich für verbleibende Stammstücke nach dem Mittelwert von Brusthöhendurchmesser des Grundflächenmittelstamms im entsprechenden Alter und Derbholzgrenze (7 cm). Für Äste wurde der mittlere Durchmesser auf 4 cm (Mittelwert von Derbholzgrenze und Grenzdurchmesser Äste/Zweige) festgelegt. Lag der Brusthöhendurchmesser des Grundflächenmittelstamms unter der Derbholzgrenze, wurde der Durchmesser von Stamm- und Astholz auf den Mittelwert von Brusthöhendurchmesser und Grenzdurchmesser Äste/Zweige reduziert. Der mittlere Durchmesser für Zweigmaterial wurde einheitlich auf 0,5 cm gesetzt.

13.2.2 Ableitung des Kohlenstoffeintrags für typisierte Bestände

Die typisierte Entwicklung deutscher Waldbestände wurde aus den Daten der dritten Bundeswaldinventur (BWI³) abgeleitet. Zur Vereinfachung erfolgte die Darstellung für Reinbestände der deutschen Hauptbaumarten (Buche, Eiche, Fichte, Kiefer) in je fünf Produktivitätsstufen. Für jede Baumart wurden alle Traktecken der BWI³ mit einem Standflächenanteil größer 90 % verwendet. Das Alter der Baumart am Trakteck sollte mehr als 15 Jahre und die Altersdifferenz weniger als 10 Jahre betragen. Für die entsprechenden Traktecken

wurde ein mit der Stammzahl (N) gewichteter Mittelwert für Bestandsalter (A), Bestandshöhe (H) und Grundfläche (G) berechnet. Aus der Grundfläche wurde anschließend der Brusthöhendurchmesser des Grundflächenmittelstamms (DG) abgeleitet. Die so ermittelte mittlere Höhe unterscheidet sich nur geringfügig von der bei waldwachstumskundlichen Aufnahmen gebräuchlichen Höhe des Grundflächenmittelstamms.

Die Bonitierung der Bestände basierte auf einer geschätzten Oberhöhe der entsprechenden Baumart am Trakteck. Dazu wurden die Bäume gemäß ihrem Brusthöhendurchmesser absteigend sortiert. Gemäß der Stammzahl des jeweiligen Durchmesserkollektivs wurden die 100 stärksten Bäume pro Hektar identifiziert und eine über die Stammzahl gewichtete mittlere Höhe als Oberhöhe (H100) bestimmt. Zur weiteren Auswertung wurden nur Bestände bis zu einem baumartenspezifischen Grenzalter herangezogen, bei dem das volle Höhenspektrum noch vertreten war. Für Fichte betrug dieses Alter 115 Jahre, für Kiefer 125 Jahre, für Buche 185 Jahre und für Eiche 165 Jahre. Die Traktecken wurden in Altersklassen von je 10 Jahren (15–24, 25–34 usw.) eingeteilt. An der Altersklasse 100 (95–104) wurden die Alpha-Werte zur Quantileinteilung für Oberhöhenbonitäten im Abstand von zwei Metern bestimmt. Unter der Annahme, dass die Höhenverteilung in den verschiedenen Altersklassen derselben Verteilung unterliegt wie in der Altersklasse 100, konnten über die entsprechenden Höhenquantile der Altersklassen Oberhöhenkurven in Abhängigkeit vom Bestandsalter abgeleitet werden. Verwendet wurde dabei folgende Funktion („akp“-Funktion nach Pretzsch 1992):

$$H100\,[m] = a * (1 - exp(-k * A))^p \qquad (13.1)$$

Der so entstandene Bonitätsfächer wurde zur Einteilung der Traktecken in Wuchsklassen verwendet. Die Anzahl der pro Baumart und Wuchsklasse zur Verfügung stehenden Traktecken zeigt Tab. 13.3.

Tab. 13.3: Anzahl der Traktecken der BWI³ zur Parametrisierung von Modellbeständen nach Baumart und Wuchsklasse (WK = Oberhöhenbonität im Alter 100).

Buche		Eiche		Fichte		Kiefer	
WK	**Traktecken**	**WK**	**Traktecken**	**WK**	**Traktecken**	**WK**	**Traktecken**
O22	217	O14	99	O24	429	O18	890
O26	621	O18	276	O28	1297	O22	3346
O30	1004	O22	486	O32	2400	O26	4020
O34	707	O26	512	O36	1925	O30	1800
O38	233	O30	207	O40	660	O34	350

Für die verschiedenen Baumarten und Wuchsklassen konnten nun die Beziehungen zwischen Bestandsalter (*A*), Stammzahl (*N*), Brusthöhendurchmesser des Grundflächenmittelstamms (*DG*) und mittlere Bestandshöhe (*H*) durch nicht-lineare Regressionen beschrieben werden:

$$DG\,[cm] = a * (1 - exp(-k * A))^p \qquad (13.2)$$

$$H\,[m] = a * (1 - exp(-k * A))^p \qquad (13.3)$$

$$N = Z / (1 + (a * A)^b) \quad (13.4)$$

Die Anfangsstammzahl (Z) wurde dabei dem Waldbauhandbuch zur Pflanzung im bayerischen Staatswald entnommen (BAYSF 2012). Die Parametrisierung der Gleichungen 13.2 bis 13.4 kann Tab. 13.4 bis Tab. 13.6 entnommen werden.

Tab. 13.4: Parameter der Beziehung zwischen dem Brusthöhendurchmesser des Grundflächenmittelstamms (DG) und dem Bestandsalter (A) nach Gleichung 13.2.

Baumart	Wuchsklasse	R^2	a		k		p	
	O22	0,611	73,6	± 19,4	0,00811	± 0,00485	1,17	± 0,309
	O26	0,704	83,6	± 14,0	0,00658	± 0,00233	1,09	± 0,137
Buche	O30	0,730	158	± 67,9	0,00270	± 0,00184	0,953	± 0,0929
	O34	0,717	79,5	± 6,54	0,0102	± 0,00203	1,35	± 0,157
	O38	0,730	77,9	± 8,76	0,0115	± 0,00350	1,37	± 0,274
	O14	0,490	200	(vorgegeben)	0,00238	± 0,000679	1,13	± 0,186
	O18	0,569	200	(vorgegeben)	0,00160	± 0,000259	0,872	± 0,0684
Eiche	O22	0,602	200	(vorgegeben)	0,00182	± 0,000196	0,894	± 0,0488
	O26	0,691	200	(vorgegeben)	0,00203	± 0,000169	0,920	± 0,0405
	O30	0,645	200	(vorgegeben)	0,00193	± 0,000269	0,865	± 0,0612
	O24	0,655	51,0	± 5,85	0,0159	± 0,00468	1,19	± 0,187
	O28	0,692	47,1	± 1,54	0,0227	± 0,00241	1,38	± 0,114
Fichte	O32	0,730	53,7	± 1,52	0,0192	± 0,00164	1,27	± 0,0726
	O36	0,739	62,2	± 2,98	0,0143	± 0,00185	1,07	± 0,0683
	O40	0,750	71,9	± 7,88	0,0116	± 0,00314	0,993	± 0,107
	O18	0,498	48,2	± 9,53	0,00771	± 0,00384	0,800	± 0,114
	O22	0,601	42,2	± 1,58	0,0136	± 0,00158	0,960	± 0,0564
Kiefer	O26	0,680	43,7	± 0,936	0,0167	± 0,00120	1,07	± 0,0489
	O30	0,708	49,2	± 1,65	0,0149	± 0,00164	1,03	± 0,0675
	O34	0,706	60,7	± 7,97	0,00958	± 0,00367	0,834	± 0,127

Tab. 13.5: Parameter der Beziehung zwischen mittlerer Bestandshöhe (H) und Bestandsalter (A) nach Gleichung 13.3.

Baumart	Wuchsklasse	R^2	a		k		p	
	O22	0,967	27,0	± 0,287	0,0204	± 0,00108	1,32	± 0,0694
	O26	0,964	29,9	± 0,142	0,0241	± 0,000684	1,34	± 0,0416
Buche	O30	0,962	34,4	± 0,138	0,0219	± 0,000541	1,12	± 0,0273
	O34	0,957	39,1	± 0,199	0,0197	± 0,000642	0,952	± 0,0297
	O38	0,912	45,4	± 0,815	0,0150	± 0,00168	0,726	± 0,0626
	O14	0,939	50,0	(vorgegeben)	0,00118	± 0,000100	0,564	± 0,0198
	O18	0,945	50,0	(vorgegeben)	0,00178	± 7,47E-05	0,549	± 0,0110
Eiche	O22	0,941	50,0	(vorgegeben)	0,00212	± 6,51E-05	0,494	± 0,00767
	O26	0,948	50,0	(vorgegeben)	0,00253	± 6,64E-05	0,439	± 0,00613
	O30	0,857	50,0	(vorgegeben)	0,00346	± 0,000225	0,407	± 0,0159
	O24	0,942	26,2	± 0,301	0,0347	± 0,00161	1,80	± 0,0938
	O28	0,962	29,9	± 0,137	0,0351	± 0,000738	1,68	± 0,0402
Fichte	O32	0,961	34,0	± 0,117	0,0324	± 0,000534	1,45	± 0,0257
	O36	0,959	38,2	± 0,165	0,0291	± 0,000607	1,22	± 0,0248
	O40	0,942	42,8	± 0,406	0,0269	± 0,00122	1,08	± 0,0439
	O18	0,886	19,0	± 0,0931	0,0448	± 0,00158	1,61	± 0,0803
	O22	0,890	22,5	± 0,0468	0,0502	± 0,000845	1,71	± 0,0445
Kiefer	O26	0,913	26,2	± 0,0402	0,0501	± 0,000672	1,68	± 0,0356
	O30	0,931	30,2	± 0,0617	0,0430	± 0,000757	1,38	± 0,0357
	O34	0,904	35,0	± 0,231	0,0322	± 0,00171	0,967	± 0,0616

Tab. 13.6: Parameter der Beziehung zwischen Stammzahl (N) und Bestandsalter (A) nach Gleichung 13.4.

Baumart	Wuchsklasse	R^2	Z		a		b	
Buche	O22	0,240	7000	(vorgegeben)	0,295	± 0,0981	0,898	± 0,111
	O26	0,267	7000	(vorgegeben)	0,234	± 0,0394	0,907	± 0,0638
	O30	0,446	7000	(vorgegeben)	0,0995	± 0,00551	1,29	± 0,0490
	O34	0,456	7000	(vorgegeben)	0,0686	± 0,00358	1,57	± 0,0671
	O38	0,589	7000	(vorgegeben)	0,0599	± 0,00353	1,97	± 0,108
Eiche	O14	0,0535	8000	(vorgegeben)	12,0	± 34,2	0,377	± 0,166
	O18	0,233	8000	(vorgegeben)	0,408	± 0,131	0,820	± 0,0945
	O22	0,354	8000	(vorgegeben)	0,179	± 0,0227	1,07	± 0,0698
	O26	0,401	8000	(vorgegeben)	0,142	± 0,0150	1,16	± 0,0707
	O30	0,402	8000	(vorgegeben)	0,0937	± 0,0114	1,59	± 0,139
Fichte	O24	0,135	3000	(vorgegeben)	0,0674	± 0,0102	0,941	± 0,123
	O28	0,323	3000	(vorgegeben)	0,0413	± 0,00134	1,58	± 0,0725
	O32	0,373	3000	(vorgegeben)	0,0375	± 0,000695	1,81	± 0,0566
	O36	0,368	3000	(vorgegeben)	0,0382	± 0,000787	1,77	± 0,0612
	O40	0,412	3000	(vorgegeben)	0,0375	± 0,00112	1,90	± 0,102
Kiefer	O18	0,194	6000	(vorgegeben)	0,0749	± 0,00712	1,04	± 0,0788
	O22	0,324	6000	(vorgegeben)	0,0586	± 0,00157	1,36	± 0,0379
	O26	0,476	6000	(vorgegeben)	0,0507	± 0,000727	1,80	± 0,0334
	O30	0,563	6000	(vorgegeben)	0,0534	± 0,000999	1,85	± 0,0407
	O34	0,599	6000	(vorgegeben)	0,0578	± 0,00248	1,77	± 0,0780

Die so berechneten Stammzahlen wurden verwendet, um die Anzahl der bei Durchforstungsmaßnahmen geernteten Bäume zu bestimmen. Bei Durchmesser- und Höhenspektrum wurde nicht zwischen dem ausscheidenden und verbleibenden Bestand unterschieden. Die Durchforstungshäufigkeit orientierte sich dabei für die Baumarten Buche, Fichte und Kiefer an den Waldbaurichtlinien der Bayerischen Staatsforsten (BAYSF 2009, BAYSF 2011, BAYSF 2014). Da für Eiche entsprechende Informationen fehlten, wurden ähnliche Verhältnisse wie für Buche angenommen, obwohl die Bewirtschaftung von Eichenbeständen durch den Lichtbaumcharakter der Baumart sicher Unterschiede aufweist. Geachtet wurde sowohl auf die unterschiedliche Anzahl der Eingriffe in der jeweiligen Nutzungsart (Jungbestandspflege JP, Jungdurchforstung JD, Altdurchforstung AD und Verjüngungsnutzung VJN) als auch auf die empfohlene maximale Erntemenge. Vereinfacht wurde davon ausgegangen, dass die Durchforstungsmaßnahmen der natürlichen Mortalität vorgreifen bzw. abgestorbene Bäume bei der nächsten Durchforstung mit entnommen werden. Davon abweichend sollte die Stammzahlreduktion während der Jungbestandspflege kontinuierlich, auf Basis der natürlichen Mortalität und ohne zusätzliche Durchforstung erfolgen, sowie die Biomasse der abgestorbenen Bäume am Standort verbleiben. Die Berücksichtigung unterschiedlicher Wuchsklassen bedingte eine Anpassung der Dauer der Nutzungsarten. Schlecht wüchsige Bestände wurden dadurch mit längerer Umtriebszeit und langsamerem Übergang von einer Altersphase in die nächste dargestellt (Tab. 13.7).

Tab. 13.7: Übergangszeiten zwischen den Nutzungsarten nach Baumart und Wuchsklasse.

	Wuchs-klasse	Jungbestands-pflege bis Alter	Jungdurch-forstung bei Alter	Altdurch-forstung bei Alter	Verjüngungs-nutzung bei Alter
Buche	O22	40	53	80	160
	O26	38	50	75	150
	O30	35	47	70	140
	O34	33	43	65	130
	O38	30	40	60	120
Eiche	O14	40	53	80	160
	O18	38	50	75	150
	O22	35	47	70	140
	O26	33	43	65	130
	O30	30	40	60	120
Fichte	O24	35	63	91	140
	O28	33	59	85	130
	O32	30	54	78	120
	O36	28	50	72	110
	O40	25	45	65	100
Kiefer	O18	28	56	112	140
	O22	26	52	104	130
	O26	24	48	96	120
	O30	22	44	88	110
	O34	20	40	80	100

Die Modellierung des Kohlenstoffhaushalts mit Yasso07 erfolgte für mehrere Umtriebszeiten, um Anfangseffekte zu minimieren und langfristige Entwicklungen korrekt zu erfassen. Dabei wurden Modellbestände eingesetzt, bei denen die Entwicklung des neuen Jungbestands bereits während der Verjüngungsnutzung startete (zeitliche Überlappung der aufeinanderfolgenden Bestandsentwicklungen). Die effektive Umtriebszeit über mehrere Bestandsperioden lag dadurch unter dem maximalen Bestandsalter. Die aufeinanderfolgenden Bestände wurden in ihrem Wuchsverhalten einheitlich abgebildet. Mögliche Änderungen im Wachstumsverhalten durch Veränderungen der Standortsqualität (Klima, Nährstoffversorgung) wurden damit ebenso wenig berücksichtigt wie mögliche Unterschiede der forstlichen Bewirtschaftung (waldbauliche Maßnahmen, Baumartenwahl).

Die so gewonnenen Bestandsdaten zu Bestandsalter (A), Stammzahl (N), Brusthöhendurchmesser des Grundflächenmittelstamms (DG) und mittlere Bestandshöhe (H) wurden verwendet, um die Biomassen (BM) im ausscheidenden Bestand kompartimentweise zu berechnen. Explizit auf diese Eingangsgrößen ausgelegte Biomassefunktionen für Derbholz (Derbholzgrenze 7 cm), Derbholzrinde, Äste bis zu einem Grenzdurchmesser von 1 cm, Zweige und Nadeln bzw. Blätter wurden entwickelt. Datenbasis waren diejenigen im Projekt zusammengefassten Biomasseerhebungen, die eine entsprechende Kompartimentierung erlaubten (Daten nach Pretzsch et al. 2014, Weis & Göttlein 2016, Weis & Göttlein 2012a, Weis & Göttlein 2012b, Weis et al. 2009, Weis & Göttlein 2002, Göttlein et al. 2012, Dietrich et al. 2002). Für Blatt- und Nadelmassen wurden zusätzlich die Daten von Burger (1947a, 1947b, 1950, 1952 und 1953) ausgewertet. Die verwendeten Funktionen folgten der Form:

$$ln(BM) = i + a * ln(A) + b * ln(DG) + h * ln(H) \quad (13.5)$$

Variablenschätzer, Standardfehler und statistische Kenngrößen sind in Tab. 13.8 aufgelistet. Der jährliche Streufall im Bestand wurde an Hand der Blatt- bzw. Nadelmengen im verbleibenden Bestand geschätzt. Für die Laubbäume Buche und Eiche galt ein Skalierungsfaktor von 1. Die Skalierungsfaktoren für Fichte (0,25) und Kiefer (0,5) wurden so gewählt, dass die Streumengen in der Phase der Altdurchforstung den auf Level-II-Flächen gleicher Baumart gemessenen Mengen entsprachen.

Für die Wurzelbiomassen von Einzelbäumen standen keine umfangreichen Datensätze zur Verfügung. In der Literatur findet sich häufig ein Verhältnis unterirdischer zu oberirdischer Biomasse in Wäldern von etwa 0,2 (Dieter & Elsasser 2002, Cairns et al. 1997, Kurz et al. 1996, Offenthaler & Hochbichler 2006). Um die Wurzelmassen ähnlich wie die oberirdischen Biomassen abhängig von der Bestandsentwicklung zu gestalten und unrealistisch hohe Wurzelmassen in Beständen mit sehr hohen Derbholzvorräten zu vermeiden, wurde die Wurzelbiomasse der Kronenmasse gleich gesetzt. Es erscheint sinnvoll, die Wurzeln als Organe der Nährstoffaufnahme eher mit dem Kronenraum als Ort der Energiegewinnung und Kohlenstofffixierung zu vergleichen als mit der gesamten oberirdischen Biomasse. Gemittelt über die Umtriebszeit ergaben sich so Verhältnisse zwischen unterirdischer und oberirdischer Biomasse, die den oben erwähnten Werten gut entsprachen. Im Bodenkohlenstoffmodell Yasso07 entsprachen Menge und Größenklasse der absterbenden Wurzeln nach Holzernte damit den Werten von Ästen, Zweigen und Blättern bzw. Nadeln der gefällten Bäume. Die Feinwurzelstreu wurde dem oberirdischen Streufall gleichgesetzt.

Tab. 13.8: Parameter der Biomassefunktionen nach Gleichung 5 zur Ableitung der Massen einzelner Baumkompartimente aus Bestandsdaten (Rinde und Holz für Derbholz > 7 cm Durchmesser, Grenzdurchmesser Äste/Zweige = 1 cm).

Baumart	Typ	N	R^2	i		a		b		h	
Buche	Blatt	111	0,937	-2,1827 ± 0,3088	***	-0,1063 ± 0,1527		2,5954 ± 0,1562	***	-1,2876 ± 0,2699	***
	Zweig	417	0,767	-1,1796 ± 0,2458	***	-0,2115 ± 0,0918	*	2,0314 ± 0,1071	***	-0,6113 ± 0,1708	***
	Ast	417	0,919	-1,1066 ± 0,1679	***	-0,1709 ± 0,0627	**	2,4510 ± 0,0731	***	-0,6632 ± 0,1167	***
	Rinde	389	0,975	-7,3552 ± 0,1297	***	0,3248 ± 0,0364	***	1,8452 ± 0,0424	***	0,9765 ± 0,0751	***
	Holz	389	0,990	-4,3939 ± 0,0817	***	-0,0245 ± 0,0229		2,1333 ± 0,0267	***	1,0742 ± 0,0473	***
Eiche	Blatt	53	0,940	-2,6711 ± 0,2961	***	-0,8366 ± 0,2275	***	2,8413 ± 0,2138	***	-0,4385 ± 0,337	
	Zweig	110	0,762	0,5020 ± 0,331		-0,2864 ± 0,1134	*	2,0083 ± 0,1539	***	-1,0210 ± 0,2331	***
	Ast	110	0,950	-3,5268 ± 0,274	***	-0,6997 ± 0,0939	***	3,2116 ± 0,1274	***	-0,1545 ± 0,1929	
	Rinde	110	0,982	-5,6385 ± 0,1741	***	0,2375 ± 0,0596	***	2,0180 ± 0,0809	***	0,5924 ± 0,1226	***
	Holz	110	0,991	-4,2621 ± 0,1265	***	-0,0045 ± 0,0433		2,0977 ± 0,0588	***	1,0318 ± 0,0891	***
Fichte	Nadel	588	0,878	-1,0698 ± 0,1208	***	-0,2575 ± 0,0427	***	2,5897 ± 0,0796	***	-1,1396 ± 0,0896	***
	Zweig	343	0,719	-0,2942 ± 0,2058		-0,3213 ± 0,0619	***	2,0966 ± 0,0963	***	-0,8620 ± 0,1383	***
	Ast	343	0,825	-5,9432 ± 0,2919	***	0,0187 ± 0,0878		2,4717 ± 0,1366	***	0,2388 ± 0,1961	
	Rinde	349	0,938	-5,7728 ± 0,1456	***	0,2495 ± 0,0427	***	1,6585 ± 0,0667	***	0,7090 ± 0,095	***
	Holz	350	0,985	-4,4162 ± 0,0759	***	0,0279 ± 0,0223		1,6605 ± 0,0349	***	1,3346 ± 0,0496	***
Kiefer	Nadel	368	0,888	-2,2086 ± 0,1054	***	-0,3406 ± 0,0544	***	2,4407 ± 0,0797	***	-0,8011 ± 0,0845	***
	Zweig	158	0,475	-0,5347 ± 0,3622		-0,1074 ± 0,0871		1,1630 ± 0,1515	***	-0,2600 ± 0,2275	
	Ast	158	0,805	-2,7561 ± 0,4338	***	-0,3705 ± 0,1044	***	3,4711 ± 0,1814	***	-1,4976 ± 0,2725	***
	Rinde	153	0,792	-5,4061 ± 0,4769	***	0,0480 ± 0,1193		2,0703 ± 0,2009	***	0,4454 ± 0,3005	
	Holz	158	0,989	-4,6794 ± 0,1069	***	0,1527 ± 0,0257	***	1,9109 ± 0,0447	***	0,9878 ± 0,0672	***
Signifikanzniveaus: *** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p \leq 0,05$											

Für die Umrechnung von Biomasse in Kohlenstoff wurden Mittelwerte der analysierten Kohlenstoffgehalte in den bereits erwähnten Biomassestudien verwendet (Tab. 13.9). Die Kohlenstoffgehalte der Streu wurden denen der Blätter bzw. Nadeln gleichgesetzt.

Als letzter Schritt wurde festgelegt, welche Baumkompartimente bei Holzernte in welchem Umfang am Standort verblieben und als Kohlenstoffeintrag in den Boden berücksichtigt werden sollten. Einheitlich für alle Baumarten und Ernteszenarien wurde für Streu, Wurzelstreu und absterbende Wurzeln bei Holzernte ein Verbleib von 100 % und für die geernteten Stämme (Derbholz und Rinde) ein Verbleib von 10 % angenommen. Für die Nutzungs-

variante Derbholz mit Rinde sollte das Kronenmaterial zu 100 % am Standort verbleiben. Bei Vollbaumernte wurde zwischen Laubbäumen (Verbleib von 40 % der Äste und Zweige und 100 % der Blätter) und Nadelbäumen (Verbleib von 20 % des Kronenmaterials) unterschieden. Nicht berücksichtigt wurde die räumliche Verteilung des Materials im Bestand bzw. auf den Rückegassen. Während der Jungbestandspflege wurde angenommen, dass das gesamte Material absterbender bzw. gefällter Bäume am Standort verbleibt. Die jährliche Streu und Wurzelstreu wurden komplett als Kohlenstoffeintrag in den Boden gewertet.

Tab. 13.9: Kohlenstoffgehalte [g kg^{-1}].

Baumart	Holz	Rinde	Ast	Zweig	Blatt
Buche	472	468	469	482	499
Eiche	468	467	467	478	502
Fichte	479	480	488	495	492
Kiefer	481	501	490	500	500

13.3 Ergebnisse

Quelle für den organischen Kohlenstoff im Boden ist der über Photosynthese und CO_2-Fixierung festgelegte Kohlenstoff in der Biomasse der Bäume. Je nach Wüchsigkeit können stark unterschiedliche Mengen zunächst in lebendem Gewebe angesammelt und dann als absterbende Pflanzenreste (Streu, Wurzelstreu, absterbende Bäume und Baumteile, Schlagabraum) dem Boden zugeführt werden. Die Auswertung der Daten der BWI³ und ihre Einteilung in typisierte Bestände unterschiedlicher Wuchsklassen ergab deutliche Unterschiede in Wuchsleistung und geschätzter Gesamtbiomasseproduktion. Tab. 13.10 zeigt die durchschnittliche jährliche Zunahme an oberirdischer Biomasse einer Umtriebszeit nach Baumart und Wuchsklasse unter Berücksichtigung der Ernteentzüge. Die Produktion unterirdischer Biomasse ist hier nicht mit aufgeführt, da diese vereinfacht aus Kronenmaterial und Streufall abgeleitet wurde. Angenommen wurde eine Entwicklung der Wurzelbiomasse entsprechend der Summe von Ästen, Zweigen und Blättern bzw. Nadeln sowie der Wurzelstreu entsprechend der oberirdischen Streuproduktion. Der berechnete durchschnittliche Gesamtzuwachs in Vfm ha^{-1} a^{-1} lag in der jeweilig besten Wuchsklasse zwei- bis dreimal so hoch wie in der schlechtesten Wuchsklasse. Für die Gesamtbiomasseproduktion ergab sich dagegen nur ein Faktor von 1,5. Ursache war ein für alle berücksichtigten Baumarten mit zunehmender Produktivität verringerter Anteil von Kronenmaterial an der oberirdischen Biomasse. So ergaben sich für schlecht wüchsige Bestände Kronenanteile bei Buche von 23 %, bei Eiche von 19 %, bei Fichte von 22 % und bei Kiefer von 19 %. Bei hoher Wuchsleistung lagen sie dagegen für Buche bei 16 %, für Eiche bei 12 %, für Fichte bei 22 % und für Kiefer bei 19 %. Auch der Anteil der Streuproduktion an der Gesamtbiomasse fiel bei steigender Produktivität. Dagegen zeigten die absoluten Werte für Streufall keinen klar gerichteten Bezug zur Wuchsleistung. Für die niedrigste Wuchsklasse ergaben sich allerdings bei allen Baumarten immer die höchsten Mengen.

Tab. 13.10: Mittlere jährliche Produktion oberirdischer Biomasse in einer Umtriebszeit nach Baumart, Wuchsleistung und Baumkompartiment. Daten abgeleitet aus Aufnahmen der BWI³ (BA: Baumart; WK: Wuchsklasse = Oberhöhenbonität im Alter 100; UTZ: Umtriebszeit; V: Volumen Derbholz mit Rinde; H: Derbholz; R: Derbholzrinde; A: Astholz mit Rinde; Z: Zweige mit Durchmesser < 1 cm; N/B: Nadeln bzw. Blätter).

BA	WK	UTZ	V	H	R	A	Z	N/B	Streu
		[a]	[m^3 ha^{-1} a^{-1}]	[t ha^{-1} a^{-1}]					
Buche	O22	160	6,20	3,38	0,234	0,748	0,165	0,093	3,95
	O26	150	8,63	4,71	0,318	0,840	0,189	0,096	3,72
	O30	140	11,82	6,47	0,417	1,077	0,261	0,119	3,62
	O34	130	15,91	8,72	0,543	1,207	0,282	0,119	3,37
	O38	120	17,18	9,44	0,565	1,231	0,303	0,116	2,68
Eiche	O14	160	6,40	3,22	0,577	0,586	0,247	0,079	3,70
	O18	150	6,64	3,40	0,550	0,529	0,312	0,084	3,42
	O22	140	8,99	4,64	0,697	0,667	0,352	0,107	3,65
	O26	130	11,32	5,89	0,825	0,752	0,341	0,118	3,61
	O30	120	13,20	6,93	0,901	0,849	0,409	0,149	3,52
Fichte	O24	140	7,16	2,50	0,253	0,324	0,216	0,296	2,70
	O28	130	9,03	3,18	0,298	0,370	0,264	0,344	2,45
	O32	120	12,43	4,41	0,382	0,476	0,307	0,395	2,48
	O36	110	16,16	5,77	0,468	0,578	0,343	0,435	2,58
	O40	100	20,54	7,37	0,562	0,685	0,381	0,475	2,56
Kiefer	O18	140	5,99	2,22	0,251	0,267	0,174	0,137	2,18
	O22	130	7,67	2,87	0,304	0,254	0,194	0,146	1,97
	O26	120	9,71	3,64	0,373	0,273	0,225	0,167	1,83
	O30	110	11,95	4,50	0,443	0,292	0,250	0,185	1,82
	O34	100	15,31	5,79	0,551	0,337	0,292	0,221	2,03

In Abhängigkeit von Baumart, Wuchsklasse, Durchforstungshäufigkeit und -intensität sowie Nutzungsszenario variierten die für die Modellierung mit Yasso07 verwendeten Kohlenstoffeinträge in den Boden. Als Beispiel wurden in Abb. 13.2 die potentiellen Einträge an organischem Kohlenstoff für einen typisierten Fichtenbestand der Oberhöhenbonität 32 (mittlere Wuchsleistung) bei klassischer Nutzung von Derbholz mit Rinde und bei Vollbaumnutzung dargestellt. Während Streufall und Wurzelstreu eine kontinuierliche und für beide Ernteszenarien gleich große Quelle für den Bodenkohlenstoff darstellte, fielen die Ernterückstände nur bei Durchforstung an. Durch den angenommenen höheren Nutzungsgrad von Kronenmaterial bei Vollbaumernte fiel der Kohlenstoffeintrag durch Schlagabraum entsprechend geringer aus. Ausgenommen davon war die Phase der Jungbestandspflege, für die der Verbleib der gesamten oberirdischen Biomasse am Standort angenommen wurde. Allerdings wurde die Bestandsmodellierung so umgesetzt, dass sich Verjüngungsnutzung und Jungbestandspflege überlappen, sodass sich auch in dieser Periode bei Vollbaumnutzung geringere Kohlenstoffeinträge (aus der Ernte des Altbestands) ergaben.

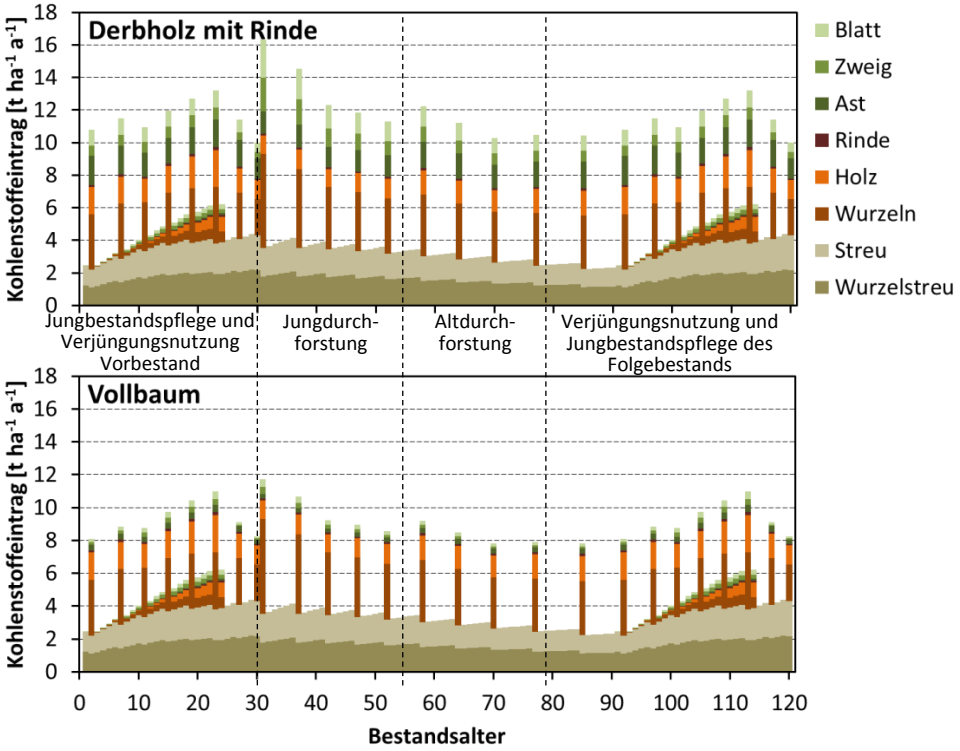


Abb. 13.2: Kohlenstoffeintrag in den Boden für einen typisierten Fichtenbestand der Oberhöhenbonität 32 bei Nutzung von Derbholz mit Rinde bzw. Vollbaum.

Für alle vier Baumarten wurde der Eintrag an Bodenkohlenstoff dominiert durch Streufall und Wurzelstreu. Für die modellierten Bestände betrug der Streuanteil inklusive Wurzelstreu für die Nutzungsform Derbholz mit Rinde (D) zwischen 54 % und 78 %, bei Vollbaumnutzung (V) sogar zwischen 62 % und 84 %. Der Anteil nahm bei geringerer Wuchsleistung zu. Der Streuanteil war für Eiche am höchsten (D: 63–78 %; V: 69–84 %,), für Fichte vergleichsweise gering (D: 56–73 %; V: 65–80 %), mittel für Kiefer (D: 61–75 %; V: 68–82 %) und entsprach für Buche dem Bereich über alle Baumarten (D: 54–78 %; 62–84 %).

In der zeitlichen Entwicklung der Bestände fiel der höchste Kohlenstoffeintrag in den Boden in die Phase der Verjüngungsnutzung und Jungbestandspflege. Neben Streufall und Wurzelstreu trugen hier absterbende Teile des Jungbestands und Ernterückstände aus dem Altbestand zum Kohlenstoffeintrag bei. Bezogen auf die gesamte Umtriebszeit lag der Anteil für Buche im Durchschnitt über die Wuchsklassen bei 72 %, für Eiche bei 75 %, für Fichte bei 51 % und für Kiefer bei 35 %. Die Unterschiede zwischen den Wuchsklassen bei gleicher Baumart waren gering. Praktisch keine Differenzen traten zwischen den Nutzungsvarianten Derbholz mit Rinde und Vollbaum auf. Für Fichte ergab sich eine Abnahme des Kohlenstoffeintrags über die Jungdurchforstung (27 %) zur Altdurchforstung (22 %). Bei

den anderen Baumarten lagen dagegen die geringsten Kohlenstoffeinträge in der Jungdurchforstung (Buche 9 %; Eiche 7 %; Kiefer 26 %).

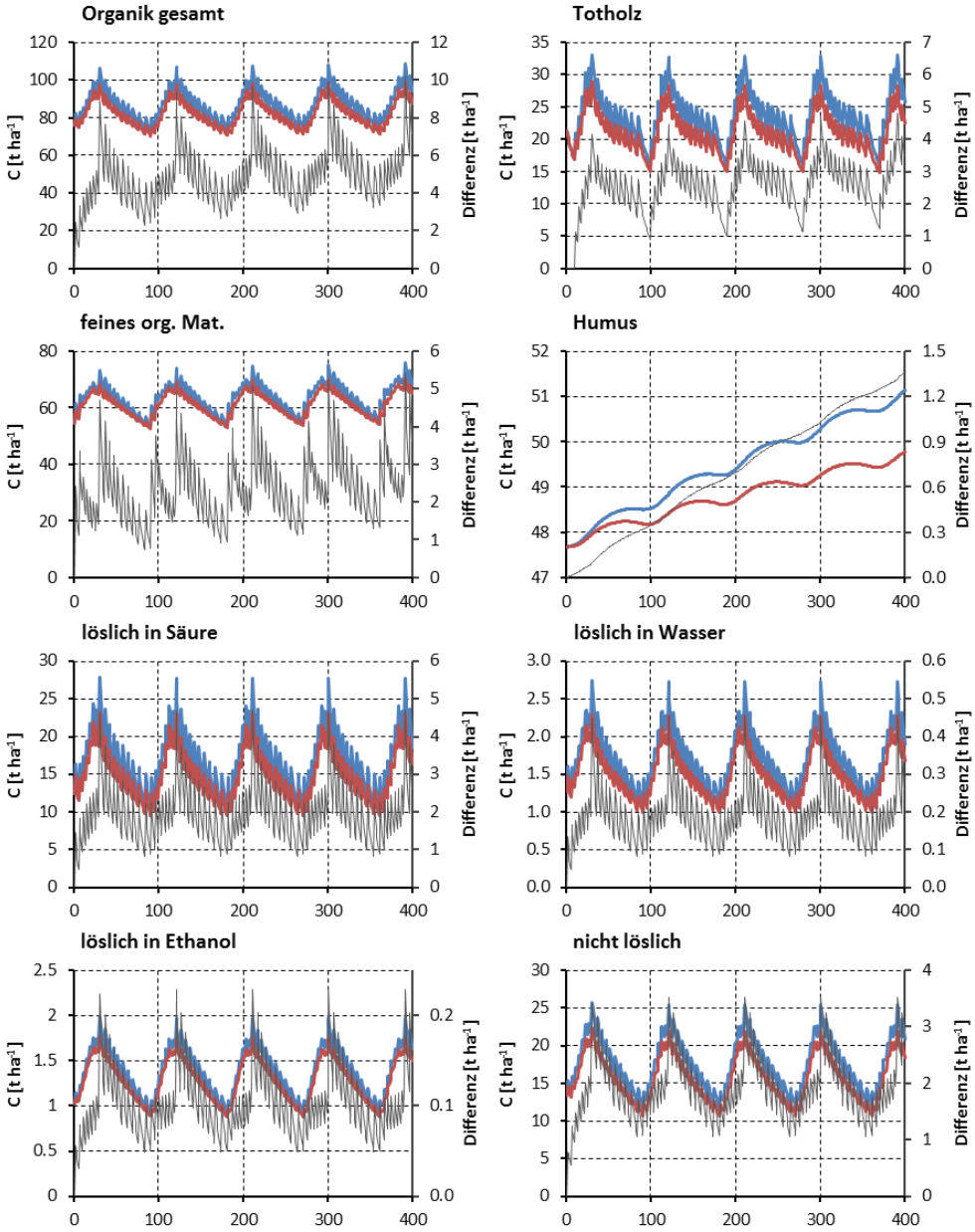


Abb. 13.3: Ergebnisse der Modellierung des Bodenkohlenstoffs mit Yasso07 für einen typisierten Fichtenbestand der Oberhöhenbonität 32 im Alter 100. Darstellung der Nutzungsformen Derbholz mit Rinde (blau) und Vollbaum (rot) und ihrer Differenz (grau) für einen Zeitraum von 400 Jahren.

Abb. 13.3 verdeutlicht, dass die Amplitude der kurzfristigen Schwankungen im Gesamtbodenkohlenstoff deutlich höher lag als die langfristige Entwicklung nach Abklingen der Anfangseffekte. Bis auf den Humusvorrat zeigten alle Kohlenstofffraktionen eine deutliche Abhängigkeit vom Mehreintrag organischen Materials nach Durchforstungen. Auch die bereits erwähnten hohen Kohlenstoffeinträge während Verjüngungsnutzung und Jungbestandspflege prägten die Entwicklung des Bodenkohlenstoffvorrats. Für diese Phasen wurde im Beispiel eine durchschnittliche Anreicherung des Gesamtkohlenstoffs von etwa 1 t ha^{-1} a^{-1} und des Feinanteils im organischen Material von 0,5 t ha^{-1} a^{-1} erreicht. Während der Jung- und Altdurchforstung nahmen die Gesamtkohlenstoffvorräte im Boden und die Vorräte der gut abbaubaren Kohlenstofffraktionen dagegen ab. Nur ein vergleichsweise geringer Anteil des Bodenkohlenstoffs wurde in schwer zersetzbaren Humus überführt. Auch hier fand die stärkste Vorratszunahme während bzw. im Anschluss von Verjüngungsnutzung und Jungbestandspflege statt, allerdings zeitlich verzögert gegenüber den leichter abbaubaren Kohlenstofffraktionen. Die Zunahme im Humusvorrat erreichte dabei Raten von bis zu 27 kg ha^{-1} a^{-1} (Derbholz mit Rinde) bzw. 19 kg ha^{-1} a^{-1} (Vollbaum). Der nachfolgende Vorratsabbau fiel äußerst gering aus, sodass hier am besten die langfristige Entwicklung des Kohlenstoffvorrats im Boden beobachtet werden konnte. Im gezeigten Beispiel ergab sich eine durchschnittliche Humusanreicherung während einer Umtriebszeit von 8,0 kg ha^{-1} a^{-1} bei der Ernte von Derbholz mit Rinde und 4,7 kg ha^{-1} a^{-1} bei Vollbaumnutzung. Unabhängig von der Kohlenstofffraktion fielen auch die höchsten Unterschiede zwischen den beiden Nutzungsformen in die Phasen der stärksten Akkumulation von Bodenkohlenstoff. Langfristig ergab sich dabei für Fichte der Oberhöhenbonität 32 eine um lediglich 3,7 kg ha^{-1} a^{-1} geringere Kohlenstoffanreicherung im Boden bei Vollbaumernte.

Der Einfluss von Nutzung, Baumart und Wuchsklasse auf den Kohlenstoffhaushalt wurde aus Berechnungen während der dritten Umtriebszeit abgeleitet. Hierdurch wurde eine Überprägung der Ergebnisse durch die bereits beschriebenen Anfangseffekte vermieden. Tab. 13.11 gibt einen Überblick über den durchschnittlichen jährlichen Kohlenstoffeintrag einer Umtriebszeit, die CO_2-Emissionen durch Mineralisation sowie die langfristigen Veränderungen im Bodenvorrat für das gesamte organische Material und den stabilen Humus. Während Kohlenstoffeintrag und CO_2-Emissionen zwischen 3,2 und 7,5 t ha^{-1} a^{-1} lagen, betrugen die langfristigen Veränderungen im Vorrat an Bodenkohlenstoff nur wenige Kilogramm (2,5–11,3 kg ha^{-1} a^{-1}). Unabhängig von Baumart, Standortsqualität und Ernteintensität ging demnach ein Großteil des durch absterbende Pflanzenreste in den Boden eingetragenen Kohlenstoffs als Kohlendioxid verloren. Nur etwa ein Tausendstel wurde langfristig gespeichert und führte zu einem Vorratsaufbau an Bodenkohlenstoff. Dieser lag in den modellierten Laubholzbeständen höher als bei Nadelholz, wobei Kiefernbestände die geringsten Werte erreichten. Eine höhere Produktivität am Standort führte in der Regel auch zu einer höheren Kohlenstoffspeicherung im Boden. Die Anreicherung an Bodenkohlenstoff lag bei Nutzung von Derbholz mit Rinde immer höher als bei Vollbaumnutzung. Die absoluten Unterschiede lagen zwischen 1,4 und 4,6 kg ha^{-1} a^{-1}. Diese eher geringen Unterschiede bedeuteten aber eine Abnahme der Kohlenstoffspeicherung im Boden bei Vollbaumnutzung auf 70–80 % in den Laubholzbeständen und auf 54–68 % bei Nadelbäumen im Vergleich zur Nutzung von Derbholz mit Rinde. Die Unterschiede zwischen den Nut-

zungsvarianten nahmen unabhängig von der Baumart mit der Produktivität der Bestände zu. Der stärkere Effekt der Vollbaumnutzung im Nadelwald war vor allem auf die vorgegebenen Differenzen bei dem Anteil genutzten Kronenmaterials zurückzuführen. So wurde bei Laubholz von einem Ernteanteil im Kronenbereich von 60 %, bei Nadelholz von 80 % ausgegangen.

Tab. 13.11: Mit Yasso07 modellierte mittlere jährliche Kohlenstoffflüsse typisierter Bestände während einer Umtriebszeit nach Baumart und Wuchsklasse in kg ha^{-1} a^{-1} für die Nutzungsvarianten Derbholz mit Rinde (D) und Vollbaumnutzung (V).

Baumart	WK	C-Eintrag		CO_2-Abgabe		C-Veränderung Bodenvorrat			
						gesamt		Humus	
		D	V	D	V	D	V	D	V
Buche	O22	6770	6425	6760	6417	9,87	7,82	9,86	7,81
	O26	6761	6383	6751	6375	10,17	7,88	10,13	7,85
	O30	7228	6790	7217	6782	10,81	8,14	10,79	8,12
	O34	7305	6779	7293	6770	11,51	8,25	11,35	8,09
	O38	6604	6098	6593	6090	10,39	7,22	10,26	7,09
Eiche	O14	6348	6010	6339	6003	8,80	6,80	8,78	6,78
	O18	6073	5782	6065	5775	8,64	6,89	8,62	6,87
	O22	6782	6439	6773	6431	9,67	7,58	9,65	7,56
	O26	7038	6662	7028	6654	10,44	8,12	10,36	8,04
	O30	7504	7125	7493	7117	10,83	8,48	11,01	8,66
Fichte	O24	4837	4454	4830	4449	7,30	5,00	7,30	5,00
	O28	4786	4340	4778	4335	7,53	4,80	7,46	4,73
	O32	5166	4623	5158	4618	8,09	4,73	8,03	4,68
	O36	5690	5066	5681	5060	9,36	5,45	9,15	5,24
	O40	5996	5275	5986	5270	9,90	5,35	9,62	5,06
Kiefer	O18	3603	3368	3599	3366	4,14	2,74	4,14	2,73
	O22	3437	3201	3433	3198	4,05	2,61	4,03	2,59
	O26	3421	3157	3417	3154	4,13	2,50	4,08	2,45
	O30	3568	3282	3564	3280	4,39	2,61	4,33	2,55
	O34	4133	3813	4128	3809	5,15	3,14	5,09	3,07

Die bisher präsentierten Ergebnisse der Modellierung des Kohlenstoffhaushalts mit Yasso07 wurden für eine einheitliches Klima für eine Höhenlage zwischen 450 und 550 m ü. NHN berechnet. Dementsprechend lag die Jahresmitteltemperatur bei 7,9 °C, die Jahresniederschlagssumme bei 826 mm und die Temperaturdifferenz zwischen dem wärmsten und dem kältesten Monat bei 18,5 °C. Um die Abhängigkeit des Nutzungseffekts auf den Kohlenstoffhaushalt im Boden abzuschätzen, wurden für einen Buchen- und einen Fichtenbestand mittlerer Wuchsleistung die Modellergebnisse bei Verwendung der Klimawerte der Höhenlagen zwischen 100 und 1900 m ü. NHN verglichen (Abb. 13.4). Zunehmende Höhenlage bedeutete dabei gleichzeitig eine Abnahme der Jahresmitteltemperatur, eine Zunahme des Jahresniederschlags und eine Abnahme der Temperaturamplitude im Jahresverlauf. Im Klimagradienten ergaben sich die niedrigsten Festlegungsraten für Kohlenstoff im Boden in einem weiten Bereich bei Jahresmitteltemperaturen zwischen 3,5 und 6 °C und hohen Jahresniederschlägen von 1600 bis 2000 mm. Im warm-trockenen Bereich können die Speicherungsraten von Kohlenstoff um bis zu 5 % höher liegen. Auch bei Höhenlagen oberhalb 1500 m ü. NHN mit Jahresmitteltemperaturen unterhalb 3,5 °C und jährlichen Niederschlagsmengen um 2000 mm stieg die Kohlenstoffspeicherung im Boden leicht an. Den Modellergebnissen zufolge reduzierten trockene

Verhältnisse damit den Kohlenstoffabbau durch Mikroorganismen stärker als niedrige Temperaturen. Höhere Temperaturen im Klimagradienten führten nicht zu einer höheren CO_2-Produktion, da offensichtlich die trockeneren Verhältnisse dem Temperatureffekt entgegenwirkten. Die Klimaeffekte waren für Buche stärker ausgeprägt als für Fichte. Auch die Nutzungsvariante Derbholz mit Rinde zeigte für beide Baumarten eine höhere Klimasensitivität als Vollbaumnutzung. Beides ist auf den jeweils höheren Kohlenstoffeintrag zurückzuführen (vgl. Tab. 13.11).

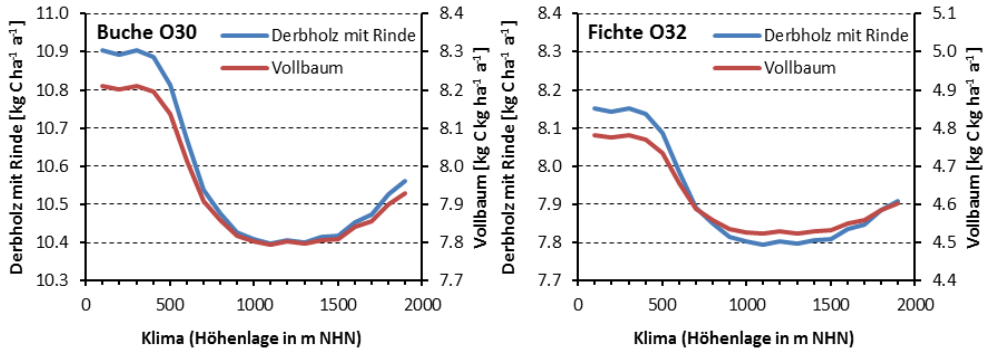


Abb. 13.4: Einfluss des Klimas (Höhenlagen vgl. Tab. 13.1) auf die mittlere jährliche Speicherungsrate an Gesamtbodenkohlenstoff einer Umtriebszeit in einem typisierten Buchen- und Fichtenbestand mittlerer Wuchsleistung.

13.4 Diskussion und Bewertung

Die Modellierung des Bodenkohlenstoffhaushalts im Boden mit Yasso07 bestätigte die anfangs aufgestellten Arbeitshypothesen. Bei den gewählten Modelleinstellungen verlief die Anreicherung von Bodenkohlenstoff bzw. Humus nur langsam ab. Der Mehrentzug von Biomasse bei Vollbaumernte führte langfristig im Vergleich zur konventionellen Derbholznutzung mit Rinde zu einem geringeren Anstieg der Kohlenstoffvorräte im Boden. Streu und Wurzelstreu beeinflussten den Kohlenstoffhaushalt in ähnlicher Größenordnung wie der im Bestand verbleibende Schlagabraum nach Hiebsmaßnahmen. In wüchsigeren Beständen fiel eine größere Menge an Streu und Ernterückständen an, sodass im Vergleich zu weniger produktiven Wäldern langfristig höhere Kohlenstoffvorräte im Boden aufgebaut wurden.

Der errechnete langfristige Vorratsaufbau von Bodenkohlenstoff lag mit Werten zwischen 2,5 und 11,5 kg ha^{-1} a^{-1} allerdings recht niedrig. Schlesinger (1990) gibt die mittlere Kohlenstoffspeicherung von Böden unter natürlicher Vegetation und einem Entwicklungsalter zwischen 3000 und 10000 Jahren mit 24 kg ha^{-1} a^{-1} an (Moorböden ausgenommen). Für Wälder der gemäßigten Zone zitiert er dabei Werte zwischen 7 und 120 kg ha^{-1} a^{-1}. Dabei soll die Kohlenstoffanreicherung in den ersten 3000 Jahren vergleichsweise schnell ablaufen, danach deutlich langsamer. In Mitteleuropa begann die Bodenentwicklung großflächig spätestens mit dem Ende der letzten Eiszeit. Die Waldböden Deutschlands sollten dementsprechend mindestens 10000 Jahre und zum Teil deutlich älter sein. Geringere Anreiche-

rungsraten von Bodenkohlenstoff erscheinen daher plausibel, zumal eine intensive forstliche Nutzung die Akkumulation von Bodenkohlenstoff zusätzlich verlangsamt.

In Deutschland ergibt ein Vergleich der Bodenzustandserhebungen BZE I (1987–1992) und BZE II (2006–2008) im Wald nahezu unveränderte Kohlenstoffvorräte in der Humusauflage und eine durchschnittliche Anreicherung im Mineralboden bis 30 cm von $0{,}41 \pm 0{,}03$ t ha^{-1} a^{-1} (Grüneberg et al. 2014). Diese ist vor allem auch auf Grund der hohen Anzahl von Untersuchungspunkten (mehr als 1800 BZE-Punkte) signifikant. Bei der Stratifizierung nach Bodengruppen zeigen sich deutlich seltener signifikante Unterschiede. Einige wenige Bodengruppen weisen auch Abnahmen im Bodenkohlenstoffvorrat auf. Der Nachweis statistisch signifikanter Veränderung im Bodenkohlenstoffvorrat auf Einzelflächen ist noch deutlich schwieriger. So zeigt die Versuchsfläche Pfaffenwinkel – ein ehemals streugenutzter Kiefernbestand in Süddeutschland – zwar eine mittlere Kohlenstoffanreicherung von 0,21 t ha^{-1} a^{-1} im oberen Mineralboden für die Zeit von 1982 bis 2004, die Unterschiede zwischen den Aufnahmen sind aber trotz der Verwendung von 20 Wiederholungen bei der Bodenbeprobung nicht signifikant (Prietzel et al. 2006). Die besonderen Herausforderungen bei der Ansprache von Veränderungen im Kohlenstoffvorrat von Waldböden sind vielschichtig (Lal 2005). Die Komplexität von Waldböden und starke räumliche Heterogenität gehören dabei genauso dazu wie die hohen methodischen und analytischen Anforderungen, um kleine Veränderungen vor dem Hintergrund großer Vorräte und – in tieferen Bodenschichten – geringer Kohlenstoffgehalte nachweisen zu können.

Bei einem durchschnittlichen Kohlenstoffvorrat von $61{,}8 \pm 3{,}7$ t ha^{-1} in den Waldböden Deutschlands (Grüneberg et al. 2014) entspricht die errechnete Zunahme 0,66 % pro Jahr. Die mit Yasso07 modellierten Kohlenstoffvorräte im Boden passen in ihrer Größenordnung gut zu den gemessenen Werten (gesamter organischer Bodenkohlenstoff: je nach Baumart und Wuchsleistung 46–167 t ha^{-1}, Bodenkohlenstoff ohne Grobmaterial 34–104 t ha^{-1}). Die Kohlenstoffanreicherung während einer Umtriebszeit liegt dagegen mehr als eine Zehnerpotenz niedriger. Bei linearer Verwendung der Festlegungsraten nach Grüneberg et al. (2014) müsste theoretisch der mittlere Kohlenstoffvorrat im oberen Mineralboden deutscher Wälder vor 150 Jahren nahe null gelegen haben. Dies ist selbst bei Annahme intensiver Holz- und Streunutzung in der Vergangenheit kaum wahrscheinlich. Sinnvoller erscheint, dass die ermittelte Anreicherung von Bodenkohlenstoff keinen langfristigen Durchschnittswerts darstellt, sondern die speziellen Verhältnisse der Waldentwicklung in den Jahren zwischen den beiden Bodeninventuren wiederspiegelt. Interessanterweise fand zwischen 2002 und 2012 – also etwa im relevanten Zeitraum – auch ein Aufbau der Derbholzvorräte in deutschen Wäldern von durchschnittlich 0,7 % pro Jahr statt (BMEL 2016). Höhere Vorräte können zu einem höheren Eintrag an organischem Kohlenstoff in den Boden durch Streufall, Wurzelstreu und Schlagabraum führen und damit einen Anstieg der Bodenkohlenstoffvorräte zumindest teilweise erklären. Hinzu kommen Veränderungen in Baumartenzusammensetzung, Struktur (Zunahme mehrschichtiger Beständen), Altersverteilung (mehr ältere Bestände) und eine höhere Menge an Totholz, die helfen, die hohen Festlegungsraten der letzten Jahrzehnte für organischen Kohlenstoff im Boden zu erklären. Ursachen für die höheren Vorräte können neben Veränderungen in der waldbaulichen Behandlung auch besseres Wachstum in Folge eines Düngeeffekts durch erhöhte atmosphäri-

sche Stickstoffeinträge, die in Deutschland in vielen Bundesländern durchgeführten Waldkalkungen und für das Waldwachstum positive Klimaveränderungen sein (Mellert et al. 2008, Jandl et al. 2007). Ebenfalls zu einem Anstieg der Kohlenstoffvorräte im Boden beitragen kann die Herabsetzung der Mineralisationsraten durch starke Bodenversauerung in Folge der besonders in den Jahren zwischen 1960 und 1990 hohen atmosphärischen Säureeinträge (Meiwes et al. 2002).

In der Literatur finden sich einige Angaben zur Modellierung des Bodenkohlenstoffhaushalts, die ebenfalls hohe Speicherungsraten von Waldböden voraussagen. Zum Beispiel beziffert Liski et al. (2002) die Kohlenstoffsenke für die Waldböden Deutschlands mit 0,84 t ha^{-1} a^{-1}. Berechnungen aus Bodenaufnahmen in schwedischen Wäldern ergaben für die Zeit zwischen 1961 und 1990 eine durchschnittliche jährliche Kohlenstoffanreicherung in der Humusauflage von 0,18 t ha^{-1} a^{-1} (-0,02 bis +0,73 t ha^{-1} a^{-1}, Berg et al. 2007). Der Mineralboden wurde dabei nicht berücksichtigt. Für Südfinnland werden für den Zeitraum von 1986 bis 2006 0,12 ± 0,06 t ha^{-1} a^{-1} angegeben (Rantakari et al. 2012), wobei auch hier ein ansteigender Kohlenstoffeintrag in den Boden durch absterbende Biomasse zu verzeichnen ist. Allerdings unterscheiden sich die verwendeten Klimawerte deutlich von den deutschen Verhältnissen. Während in Südfinnland ein kühl-trockenes Klima vorherrscht, variieren die Klimaverhältnisse in Deutschland zwischen kühl-feucht (vor allem im Gebirgsraum) und warm-trocken. Der Abbau der verschiedenen Kohlenstofffraktionen in Yasso07 beschleunigt sich sowohl bei steigenden Temperaturen als auch bei höherem Niederschlag (Rantakari et al. 2012). Für die deutschen Verhältnisse ist daher von einem rascheren Abbau organischen Materials und damit einem geringeren Anstieg des Kohlenstoffvorrats im Boden auszugehen. Allerdings ergibt sich daraus auch die Frage, inwieweit die vor allem an nordeuropäischen Daten gewonnenen Modellparameter zur Berechnung der Abbauraten organischen Kohlenstoffs für mitteleuropäische bzw. deutsche Verhältnisse anwendbar sind. Eine Überprüfung der Mineralisationsraten in Yasso07 mit Messungen aus der Schweiz ergab dabei gute Übereinstimmungen (Didion et al. 2014). Schmid et al. (2006) gibt die Veränderungen im Bodenkohlenstoffvorrat für Wälder der Schweiz mit Raten zwischen -175 und +1425 kg ha^{-1} a^{-1} an, je nach verwendetem Modell für Waldwachstum bzw. Bodenkohlenstoff, Forstmanagement und Baumart. Besonders die Abbildung der Waldentwicklung und damit des Kohlenstoffeintrags in den Boden zeigen dabei großen Einfluss auf die langfristigen Veränderungen im Bodenkohlenstoffvorrat. Auch andere Modellvergleiche ergeben teilweise sehr unterschiedliche Veränderungsraten im Kohlenstoffhaushalt des Bodens (Palosuo et al. 2012, Peltoniemi et al. 2007, Smith et al. 1997). Hinzu kommt, dass die Produktivität am Standort und damit der Biomasseeintrag in den Boden von Faktoren wie Klima, CO_2-Konzentration in der Atmosphäre, Stickstoffeintrag und Nährstoffangebot abhängig sind. Diese Standortsfaktoren sind in Zeiten des Klimawandels sowie bei nach wie vor hohen Emissionen von Kohlendioxid und Stickstoff nicht konstant und beeinflussen so auch den Kohlenstoffhaushalt der Böden (Warmelink et al. 2009).

Vor dem Hintergrund der Unsicherheiten sowohl bei der Erfassung von Kohlenstoffvorräten im Boden und deren Veränderungen als auch bei der Modellierung des Kohlenstoffhaushalts, müssen Aussagen über die absoluten Mengen langfristiger Kohlenstoffanreiche-

rung in Waldböden mit entsprechender Vorsicht interpretiert werden. Deutlich wird auch aus der Literatur, dass die Veränderungen im Bodenkohlenstoffvorrat abhängig von der Baumart, der Produktivität und der forstlichen Bewirtschaftung sind. Damit ist bei Betrachtungen zum Kohlenstoffhaushalt die richtige Darstellung der Bestandsentwicklung und der forstwirtschaftlichen Ernteszenarien essentiell. Einfluss nehmen damit auch die verwendeten Waldwachstums- und Holzerntemodelle. In diesem Zusammenhang muss nochmals darauf hingewiesen werden, dass die Modellierung des Bodenkohlenstoffs hier nur für typisierte Bestände durchgeführt wurde. Die direkte Ableitung der Bestandsentwicklungen aus den Daten der BWI³ gewährleistet zwar eine Abbildung der heute in der Forstpraxis üblichen Bestandsentwicklung in Deutschland, kann aber nur mittlere Verhältnisse wiedergeben. Vor allem die deutschlandweit sehr unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen, die sich in einer sehr heterogenen Entwicklung der Stammzahlen wiederspiegeln, können eine Übertragung der Ergebnisse auf Einzelbestände erschweren. Die Ableitung statistischer Zusammenhänge erfordert auch eine ausreichend große Grundgesamtheit. Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Wuchsleistung konnten damit nur die im Datensatz gut besetzten Hauptbaumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer als Reinbestände dargestellt werden. Weitere Baumarten und vor allem die immer häufiger auftretenden Mischbestände fehlen in der Darstellung.

Dennoch wird deutlich, dass der kontinuierliche Eintrag von organischem Material in den Boden über Streu und Wurzelstreu, der weitestgehend unabhängig von der Nutzungsform (Vollbaum oder Derbholz mit Rinde) erfolgt, einen hohen Einfluss auf die Entwicklung des Kohlenstoffvorrats im Boden ausübt (vgl. auch Liski et al. 2002). Aber auch der Einfluss der Kronennutzung wird deutlich. In Abhängigkeit von der angenommenen Menge an verbleibendem Schlagabraum bei Holzernte kann die Vollbaumnutzung im Vergleich zur traditionellen Derbholznutzung mit Rinde die Zunahme des Bodenkohlenstoffvorrats um 20 bis 45 % reduzieren. Die auftretenden Unterschiede zwischen Nadel- und Laubholzbeständen sind in erster Linie auf die angenommene unterschiedliche Nutzungsintensität der Baumkrone zurückzuführen. Sehr ähnliche relative Unterschiede wurden für boreale Wälder Zentralkanadas errechnet (Peng et al. 2002). Ein Literaturüberblick zum Einfluss der Biomasseernte im Wald auf seine Produktivität (Thiffault et al. 2011) zählt die Veränderung im Bodenkohlenstoff zu den kritisch zu betrachtenden Faktoren. Allerdings zeichnet hier der Vergleich von Feldstudien kein einheitliches Bild. Nur auf etwa der Hälfte der betrachteten Flächen führt Vollbaumernte zu geringeren Bodenkohlenstoffvorräten. Dagegen berichtet eine Metadatenanalyse zu den Auswirkungen intensiver Biomasseernte auf den Bodenkohlenstoff von Wäldern (Achat et al. 2015) von vor allem für die Humusauflage signifikant geringeren Kohlenstoffvorräten im Boden beim Vergleich der Vollbaumernte mit der konventionellen Derbholznutzung. Modellszenarien zur Abschätzung der Folgen einer gesteigerten Nutzung von Waldbiomasse als Energieträger auf den Kohlenstoffhaushalt ergeben eine Verringerung der Bodenkohlenstoffvorräte, wodurch die positive Auswirkung beim Ersatz von fossilen Energieträgern durch Energieholz verringert wird (Repo et al. 2015, Pukkala 2014, Zanchi et al. 2012). Neben der Verringerung der Senkenwirkung der Waldböden für CO_2 sind aber vor allem die ökologischen Konsequenzen zu bedenken, wenn in großem Umfang Kronenmaterial nicht mehr im Bestand verbleibt, sondern in Form

von Hackschnitzeln oder Scheitholz energetisch genutzt wird. Die positiven Effekte von Ernterückständen auf Bodenfruchtbarkeit, Pflanzenwachstum und pflanzenbestäubende Insekten beschreibt McCavour et al. (2014). Grigal & Vance (2000) bezeichnen den Zusammenhang zwischen Bodenkohlenstoff und Waldwachstum als sowohl einfach als auch sehr komplex und deshalb schwer nachweisbar. Je geringer wichtige Faktoren der Bodenfruchtbarkeit wie Nährstoffangebot und Wasserspeicherfähigkeit im Mineralboden ausgeprägt sind, umso wichtiger wird der fördernde Einfluss des Kohlenstoffs im Boden. Für den Erhalt der Biodiversität und die Artenvielfalt im Wald spielt Totholz und die Vielzahl unterschiedlicher Strukturen, die Ernterückstände in den Wäldern schaffen, eine wesentliche Rolle (Seibold et al. 2015, Lachat et al. 2013, Bouget et al. 2012). Dies betrifft unter anderem das Vorkommen saproxylischer Organismen wie Flechten (Caruso & Thor 2007), Pilze (Bässler et al. 2010, Müller et al. 2007), Schnecken (Müller et al. 2005) oder bestimmter Käferarten (Gossner et al. 2013). Obwohl insbesondere stehendes und liegendes Totholz größerer Dimensionen als besonders wichtig angesehen wird, betont Bouget et al. (2012) die Bedeutung von Ernterückständen geringer Dimensionen für viele Arten.

Konsequente Vollbaumnutzung auf großer Fläche wird also zu einem Verlust an Bodenkohlenstoff und liegendem Totholz vor allem geringer Durchmesser führen. Dadurch wird das Einsparpotential beim Ersatz fossiler Energieträger durch Biomasse aus dem Wald reduziert. Insbesondere auf anfälligen Standorten wird sich die Nährstoff- und Wasserversorgung verschlechtern und die Produktivität beeinträchtigt werden. Ebenfalls negativ betroffen ist mit großer Wahrscheinlichkeit die Artenvielfalt im Wald. Allerdings sind Aussagen zur Stärke negativer Veränderungen bislang schwierig, da kaum Untersuchungsflächen existieren, die eine langfristige Beobachtung der komplexen Auswirkungen einer intensiven Nutzung von Kronenmaterial auf das Ökosystem Wald erlauben.

13.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Intensive Biomassenutzung – insbesondere die Verwendung von Kronenmaterial als Energieholz – beeinflusst den Bodenkohlenstoffhaushalt von Wäldern. Mit Hilfe des Modells Yasso07 (Version 1.1.0) wurden Unterschiede in der Anreicherung von Bodenkohlenstoff für die Nutzungsformen Derbholz mit Rinde und Vollbaum in Abhängigkeit von Baumart, Bonität und Klima herausgearbeitet. Die Berechnungen erfolgten für typisierte Reinbestände der Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer in je fünf Produktivitätsstufen, wobei die Waldentwicklung aus den Daten der BWI³ abgeleitet wurde.

Über eine Umtriebszeit wiesen die modellierten Bodenkohlenstoffvorräte eine hohe Dynamik in Abhängigkeit von Ernteszenarium sowie Durchforstungshäufigkeit und -intensität auf. Die Vorratsveränderungen im Bodenkohlenstoff über eine Umtriebszeit betrugen dagegen nur 2,5–11,3 kg ha^{-1} a^{-1}. Gegenüber der Kohlestoffanreicherung im Boden bei Derbholznutzung reduzierten sich die Werte bei Vollbaumnutzung um 1,4–4,6 kg ha^{-1} a^{-1} bzw. auf 70–80 % in Laubholzbeständen und 54–68 % bei Nadelbäumen. Dabei wurde bei Laubholz von 60 % Ernteanteil im Kronenbereich, bei Nadelholz von 80 % ausgegangen. Die Modellergebnisse zeigten eine gewisse Abhängigkeit vom Klima. Der Kohlenstoffabbau wird dabei sowohl von trockenen als auch von kühlen Verhältnissen gebremst. In

Deutschland dominieren warm-trockene bis kühl-feuchte Verhältnisse, warm-feuchte und kalt-trockene Gebiete fehlen. Deshalb ergab sich ein nur geringer Klimaeinfluss.

Nicht bestätigen konnten die Modellergebnisse die durch Vergleich der beiden Bodeninventuren ermittelte, hohe Kohlenstoffanreicherung in deutschen Waldböden. Diese beziehen sich nicht auf eine Umtriebszeit, sondern auf eine Periode von etwa 15 Jahren, während der auch die Biomasse- und Totholzvorräte in den Waldbeständen anstiegen.

Sowohl die Modellergebnisse als auch Informationen aus der Literatur lassen auf einen Verlust an Bodenkohlenstoff bei konsequenter Vollbaumnutzung schließen. Dies wirkt einer Reduktion der Kohlendioxidemissionen bei dem Ersatz fossiler Energieträger durch Energieholz aus Kronenbiomasse entgegen. Da Bodenkohlenstoff die Nährstoff- und Wasserversorgung verbessert, ist auf anfälligen Standorten auch mit einer geringeren Waldproduktivität zu rechnen. Ebenfalls negativ betroffen ist mit großer Wahrscheinlichkeit die Artenvielfalt im Wald. Hinzu kommt voraussichtlich auch ein Verlust von Biodiversität, insbesondere im Bereich der Totholzarten. Wie stark sich diese Auswirkungen ausprägen, ist allerdings bei der bisher noch geringen Anzahl von Untersuchungsflächen schwer abzuschätzen.

13.6 Literaturverzeichnis

Achat, D. L., M. Fortin, G. Landmann, B. Ringeval, L. Augusto. 2015. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. Scientific Reports 5 (15991): 1-10.

Bässler, C., J. Müller, F. Dziock, R. Brandl. 2010. Effects of resource availability and climate on the diversity of wood-decaying fungi. Journal of Ecology 98: 822–832.

BAYSF. 2009. Richtlinie: Bewirtschaftung von Fichten- und Fichtenmischbeständen im Bayerischen Staatswald. 83 Seiten. http://www.baysf.de/fileadmin/user_upload/04-wald_verstehen/Publikationen/Fichtenrichtlinie.pdf

BAYSF. 2011. Waldbauhandbuch Bayerische Staatsforsten: Grundsätze für die Bewirtschaftung von Buchen- und Buchenmischbeständen im Bayerischen Staatswald. 100 Seiten. http://www.baysf.de/fileadmin/user_upload/04-wald_verstehen/Publikationen/Buchengrundsaetze.pdf

BAYSF. 2012. Waldbauhandbuch Bayerische Staatsforsten: Pflanzung im Bayerischen Staatswald. 32 Seiten. http://www.baysf.de/fileadmin/user_upload/04-wald_verstehen/Publikationen/Richtlinie_Pflanzung.pdf

BAYSF. 2014. Waldbauhandbuch Bayerische Staatsforsten: Grundsätze für die Bewirtschaftung von Kiefern- und Kiefernmischbeständen im Bayerischen Staatswald. 61 Seiten. http://www.baysf.de/fileadmin/user_upload/04-wald_verstehen/Publikationen/WNJF-RL-005_Kiefernrichtlinie.pdf

Berg, B., M. P. Berg, P. Bottner, E. Box, A. Breymeyer, R. C. de Anta, M. Couteaux, E. Mälkönen, C. McClaugherty, V. Meentemeyer, F. Munoz, P. Piussi, J. Remacle, A. V. de Santo. 1993. Litter mass loss in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. Biogeochemistry 20: 127-159.

Berg, B., H. Booltink, A. Breymeyer, A. Ewertsson, A. Gallardo, B. Holm, M.-B. Johansson, S. Koivuoja, V. Meentemeyer, P. Nyman, J. Olofsson , A.-S. Pettersson, A. Reurslag, H. Staaf, I. Staaf, L. Uba. 1991a. Data on needle litter decomposition and soil climate as well as site characteristics for some coniferous forest sites, Part I, Site characteristics. Report 41, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Ecology and Environmental Research, Uppsala.

Berg, B., H. Booltink, A. Breymeyer, A. Ewertsson, A. Gallardo, B. Holm, M.-B. Johansson, S. Koivuoja, V. Meentemeyer, P. Nyman, J. Olofsson , A.-S. Pettersson, A. Reurslag, H. Staaf, I. Staaf, L. Uba. 1991b. Data on needle litter decomposition and soil climate as well as site characteristics for some coniferous forest sites, Part II, Decomposition data. Report 42, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Ecology and Environmental Research, Uppsala.

Berg, B., P. Gundersen, C. Akselsson, M.-B. Johansson, A. Nilsson, L. Vesterdal. 2007. Carbon sequestration rates in Swedish forest soils – a comparison of three approaches. Silva Fennica 41 (3): 541-558.

BMEL. 2016. Der Wald in Deutschland – Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin, 2. korrigierte Auflage, 56 Seiten.

Bouget, C., A. Lassauce, M. Jonsell M. 2012. Effects of fuelwood harvesting on biodiversity - a review focused on the situation in Europe. Canadian Journal of Forest Research 42: 1421-1432.

Burger, H. 1947a. Holz, Blattmenge und Zuwachs. Die Föhre. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen 25: 435-493.

Burger H. 1947b. Holz, Blattmenge und Zuwachs. Die Eiche. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen 25: 211-279.

Burger H. 1950. Holz, Blattmenge und Zuwachs. Die Buche. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen 26: 419-468.

Burger H. 1952. Holz, Blattmenge und Zuwachs. Fichten im Plenterwald. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen 28: 109-156.Burger, H. 1953. Holz, Blattmenge und Zuwachs. Fichten im gleichaltrigen Hochwald. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen 29: 38-130,

Cairns, M. A., S. Brown, E. H. Helmer, G. A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. Oecologia 111 (1): 1-11.

Caruso, A., G. Thor. 2007. Importance of different tree fractions for epiphytic lichen diversity on Picea abies and Populus tremula in mature managed boreonemoral Swedish forests. Scandinavian Journal of Forest Research 22 (3): 219-230.

Didion, M., B. Frey, N. Rogiers, E. Thürig. 2014. Validating tree litter decomposition in the Yasso07 carbon model. Ecological Modelling 291: 58-68.

Dieter, M., P. Elsasser P. 2002. Carbon Stocks and Carbon Stock Changes in the Tree Biomass of German's Forests. Forstwissenschaftliches Centralblatt 121: 195-210.

Dietrich, H.-P., S. Raspe, M. Schwarzmeier, S. Ilg. 2002. Biomasse- und Nährstoffinventuren zur Ermittlung von Ernteentzügen an drei bayerischen Fichtenstandorten. In: Inventur von Biomassevorräten in Waldbeständen: Seminar der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Forstliche Forschungsberichte München 186 (2002): 59-72.

Gholz, H. L., D. A. Wedin, S. M. Smitherman, M. E. Harmon, W. J. Parton. 2000. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: Toward a global model of decomposition. Global Change Biology 6: 751-765.

Gossner, M., T. Lachat, J. Brunet, G. Isacsson, C. Bouget, H. Brustel, R. Brandl, W. W. Weisser, J. Müller. 2013. Current Near-to-Nature Forest Management Effects on Functional Trait Composition of Saproxylic Beetles in Beech Forests. Conservation Biology 27/3, 605-614

Göttlein, A., M. Baumgarten, J. Dieler. 2012. Site Conditions and Tree-Internal Nutrient Partitioning in Mature European Beech and Norway Spruce at the Kranzberger Forst. In: R. Matyssek et al. Growth and Defence in Plants, Ecological Studies 220: 193-211.

Grigal, D. F., E. D. Vance. 2000. Influence of soil organic matter in forest productivity. New Zealand Journal of Forestry Science 30 (1/2): 169-205.

Grüneberg, E., D. Ziche, N. Welbrock. 2014. Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. Global Change Biology 20, 2644–2662.

Huber, C., R. Baier, A. Göttlein, W. Weis. 2006. Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 and 2004 after liming an N-saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany. Forest Ecology and Management 233: 11-20.

Jandl, R., M. Lindner, L. Vesterdal, B. Bauwens, R. Baritz, F. Hagedorn, D. W. Johnson, K. Minkkinen, K. A. Byrne. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? Geoderma 137: 253-268.

Klein, D., S. Höllerl, M. Blaschke, C. Schulz C. 2013. The Contribution of Managed and Unmanaged Forests to Climate Change Mitigation—A Model Approach at Stand Level for the Main Tree Species in Bavaria. Forests 2013 (4): 43-69.

Kurz, W. A., S. J. Beukema, M. J. Apps. 1996. Estimation of root biomass and dynamics for the carbon budget model of the Canadian forest sector. Canadian Journal of Forest Research 26 (11): 1973-1979.

Lachat, T., C. Bouget, R. Bütler, J. Müller. 2013. Deadwood: quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity. In: Kraus, D., F. Krumm. (eds). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. 92-102.

Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. Forest Ecology and Management 220: 242-258.

Liski J., D. Perruchoud, T. Karjalainen. 2002. Increasing carbon stocks in the forest soils of western Europe. Forest Ecology and Management 169, 159-175.

Liski, J., T. Palosuo, M. Peltoniemi, R. Sievänen. 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. Ecological Modelling 189: 168-182.

Liski, J., M. Tomi, J. Rasinmäki. 2009. Yasso07 user-interface manual, 14 Seiten. http://www.environment.fi/syke/yasso.

Londo, A. J., M. G. Messina, S. H. Schoenholtz. 1999. Forest Harvesting Effects on Soil Temperature, Moisture, and Respiration in a Bottomland Hardwood Forest. Soil Science Society of America Journal 63: 637-644.

McCavour M, D. Paré, C. Messier, N. Thiffault, E. Thiffault. 2014. The Role of Aggregated Forest Harvest Residue in Soil Fertility, Plant Growth, and Pollination Services. Society of America Journal 78:196-207

Meiwes, K. J., H. Meesenburg, H. Bartens, P. Rademacher, P. K. Khanna. 2002. Akkumulation von Auflagehumus im Solling – Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. Forst und Holz 57 (13/14): 428-433.

Mellert, K. H., J. Prietzel, R. Straussberger, K. E. Rehfuess, H. P. Kahle, P. Peres, H. Spieker. 2008. Relationships between long-term trends of air temperature, precipitation, nitrogen nutrition and growth of coniferous stands in Central Europe and Finland. European Journal of Forest Research 127: 507-524.

Müller, J., H. Engel, M. Blaschke. 2007. Assemblages of wood-inhabiting fungi related to silvicultural management intensity in beech forests in southern Germany. European Journal of Forest Research126: 513-527.

Müller, J., C. Strätz, T. Hothorn. 2005. Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. European Journal of Forest Research 124: 233-242

Offenthaler, I., E. Hochbichler. 2006. Estimation of root biomass of Austrian forest tree species. Austrian Journal of Forest Science 1 (2): 65-86.

Palosuo, T., B. Foereid, M. Svensson, N. Shurpali, A. Lehtonen, M. Herbst, T. Linkosalo, C. Ortiz, G. Rampazzo Todorovic, S. Marcinkonis, C. Li, R. Jandl. 2012. A multi-model comparison of soil carbon assessment of a coniferous forest stand. Environmental Modelling & Software 35: 38-49.

Peltoniemi, M., E. Thürig, S. Ogle, T. Palosuo, M. Schrumpf, T. Wutzler, K. Butterbach-Bahl, O. Chertov, A. Komarov, A. Mikhailov, A. Gärdenäs, C. Perry, J. Liski, P. Smith, R. Mäkipää. 2007. Models in country scale carbon accounting of forest soils. Silva Fennica 41 (3): 575-602.

Peng, C., H. Jiang, M. J. Apps, Y. Zhang. 2002. Effects of harvesting regimes on carbon and nitrogen dynamics of boreal forests in central Canada: a process model simulation. Ecological Modelling 155: 177-189.

Pretzsch, H., J. Block, J. Dieler, J. Gauer, A. Göttlein, R. Moshammer, J. Schuck, W. Weis, U. Wunn. 2014. Nährstoffentzüge durch die Holz– und Biomassenutzung in Wäldern. Teil 1: Schätzfunktionen für Biomasse und Nährelemente und ihre Anwendung in Szenariorechnungen. Allgemeine Forst– und Jagd–Zeitung 185 (11/12): 261-285.

Prietzel, J., U. Stetter, H-J. Klemmt, K. E. Rehfuess. 2006. Recent carbon and nitrogen accumulation and acidification in soils of two Scots pine ecosystems in Southern Germany. Plant and Soil 289: 153-170.

Pukkala, T. 2014. Does biofuel harvesting and continuous cover management increase carbon sequestration? For. Policy Econ. 43: 41–50.

Rantakari M., A. Lehtonen, T. Linkosalo, M. Tuomi, P. Tamminen, J. Heikkinen, J. Liski, R. Mäkipää, H. Ilvesniemi, R. Sievänen. 2012. The Yasso07 soil carbon model – Testing against repeated soil carbon inventory. Forest Ecology and Management 286: 137-147.

Repo, A., H. Böttcher, G. Kindermann, J. Liski. 2015. Sustainability of forest bioenergy in Europe: land-userelated carbon dioxide emissions of forest harvest residues. Global Cchange Biology Bioenergy 7: 877-887.

Schlesinger W. H. 1990. Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential in soils. Nature 348, 232-234.

Schmid, S., E. Thürig, E. Kaufmann, H. Lischke, H. Bugmann. 2006. Effect of forest management on future carbon pools and fluxes: A model comparison. Forest Ecology and Management 237: 65-82.

Seibold, S., C. Bässler, R. Brandl, M. M. Gossner, S. Thorn, M. D. Ulyshen , J. Müller J. 2015. Experimental studies of dead-wood biodiversity — A review identifying global gaps in knowledge. Biological Conservation 191: 139-149.

Smith, P., J. U. Smith, D. S. Powlson, W. B. McGill, J. R. M. Arah, O. G. Cgertov, K. Coleman, U. Franko, S. Frolking, D. S. Jenkinson, L. S. Jensen, R. H. Kelly, H. Klein-Gunnewiek, A. Komarov, C. Li, J. A. E. Molina, T. Mueller, W. J. Parton, J. H. M. Thornley, A. P. Whitmore. 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. Geoderma 81: 153-225.

Spielvogel, S., J. Pritzel, I. Kögl-Knabner. 2006. Soil Organic Matter Changes in a Spruce Ecosystem 25 Years after Disturbance. Soil Science Society of America Journal 70: 2130-2145.

Thiffault E., K. D. Hannam, D. Paré, B. D. Titus, P. W. Hazlett, D. G. Maynard, S. Brais 2011. Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests–A review. Environmental Reviews 19, 278–309.

Trofymow, J. A. and the CIDET Working Group. 1998. The Canadian Intersite Decomposition ExperimenT (CIDET): Project and site establishment report. Information report BC-X-378, Pacific Forestry Centre, Victoria, Canada.

Tuomi, M., R. Laiho, A. Repo, J. Liski. 2011. Wood decomposition model for boreal forests. Ecological Modelling 222: 709-718.

Tuomi, M., T. Thum, H. Järvinen, S. Fronzek, B. Berg, M. Harmon, J. A. Trofymow, S. Sevanto, J. Liski. 2009. Leaf litter decomposition-Estimates of global variability based on Yasso07 model. Ecological Modelling 220: 3362-3371.

Vávrová, P., T. Penttilä, R. Laiho. 2009. Decomposition of Scots pine fine woody debris in boreal conditions: Implications for estimating carbon pools and fluxes. Forest Ecology and Management 257(2): 401-412.

Warmelink, G. W. W., H. J. J. Wieggers, G. J. Reinds, J. Kros, J. P. Mol-Dijkstra, M. van Oijen, W. de Vries. 2009. Modelling impacts of changes in carbon dioxide concentration, climate and nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and forest soils. Forest Ecology and Management 258: 1794-1805.

Weis, W., A. Göttlein. 2002. Vergleich von Biomasse, Elementgehalten und Elementvorräten von Fichte (Picea abies (L.) Karst.) und Buche (Fagus sylvatica L.) am Standort Höglwald zu Zeiten der Vegetationsruhe. In: Inventur von Biomassevorräten in Waldbeständen: Seminar der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Forstliche Forschungsberichte München 186 (2002): 163-167.

Weis, W., A. Göttlein. 2012a. Nährstoffnachhaltige Biomassenutzung. LWF aktuell 90: 44-47.

Weis, W., A. Göttlein. 2012b. Stoffliche Nachhaltigkeitskriterien für die bayerische Forstwirtschaft. Abschlussbericht zum Projekt B67 des Kuratoriums für forstliche Forschung in Bayern, 39 Seiten + 140 Seiten Anhang.

Weis, W., A. Göttlein. 2016. Bewirtschaftungsmöglichkeiten zur Sicherung einer nachhaltigen Waldwirtschaft vor dem Hintergrund der Nährstoffversorgung kalkalpiner Standorte. In: Katzensteiner, K., J. Ewald, A. Göttlein. 2016. Wälder der Kalkalpen – Strategien für die Zukunft (SratALP). Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur, Wien, Band 21: 95-125.

Weis, W., A. Gruber, C. Huber, A. Göttlein. 2009. Element contents and storage in the above ground biomass of limed and unlimed Norway spruce trees at Höglwald. European Journal of Forest Research 128: 437-445.

Zanchi, G., N. Pena, N. Bird. 2012. Is woody bioenergy carbon neutral? A comparative assessment of emissions from consumption of woody bioenergy and fossil fuel. Global Change Biology Bioenergy 4: 761-772.

14 Betriebsbezogene Nutzungsszenarien in Testbetrieben

Gerald Kändler[1], Jürgen Nagel[2], Sabine Rumpf[2], Christian Vonderach[1], Dietmar Zirlewagen[3]

[1]*Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Biometrie und Informatik*

[2]*Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Waldwachstum*

[3]*Interra, Büro für Umweltmonitoring*

14.1 Einleitung und Problemstellung

Die im Vorhaben entwickelten Instrumente zur Quantifizierung der mit der Holzernte verbundenen Nährstoffentzüge und ihre Bilanzierung mit der standörtlichen Nährstoffverfügbarkeit werden in zwei Varianten an zwei Testbetrieben dargestellt. Mit diesen beispielhaften Anwendungen soll zum einen gezeigt werden, dass die Verfahren für konkrete betriebsbezogene Anwendungen geeignet sind; zum anderen liefern die zwei berechneten Varianten Hinweise für die Interpretation und Bewertung der abgeleiteten Ergebnisse. Grundlagen sind jeweils Betriebsinventurdaten sowie die regionalisierten Bodenbilanzen für die Nährelemente Calcium, Magnesium und Kalium.

Im Testbetrieb „Altdorfer Wald“, ein Betriebsteil des Staatswalds im Landkreis Ravensburg in Baden-Württemberg, werden die Nährstoffbilanzen für die realen, aus wiederholten Inventuren abgeleiteten Nutzungen über einen Zeitraum von 20 Jahren (zwei rund zehnjährige Inventurperioden 1994 bis 2014) hergeleitet.

Als Alternative hierzu werden im Testbetrieb „Niedersächsisches Forstamt Fuhrberg, Revier Fuhrberg“ mit dem ForestSimulator der NW-FVA für aus Inventurstichproben generierte Beispielbestände über eine 30 bzw. 80-jährige Periode die durchschnittlichen Nährstoffentzüge pro Jahr berechnet und den Bodenbilanzen gegenübergestellt.

14.2 Material und Methoden

14.2.1 Testbetrieb Staatswald im Altdorfer Wald

Der Altdorfer Wald ist ein bewaldeter Höhenzug (bis 776,6 m über NHN) zwischen Aulendorf und Vogt im baden-württembergischen Landkreis Ravensburg und bildet mit rund 8.000 ha Fläche das größte zusammenhängende Waldgebiet Oberschwabens. Der Staatswald umfasst dort rund 4.800 ha Fläche.

Die Bestandesverhältnisse zeigen die für Oberschwaben typischen Charakteristika, hochproduktive Standorte mit einer Dominanz der Fichte, die allerdings im betrachteten Zeitraum von 1994 bis 2014 einen signifikanten Rückgang an Fläche und Vorrat aufweist (Tab. 14.1).

Tab. 14.1: Entwicklung der Baumartenanteile im Staatswald Altdorfer Wald [%].

	1994	2004	2014
Fichte	57,2	50,3	45,9
Sonstige Nadelbäume	8,7	9,5	10,6
Buche	17,2	19,7	19,9
Eiche und sonstige Laubbäume	16,9	20,5	23,6

Die Nutzungen sind dementsprechend stark von der Fichte geprägt, auf die im betrachteten Zeitraum ca. 75 % des Holzeinschlags entfällt (Tab. 14.2).

Tab. 14.2: Mittlerer jährlicher Holzeinschlag im Staatswald Altdorfer Wald im Zeitraum 1994 bis 2014.

	Insgesamt			je ha HB Baumartenfläche	
	m³ Derbholz m.R.	m³ Erntevolumen o.R.	%	m³ Erntevolumen o.R.	
Fichte	62.381	49.727	74,7	9,62	18,82
Sonst. Nadelbäume	4.184	3.130	5,0	0,61	6,30
Buche	11.325	9.563	13,6	1,85	9,77
Eiche/sonst.Laubbäume	5.593	4.226	6,7	0,82	4,02
Alle Baumarten	83.483	66.647	100	12,90	12,90

Die standörtlichen Bedingungen sind von Rendzinen, Pararendzinen und Parabraunerden geprägt, wobei im Nordwesten weniger durchlässige Böden mit hoher Speicherkapazität für Nährstoffe, im Südwesten dagegen durchlässige Substrate mit geringer Speicherkapazität vorherrschen. Klimatisch ist das Gebiet durch relativ hohe, nach Südosten zunehmende Niederschläge (mittlerer Jahresniederschlag 1.000 mm) bei moderaten Temperaturen (mittlere Jahrestemperatur 7 °C) geprägt.

Die Erstellung von Nährstoffbilanzen im Testbetrieb Altdorfer Wald folgt demselben Prinzip wie bei der bundesweiten Bilanzierung: dies gilt sowohl für die Erstellung der nutzungsfreien Bodenbilanzen, bei denen als Größen des Nährstoffeintrags die atmogene Deposition und Verwitterung und als Output der Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser berücksichtigt werden (Kapitel 8) als auch für die Herleitung der mit der Holzernte einhergehenden Nährstoffumverteilungen und -austräge (Kapitel 9). Die Berechnung der Nährstoffentzüge erfolgte mit Hilfe der Biomassefunktionen (Kapitel 2) in Verbindung mit kompartimentweisen Nährelementgehalten (Kapitel 3). Für die Sortenaushaltung nach den Sortimentsgruppen Stamm-, Industrie- und Energieholz wurden getrennt nach Laub- und Nadelholz für unterschiedliche Durchmesserbereiche (BHD) Aufarbeitungszöpfe festgelegt (Tab. 14.3). Die Sortenaushaltung entspricht somit dem praxisüblichen Nutzungsszenario.

Die Aufarbeitung der Sorten beschränkte sich auf das Derbholz (Aufarbeitungszopf 7 cm beim Energieholz). Bezüglich des Nichtderbholzes wurde allerdings angenommen, dass 50 % durch Selbstwerber als Energieholz genutzt werden und 50 % auf der Rückegasse verbleiben. Als Ernteverluste wurden beim Derbholz pauschal 10 %, beim Nichtderbholz 40 % für Laubholz bzw. 20 % für Nadelholz unterstellt. Bei den auf die Rückegassen verlagerten Mengen wurde angenommen, dass 80 % einen dauerhaften Entzug darstellen und 20 % für den Bestand als wiedergewinnbar gelten.

Tab. 14.3: Sortiervorgaben für die Sortenaushaltung des ausgeschiedenen Vorrats.

Holzartengruppe	bis BHD [cm m.R.]	Aufarbeitungszopf [cm m.R.]		
		Stammholz	Industrieholz	Energieholz
Nadelholz	35	16	12	7
	∞	20	17	7
Laubholz	30	-	12	7
	37	29	12	7
	40	31	15	7
	∞	35	17	7

Die Nährstoffbilanzen wurden für insgesamt 1.193 Betriebsinventurstichproben berechnet, welche eine Holzbodenfläche von 4.772 ha repräsentieren.

14.2.2 Testbetrieb Forstamt Fuhrberg, Revier Fuhrberg

Für sechs Beispielbestände, von denen drei auf nährstoffarmen und drei auf nährstoffreicheren Standorten im Forstamt Fuhrberg, Revier Fuhrberg stehen, wurden die durchschnittlichen Nährstoffentzüge pro Jahr berechnet. Die Bestandsdaten stammen aus der Betriebsinventur der Niedersächsischen Landesforsten. Die Bestände waren 28/30 Jahre, 46/54 Jahre sowie 80 Jahre alt. Sie wurden für 30 Jahre simuliert. Mit diesen Simulationen soll gezeigt werden, wie hoch die durchschnittlichen Nährstoffentzüge in den drei Altersbereichen sind. Da die mittleren und älteren Bestände in dem Untersuchungsgebiet in ihrer Struktur und Bestandesdichte sehr heterogen sind, lässt sich aus den drei Altersbereichen keine Zeitreihe rechnen, die ideal bewirtschaftete Kiefernbestände abbildet. Aus diesem Grunde wurden zusätzlich die beiden jüngeren Bestände über einen Zeitraum von 80 Jahren simuliert, woraus sich durchschnittliche Nährelemententzüge für eine Rotation ergeben.

Die Berechnung wurde mit dem ForestSimulator der NW-FVA durchgeführt. Er baut auf dem Paket TreeGrOSS (Hansen u. Nagel 2014) auf, mit dem die Entwicklung von Waldbeständen in Nordwestdeutschland geschätzt werden kann. Der ForestSimulator enthält darüber hinaus eine Komponente für die Sortierung und die Berechnung der Biomassen und Nährstoffgehalte mit den durchschnittlichen Konzentrationswerten aus dem EnNa-Projekt. Für die sechs Betriebsinventurpunkte liegen die regionalisierten Nährstoffbilanzen aus dem Projekt EnNa vor (siehe Kapitel 10).

Für jeden der sechs Betriebsinventurpunkte wurden mit dem ForestSimulator die Daten eingelesen und aus diesen ein 0,25 ha großer Bestand erzeugt. Der Bestand wurde gespeichert und für 30 Jahre in der Entwicklung gemäß den Standardeinstellungen fortgeschrieben. Am Ende der Simulation wurden die Einzelbaumdaten in einer Datei gespeichert. Diese enthält die Bäume des verbleibenden Bestandes mit ihren Dimensionen am Ende der Simulation und alle ausscheidenden Bäume mit den Dimensionen zum Zeitpunkt des Absterbens bzw. der Entnahme. Die Simulation verläuft unter "idealen Bedingungen". Es wird alle fünf Jahre in die Bestände eingegriffen. Abiotische und biotische Risiken bleiben unberücksichtigt. Alle Bäume wurden anschließend mit dem ForestSimulator nach den Vorgaben aus Tab. 14.4 sortimentiert.

Tab. 14.4: Bei der Bestandessimulation der Baumarten verwendete Sortimentierung.

Sortiment	Zopf [cm]	Länge [m]
Kiefer 3 m Abschnitte	12	3,0 + 0,1 Zugabe
Fichte 4 m Abschnitte	12	4,0 + 0,1 Zugabe
Laubholz IL	7	3,0 bis 18,0

Bei der Kiefer wurden durchgängig über den gesamten Simulationszeitraum Abschnitte ausgehalten. Es wurden ab dem Alter 100 aufgrund der für alte Kiefern typischen Kronenform höherwertige Sortimente nur bis zum Kronenansatz unterstellt. Bei der Fichte wurden durchgängig über den gesamten Simulationszeitraum Abschnitte über den gesamten Schaft hinweg ausgehalten. Das weitestgehend unterständige Laubholz schlechter Qualität wurde als Industrieholz sortimentiert. Nicht sortimentiertes Holz wurde dem Restholz zugeordnet und es wurde der Stubben für eine Fällhöhe von 0,3 m berechnet. In einem weiteren Schritt wurden für die Sortimente, Baumkompartimente, das Restholz und die Stubben die Biomasse und die Nährstoffgehalte berechnet. Die Ergebnistabelle mit den Nährstoffgehalten aus dem ForestSimulator wurde dann in OpenOffice Calc für die Schlussberechnung übernommen und sortiert.

14.3 Ergebnisse

14.3.1 Testbetrieb Altdorfer Wald

In der Periode 1994 bis 2014 sind im Mittel pro Jahr und Hektar 17,0 m³ Derbholz in Rinde eingeschlagen worden, was einer Erntemenge von 13,6 m³ ohne Rinde bzw. 14,6 m³ mit Rinde entspricht. Tatsächlich wird die Rinde mit dem Holz aus dem Wald verbracht, da die aktuelle Aufarbeitung grundsätzlich keine Entrindung im Bestand mehr vorsieht. Insofern spiegelt das forstübliche Verkaufsmaß Erntefestmeter ohne Rinde nicht die realen Mengenentnahmen wider.

Die hohe Nutzungsintensität ist eine Folge starker Nutzungen in der Fichte, die zu einem Abbau des Fichtenvorrats geführt haben, und spiegelt die waldbaulichen Ziele der Laubholzförderung zur Stabilisierung der Bestände wider, teils getrieben durch kalamitätsbedingte Holzanfälle (Sturm, Borkenkäfer). Für die betrachtete Periode führt das hohe Nutzungsniveau dazu, dass im Mittel bei allen drei Elementen negative Bilanzen auftreten, die sich in unterschiedlichen räumlichen Mustern abbilden (Abb. 14.1 bis Abb. 14.2). Relativ am günstigsten stellt sich die Situation bei Calcium dar (Abb. 14.1 links). Insbesondere im nordwestlichen Bereich bis zur Gebietsmitte sind durchweg positive Bilanzen gegeben, das heißt, dass die hohen Nutzungen dort zu keinem Netto-Calcium-Entzug führen. Bei Kalium (Abb. 14.1 rechts) ergibt sich ein anderes Bild, hier streuen die Bereiche mit Netto-Entzügen über das gesamte Gebiet, wobei auch hier der nordwestliche Bereich etwas weniger Mangelsituationen aufweist. Auch beim Magnesium (Abb. 14.2) verteilen sich die negativen Bilanzen über das gesamte Waldgebiet.

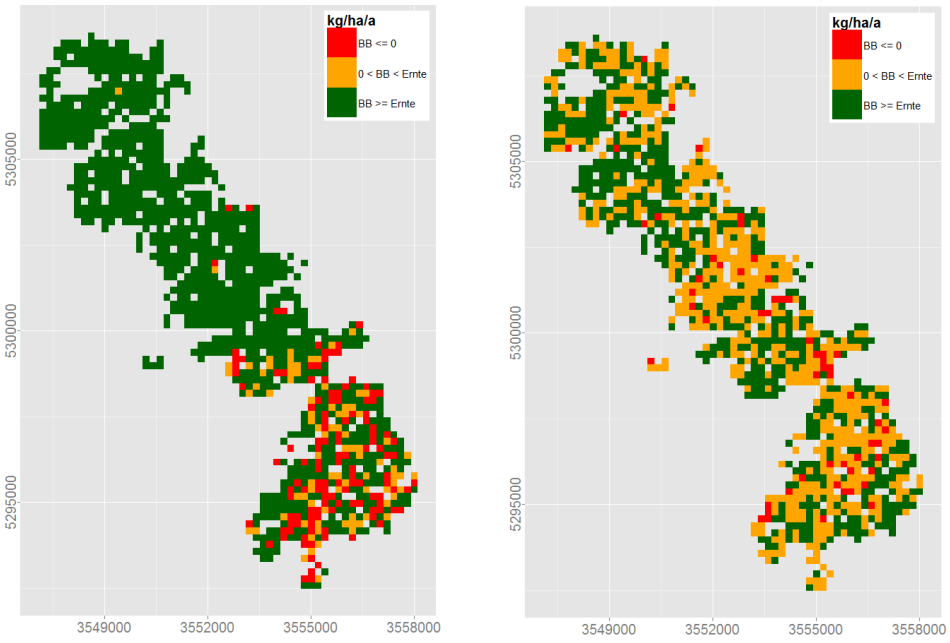


Abb. 14.1: Saldierung der erntebedingten Entzüge (Ernte) der Periode 1994 bis 2014 mit der Bodenbilanz (BB) für Calcium (links) und Kalium (rechts) [kg ha^{-1} a^{-1}] im Staatswald im Altdorfer Wald (n = 1193).

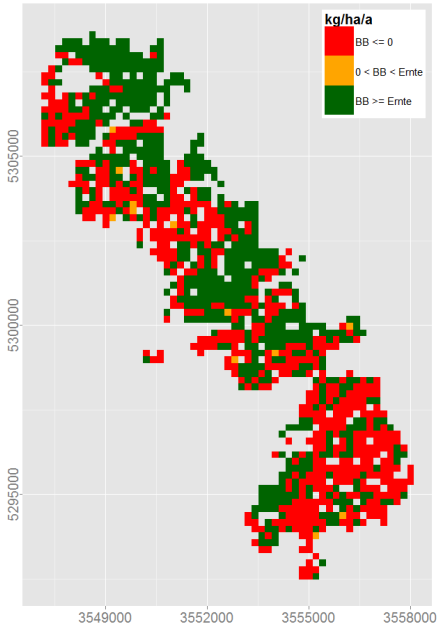


Abb. 14.2: Saldierung der erntebedingten Entzüge (Ernte) der Periode 1994 bis 2014 mit der Bodenbilanz (BB) für Magnesium [kg ha^{-1} a^{-1}] im Staatswald im Altdorfer Wald (n = 1193).

Würden die Erntemengen auf das Maß beschränkt werden, dass keine Netto-Entzüge auftreten (Tab. 14.5), ergäbe sich für Calcium im Mittel eine Reduktion um rund 14 %, mit einer im Mittel unbedenklichen Erntemenge von 12,5 m³ (m.R.) je Hektar und Jahr. Beim Kalium müsste die Erntemenge sogar um ca. 28 % auf 10,5 $m^3\ ha^{-1}\ a^{-1}$ reduziert werden, um im Mittel ausgeglichene Bilanzen zu erhalten. Am stärksten sind die Einschnitte, um für Magnesium im Mittel eine negative Bilanz zu vermeiden, nämlich eine Reduktion um rund 46 % auf 7,8 $m^3\ ha^{-1}\ a^{-1}$.

Tab. 14.5: Mittlere bezüglich Nährstoffbilanz kritische Erntemengen nach Nährelement.

Element	Erntemenge [$m^3\ ha^{-1}\ a^{-1}$]		Anteil der unbedenklichen Erntemenge [%]
	Unbedenkliche Entnahmen mit im Mittel ausgeglichener Bilanz	Zuzüglich genutzte Menge, die im Mittel zu negativer Bilanz führt	
Calcium	12,5	2,1	85,6
Kalium	10,5	4,1	71,9
Magnesium	7,8	6,8	53,5

Gleichzeitig lassen sich für das aktuelle Nutzungsniveau die erforderlichen Mengen an Nährelementrückführung kalkulieren (Tab. 14.6).

Tab. 14.6: Herleitung des Rückführungsbedarfs, um die durch Mehrnutzungen entstandenen negativen Bilanzen auszugleichen.

Element	Erntemenge [$t_{TM}\ ha^{-1}\ a^{-1}$]		theoretischer Rückführungsbedarf	
	Unbedenkliche Entnahmen mit im Mittel ausgeglichener Bilanz	Zuzüglich genutzte Menge, die im Mittel zu negativer Bilanz führt	kg $ha^{-1}\ a^{-1}$	$kmol_C\ ha^{-1}$ in 20 Jahren
Calcium	6,7	1,3	2,96	2,95
Kalium	5,7	2,3	3,40	1,73
Magnesium	4,1	3,9	1,13	1,85

14.3.2 Testbetrieb Forstamt Fuhrberg

Die Simulationsergebnisse sind in Abb. 14.3 bis Abb. 14.10 bzw. Tab. 14.7 bis Tab. 14.13 zusammengefasst. In den Tabellen sind die Bilanzergebnisse nach folgendem Aufbau dargestellt:

Dem Bereich Totholz (Toth) wurden alle durch Mortalität ausgeschiedenen Bäume, sämtliche Stubben sowie die gesamte Nadel-/Blattmasse zugeordnet. Bei den beiden alten Beständen wurden alle Bäume des stehenden Bestandes am Ende der 80- bzw. 30-jährigen Simulation der Entnahme zugerechnet. In den Tabellen wird in der Zeile Sort (nur Sortimente) die Nährstoffentnahme angegeben, wenn nur die angegebenen Sortimente dem Bestand entnommen und Restholz und Reisig im Bestand verbleiben. Die Zeile Totholz (Toth) enthält nicht das Restholz und das Reisig der genutzten Bäume. In der Zeile Entnahme (Entn) sind die Nährstoffentzüge bei kompletter Vollbaumnutzung (ohne Nadeln und Blätter) dargestellt. Die Zeile Entnahme (Entn) gibt die maximale Nährstoffentnahme an, weil bei der Sortimentierung keine Verluste durch Fäule, Bruch oder Krümmungen

vorgesehen sind. Die letzte Zeile (BoBil) enthält für die Nährelemente Calcium, Kalium und Magnesium das Saldo der regionalisierten Bodenbilanz.

14.3.2.1 Jungbestand

Der junge Bestand auf dem **armen** Standort mit einer Oberhöhenbonität 28,8 m wurde über 30 Jahre simuliert (Abb. 14.3 und Tab. 14.7).

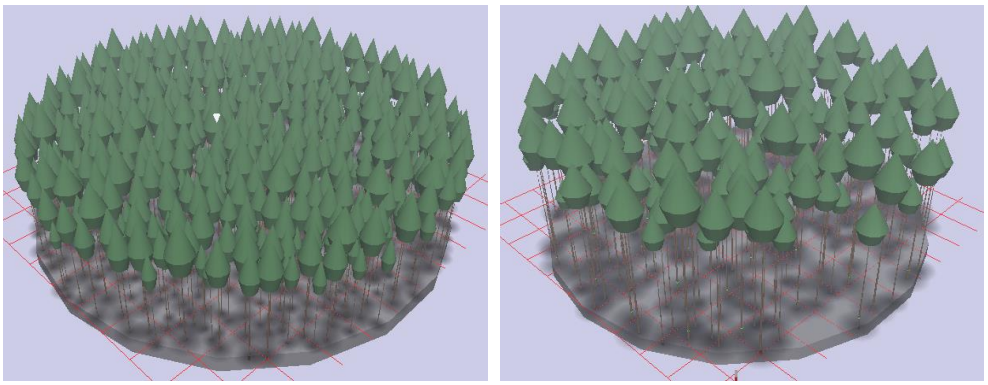


Abb. 14.3: 30jähriger Bestand auf armem Standort mit Oberhöhenbonität 28,8 m; links: Ausgangssituation im Alter 30; rechts: nach 30 Jahren Simulation im Alter 60.

Tab. 14.7: Nährelementbilanz über 30 Jahre für einen jungen Bestand auf armem Standort. Vol = Derbholzvolumen; Biom = Biomasse; Verb = verbleibender Bestand; Toth = Totholz, Stubben, Reste u. Blätter; Entn = Entnahme der Sortimente, Restholz, Zweige; Sort = Entnahme nur der Sortimente (Restholz und Zweige wurden aber nicht dem Totholz zugeschlagen); Diff = Differenz = 100*(Entn - Sort)/Sort; BoBil = bodenbezogene Stoffbilanz nach der Regionalisierung.

	Vol $m^3\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Biom $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$	C $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$	N $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	S $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	P $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	K $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Ca $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Mg $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
Verb	5,6	2,8	1,4	4,9	0,4	0,4	2,3	4,4	0,9
Toth	1,2	0,7	0,3	1,8	0,2	0,2	0,8	1,3	0,2
Entn	1,7	0,9	0,4	1,3	0,1	0,1	0,7	1,4	0,3
Sort	1,0	0,4	0,2	0,5	0,0	0,0	0,3	0,6	0,1
Diff	70 %	125 %	100 %	160 %	-	-	133 %	133 %	200 %
BoBil							*3,7*	*6,4*	*1,8*

Der junge Bestand auf dem **reicheren** Standort mit einer Oberhöhenbonität 34,0 m wurde über 30 Jahre simuliert (Abb. 14.4 und Tab. 14.8).

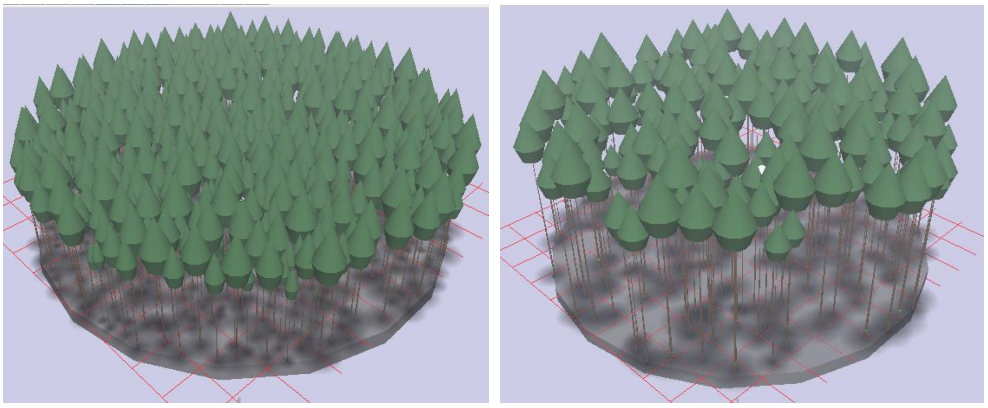


Abb. 14.4: Junger Bestand auf reicherem Standort mit Oberhöhenbonität 34,0 m. Links: Ausgangsbestand im Alter 28, rechts: nach 30 Jahren Simulation im Alter 58.

Tab. 14.8: Nährelementbilanz über 30 Jahre für einen jungen Bestand auf reicherem Standort. Abkürzungen siehe Tab. 14.7.

	Vol	Biom	C	N	S	P	K	Ca	Mg
	$m^3\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$t\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$t\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
Verb	6,4	3,1	1,5	5,0	0,4	0,5	2,5	4,8	0,9
Toth	1,8	1,0	0,5	2,4	0,2	0,2	1,0	1,7	0,3
Entn	2,5	1,2	0,6	1,8	0,2	0,2	1,0	1,9	0,4
Sort	1,7	0,8	0,4	0,9	0,1	0,1	0,5	1,1	0,2
Diff	47 %	50 %	50 %	100 %	100 %	100 %	100 %	73 %	100 %
BoBil							*4,1*	*4,0*	*1,5*

14.3.2.2 Mittelalter Bestand

Der mittelalte Bestand auf dem **armen** Standort mit einer Oberhöhenbonität 30,3 m wurde über 30 Jahre simuliert. In diesem Bestand sind auch einige Fichten. Der Bestand ist überbestockt und scheint noch nicht gepflegt worden zu sein. Aus diesem Grund wurde die Entnahmerate auf 76 Jahre berechnet (Abb. 14.5 und Tab. 14.9).

Tab. 14.9: Nährelementbilanz über 30 Jahre für einen mittelalten Bestand auf armem Standort. Abkürzungen siehe Tab. 14.7.

	Vol	Biom	C	N	S	P	K	Ca	Mg
	$m^3\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$t\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$t\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
Toth	3,1	1,7	0,8	4,7	0,4	0,4	2,0	3,5	0,6
Entn	4,9	2,3	1,1	3,2	0,3	0,3	1,7	3,5	0,7
Sort	4,2	1,9	0,9	2,1	0,2	0,2	1,1	2,5	0,5
Diff	17 %	21 %	22 %	52 %	50 %	50 %	55 %	40 %	40 %
BoBil							*4,1*	*5,1*	*1,7*

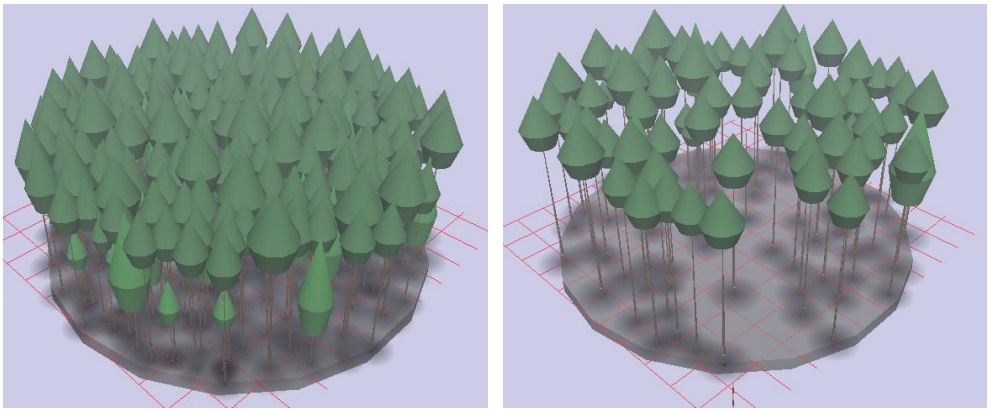


Abb. 14.5: Mittelalter Bestand auf armem Standort mit Oberhöhenbonität 30,3 m; links: Ausgangsbestand im Alter 46, ungepflegt mit Grundfläche 56 m² ha^{-1}; rechts: nach 30 Jahren Simulation im Alter 76.

Der mittelalte Bestand auf dem **reicheren** Standort mit einer Oberhöhenbonität 32,8 m wurde über 30 Jahre simuliert. Der Bestand hat eine Grundfläche von 29 m² ha^{-1} und ist leicht unterbestockt (Abb. 14.6 und Tab. 14.10).

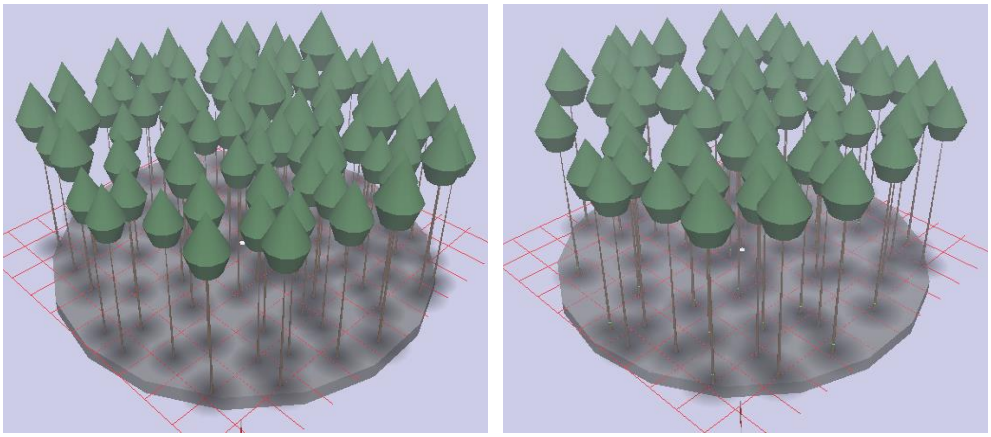


Abb. 14.6: Mittelalter Bestand auf reichem Standort mit Oberhöhenbonität 32,8 m; links: Ausgangsbestand im Alter 54, gepflegt mit Grundfläche 29 m² ha^{-1}; rechts: nach 30 Jahren Simulation im Alter 84.

Tab. 14.10: Nährelementbilanz über 30 Jahre für einen mittelalten Bestand auf reicherem Standort. Abkürzungen siehe Tab. 14.7.

	Vol m³ ha^{-1} a^{-1}	Biom t ha^{-1} a^{-1}	C t ha^{-1} a^{-1}	N kg ha^{-1} a^{-1}	S kg ha^{-1} a^{-1}	P kg ha^{-1} a^{-1}	K kg ha^{-1} a^{-1}	Ca kg ha^{-1} a^{-1}	Mg kg ha^{-1} a^{-1}
Toth	2,5	1,2	0,6	2,4	0,2	0,2	1,1	1,9	0,4
Entn	2,6	1,2	0,6	1,6	0,1	0,1	0,9	1,8	0,3
Sort	2,5	1,1	0,5	1,2	0,1	0,1	0,7	1,5	0,3
Diff	4 %	9 %	20 %	33 %	0 %	0 %	29 %	20 %	0 %
BoBil							*7,6*	*5,2*	*4,4*

14.3.2.3 Alter Bestand

Der alte Bestand auf dem **armen** Standort mit einer Oberhöhenbonität 30,7 m wurde über 30 Jahre simuliert. In diesem Bestand sind auch einige Stieleichen. Der Bestand hat eine Grundfläche von 24 $m^2\ ha^{-1}$ und ist mit einem Bestockungsgrad von 0,8 unterbestockt (Abb. 14.7 und Tab. 14.11).

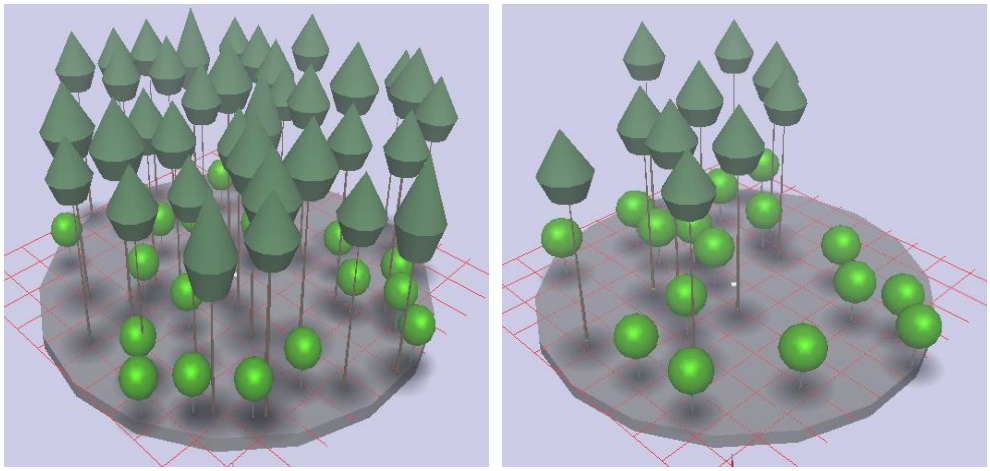


Abb. 14.7: Alter Bestand auf armem Standort mit Oberhöhenbonität 30,7 m; links: Ausgangsbestand im Alter 80 mit Grundfläche 24 $m^2\ ha^{-1}$; rechts: nach 30 Jahren Simulation im Alter 110.

Tab. 14.11: Nährelementbilanz über 30 Jahre für einen alten Bestand auf armem Standort. Abkürzungen siehe Tab. 14.7.

	Vol $m^3\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Biom $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$	C $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$	N $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	S $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	P $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	K $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Ca $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Mg $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
Toth	1,5	0,8	0,4	2,4	0,2	0,2	1,0	1,6	0,3
Entn	9,3	4,4	2,1	6,0	0,5	0,5	3,3	6,9	1,2
Sort	9,1	4,1	2,0	4,9	0,4	0,4	2,7	6,1	1,1
Diff	2 %	7 %	5 %	22 %	25 %	25 %	22 %	13 %	9 %
BoBil							*4,1*	*5,6*	*1,8*

Der alte Bestand auf dem **reicheren** Standort mit einer Oberhöhenbonität 22,2 m wurde über 30 Jahre simuliert. Der Bestand enthält viele Sandbirken. Er hat eine auffällig geringe Bonität. Alle Bäume wurden am Ende der Simulation genutzt (Abb. 14.8 und Tab. 14.12).

Tab. 14.12: Nährelementbilanz über 30 Jahre für einen alten Bestand auf reicherem Standort. Abkürzungen siehe Tab. 14.7.

	Vol $m^3\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Biom $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$	C $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$	N $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	S $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	P $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	K $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Ca $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Mg $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
Toth	1,6	1,0	0,5	3,8	0,3	0,3	1,3	2,0	0,3
Entn	10,5	5,5	2,7	12,7	0,8	0,9	4,5	9,2	1,5
Sort	9,4	4,3	2,1	8,9	0,5	0,6	3,0	6,7	1,1
Diff	12 %	28 %	29 %	43 %	60 %	50 %	50 %	37 %	36 %
BoBil							*3,6*	*4,1*	*1,6*

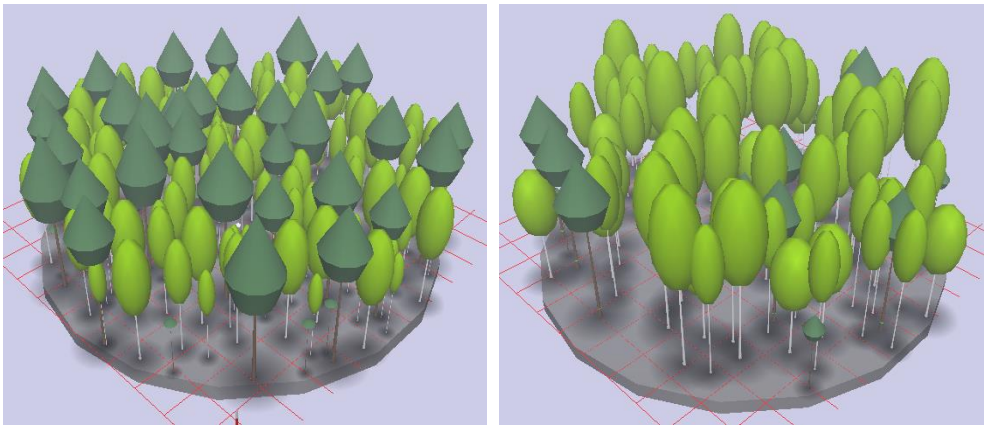


Abb. 14.8: Alter Bestand auf reicherem Standort mit Oberhöhenbonität 22,2 m; links: Ausgangsbestand mit Grundfläche 27 m^2 ha^{-1}; rechts: nach 30 Jahren Simulation; Bestand komplett genutzt.

14.3.2.4 80-jährige Simulation

Der junge Bestand auf dem **armen** Standort mit einer Oberhöhenbonität 28,8 m wurde über 80 Jahre simuliert. Alle Bäume wurden am Ende der Simulation genutzt (Abb. 14.9 und Tab. 14.13).

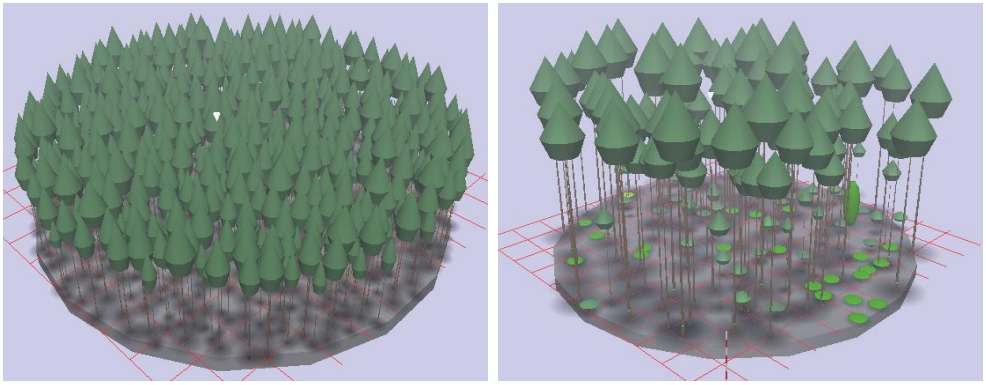


Abb. 14.9: Junger Bestand auf armem Standort mit Oberhöhenbonität 28,8 m; links: Ausgangssituation im Alter 30; rechts: nach 80 Jahren Simulation im Alter 110.

Tab. 14.13: Nährelementbilanz über 80 Jahre auf armem Standort. Abkürzungen siehe Tab. 14.7.

	Vol m^3 ha^{-1} a^{-1}	Biom t ha^{-1} a^{-1}	C t ha^{-1} a^{-1}	N kg ha^{-1} a^{-1}	S kg ha^{-1} a^{-1}	P kg ha^{-1} a^{-1}	K kg ha^{-1} a^{-1}	Ca kg ha^{-1} a^{-1}	Mg kg ha^{-1} a^{-1}
Toth	2,1	1,1	0,5	2,9	0,2	0,3	1,2	2,0	0,4
Entn	5,8	2,8	1,4	3,7	0,3	0,3	2,0	4,1	0,8
Sort	5,0	2,2	1,1	2,5	0,2	0,2	1,3	3,0	0,6
Diff	16 %	27 %	27 %	48 %	50 %	50 %	54 %	37 %	33 %
BoBil							*3,7*	*6,4*	*1,8*

Der junge Bestand auf dem reicheren Standort mit einer Oberhöhenbonität 34,0 m wurde über 82 Jahre simuliert. Alle Bäume wurden am Ende der Simulation genutzt (Abb. 14.10 und Tab. 14.14).

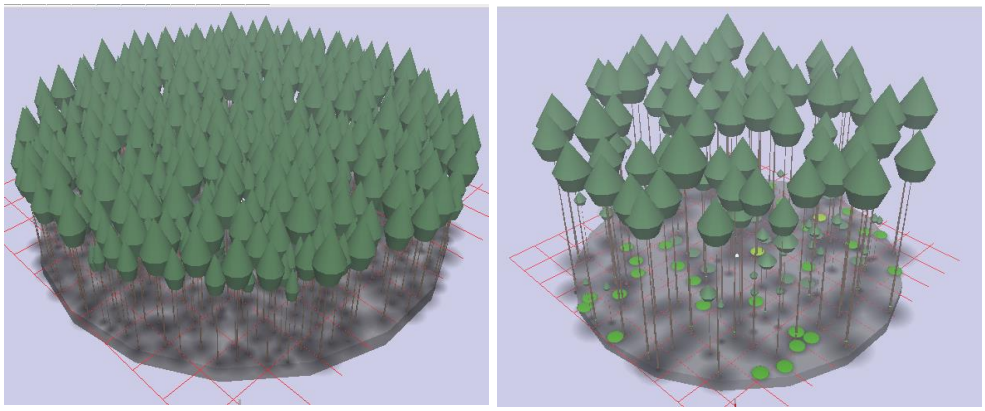


Abb. 14.10: Junger Bestand auf reicherem Standort mit Oberhöhenbonität 34,0 m; links: Ausgangsbestand im Alter 28; rechts: nach 82 Jahren Simulation im Alter 110.

Tab. 14.14: Nährelementbilanz für 82 Jahre auf einem reicheren Standort Abkürzungen siehe Tab. 14.7.

	Vol $m^3\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Biom $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$	C $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$	N $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	S $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	P $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	K $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Ca $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Mg $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$
Toth	2,4	1,2	0,6	3,0	0,2	0,3	1,3	2,1	0,4
Entn	6,8	3,2	1,5	4,1	0,4	0,4	2,2	4,6	0,9
Sort	6,0	2,6	1,3	2,9	0,2	0,3	1,6	3,5	0,7
Diff	13 %	23 %	15 %	41 %	50 %	33 %	38 %	31 %	29 %
BoBil							*4,1*	*4,0*	*1,5*

Aus den Simulationsergebnissen lassen sich folgende Befunde ableiten: Der Anteil von Biomasse, die bei Hochdurchforstung im Bestand verbleibt, beträgt ca. 15 %. Dabei handelt es sich um absterbende Bäume, die Stubben und die Nadelmasse. Bei konsequenter Vollbaumnutzung kann ca. 25 % mehr Biomasse geerntet werden. Dem stehen im Vergleich zu einer konventionellen Sortimentsnutzung erhöhte Nährstoffentzüge bei Schwefel und Stickstoff um 40–50 % und bei Kalium, Calcium sowie Magnesium um 30–50 % gegenüber.

14.4 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Ziel dieses Arbeitspakets war es zu zeigen, dass die entwickelten Methoden auch auf konkrete forstbetriebliche Situationen angewendet werden können und es ermöglichen, auf der operativen betrieblichen Ebene die stoffliche Nachhaltigkeit zu quantifizieren. Insofern haben die Ergebnisse nur demonstrativen Charakter und können nicht verallgemeinert werden.

In den Anwendungsbeispielen wurden bewusst zwei unterschiedliche Ansätze gewählt. Im **Altdorfer Wald** wurden die Nährelementbilanzen, beschränkt auf Calcium, Kalium und

Magnesium, für die realen Nutzungen einer 20-jährigen Periode abgeschätzt. Das Vorgehen entspricht der bundesweiten Anwendung der im Rahmen des Projekts entwickelten Methoden.

Am Beispiel des Testbetriebs **Fuhrberg** konnte gezeigt werden, dass erntebedingte Nährstoffentzüge mit dem waldwachstumskundlichen Simulationspaket TreeGrOSS einfach geschätzt werden können. In dem Simulator sind die im Rahmen des Gesamtprojekts EnNa entwickelten Biomasse-Funktionen und Nährstoffkonzentrationen integriert.

Das Beispiel des Testbetriebs Altdorfer Wald zeigt, dass das hohe Nutzungsniveau im Mittel zu negativen Bilanzen führt, wobei sich ein Muster kleinstandörtlich variierender negativer und positiver Bilanzen zeigt. Es wird deutlich, dass eine 20-jährige Periode im Vergleich zu realen Umtriebszeiten von 100 und mehr Jahren eine kurze Phase darstellt, die von einem spezifischen Nutzungsniveau geprägt ist. Offensichtlich weisen Phasen erhöhter Nutzungen, die mit einem Vorratsabbau verbunden sind, tendenziell negative Nährelementbilanzen auf. Eine langfristige, auf forstliche Produktionszeiträume bezogene Nährelementbilanzierung als quantitatives Maß für Nährstoffnachhaltigkeit muss daher die gesamte Produktionsdauer (Umtriebszeit im Altersklassenwald) einer Betriebsklasse (führende Baumart mit einem bestimmten Produktionsziel) umfassen, also Aufbau- und Abbauphasen, die durch unterschiedliche Bilanzen geprägt sind. Erst durch eine Integration über den gesamten Entwicklungszyklus kann idealerweise eine vollständige Nährelementbilanz gerechnet werden.

Allerdings ist diese idealtypische Bilanzierung unter realen Bedingungen aus empirischen Daten kaum herleitbar, da sich zum einen im Laufe der Zeit die Produktionsziele ändern können und zum anderen die standörtlichen Verhältnisse langfristig einer Drift unterliegen, insbesondere verursacht durch den Klimawandel, aber auch beeinflusst durch das anthropogene Depositionsgeschehen.

Eine langfristige Abschätzung von Nährelementbilanzen ist daher nur theoretisch mit Hilfe von langfristigen Waldwachstumssimulationen möglich, wie sie im Rahmen dieser Untersuchung am Beispiel des Testbetriebs Fuhrberg durchgeführt wurden. Auch hier zeigte sich, dass die Betrachtung 30-jähriger Simulationszeiträume in Bezug auf die Bilanz schwierig ist, weil die Entzüge in den Altersphasen recht unterschiedlich sind. Die Bildung einer Zeitreihe ließ sich ebenfalls nicht mit den in den Beispielen verwendeten BI-Punkten realisieren, weil die älteren Bestände zum Teil stark aufgelichtet und zu gering bestockt sind.

Die anschließend durchgeführte 80-jährige Simulation lieferte dagegen stabile Werte für eine Umtriebszeit. Diese langfristigen Simulationen ergaben für die ausgewählten Fallbeispiele, Kiefernbestände auf einem armen bzw. reicheren Standort, insgesamt bezüglich Nährstoffentzüge unkritische Befunde, da alle Bilanzen positive Werte liefern. Wegen des beispielhaften Charakters der durchgeführten Simulationen lassen sich diese unbedenklichen Ergebnisse allerdings nicht verallgemeinern.

14.5 Literaturverzeichnis

Hansen J., Nagel J. (2014) Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS – Anwendung und theoretische Grundlagen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt Band 11.

15 Standortangepasste Nutzungsintensitäten und forstliche Handlungsoptionen

Klaus von Wilpert[1], Bernd Ahrends[2], Wendelin Weis[3], Christian Vonderach[1], Heike Puhlmann[1], Desirée Köhler[3], Carina Sucker[1], Gerald Kändler[1], Jürgen Nagel[2],

[1]*Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Boden und Umwelt und Abt. Biometrie und Informatik*

[2]*Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle*

[3]*Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abt. Boden und Klima*

15.1 Einleitung und Problemstellung

Mit der Holz- und Biomassenutzung werden den Waldökosystemen essentielle Nährelemente entzogen. Werden mehr Rindenanteile und Kronenholz aus dem Wald exportiert, steigen die damit verbundenen Nährelementexporte überproportional (Weis et al. 2016, Flückiger & Braun 2009). Eine aus standörtlicher Sicht nachhaltige Nutzung des Rohstoffes Holz ist nur möglich, wenn der mit der Holzernte verbundene Nährstoffexport das Nährstoffangebot am Standort langfristig nicht übersteigt. Bei Bedarf kann die Reduktion der Nutzungsintensität zum Erreichen einer nachhaltigen Nährstoffversorgung beitragen. Alternativ oder ergänzend können Nährstoffe wie Calcium, Magnesium oder Kalium rückgeführt werden, was aber im Rahmen einer naturnahen Forstwirtschaft immer auch hinsichtlich nicht erwünschter Nebenwirkungen geprüft werden muss (Reid & Watmough 2014, Kreutzer 1995). Das anzustrebende Gleichgewicht zwischen Nährstoffangebot am Standort und den Nährstoffentzügen durch Holzernte wird durch die beschleunigte Bodenversauerung infolge anthropogen erhöhter Einträge von Stickstoff und Schwefel gestört (Aber et al. 1998, Kreutzer et al. 1998, Ulrich 1983). Die dadurch bedingten, vielerorts erhöhten Verluste vor allem an Calcium und Magnesium müssen bei der Nährstoffbilanzierung berücksichtigt werden. Allerdings bedarf es einer klaren Unterscheidung zwischen Standorten, an denen Probleme in der Nährstoffversorgung hauptsächlich auf intensive Biomassenutzung zurückzuführen sind und solchen, die in erster Linie durch die Folgen hoher atmosphärischer Depositionen stark versauert und an Nährelementen verarmt sind.

Deshalb werden in diesem Kapitel für die Punkte der Bundeswaldinventur (BWI) Nährstoffbilanzen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten berechnet und dabei die aktuellen atmosphärischen Stoffeinträge, Verluste mit dem Sickerwasser und die Nährstoffnachlieferung durch Mineralverwitterung berücksichtigt. Die sich hieraus ergebenden Möglichkeiten und Grenzen für eine Intensivierung der Biomasseernte im Wald zur Energiegewinnung und für die technische Umwandlung in Industrierohstoffe (u.a. Treibstoffe, Kunststoffe; Hurmekoski & Hetemäki 2014) werden auch vor dem Hintergrund der Unsicherheiten der Nährstoffbilanzierung umfassend beschrieben und diskutiert.

15.2 Herleitung der Stoffbilanz

15.2.1 Grundlagen der Bilanzierung

Die Bilanzierung der Nährelementflüsse beschränkt sich in diesem Projekt auf die Hauptnährelemente Calcium, Magnesium und Kalium, die auch die Resilienz der Waldböden gegenüber Bodenversauerung bestimmen. Auf eine Bilanzierung der Stickstoffflüsse wurde verzichtet, weil die hohen Stickstoffemissionen der jüngeren Vergangenheit und Gegenwart ein Überangebot an Stickstoff verursacht haben (Sutton et al. 2011, SRU 2015). Phosphor, ebenfalls ein für Wachstum und die Gesundheit der Bäume essentielles Nährelement, entzieht sich in mehrfacher Hinsicht der Methodik der Flussbilanzierung. Phosphorkonzentrationen sind sowohl im tieferen Sickerwasser als auch in der Deposition so niedrig, dass sie mit konventionellen Analysemethoden nicht trennscharf erfasst werden können (Bol et al. 2016). Außerdem findet ein Teil des Phosphortransports mit Niederschlags- und Sickerwasser in kolloidaler, also nicht in gelöster Form statt (Missong et al. 2016) und ist nur mit erheblichem analytischem Aufwand messbar. Phosphor wurde deshalb in dieser Studie nicht behandelt.

Die Projektarbeit wurde konsequent in die Erarbeitung nutzungsfreier Stoffbilanzen (nfSB) und Gesamtbilanzen unter Einbeziehung der Nährelementexporte mit der Holznutzung gegliedert. Dies hat den Vorteil, dass sich die verschiedenen Szenarien von Nutzungsintensitäten sehr einfach vor dem Hintergrund des standörtlichen Nährstoffangebots bewerten und vergleichen lassen. Die nutzungsfreie Stoffbilanz fasst die Nährstofffreisetzung aus der Mineralverwitterung im Boden (Kapitel 6), die Stoffeinträge mit der atmosphärischen Deposition (Kapitel 7) und die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser (Kapitel 8) zusammen. Zusätzlich wurde der nfSB ein Tausendstel des pflanzenverfügbaren Nährstoffvorrats im Boden zugeschlagen, um eine Überbewertung geringfügiger Bilanzdefizite auf nährstoffkräftigen Böden vor dem Hintergrund der Bilanzierungsunsicherheiten zu vermeiden. Langfristig wäre demnach der pflanzenverfügbare Nährelementvorrat frühestens in 1000 Jahren (also in ca. 10 Bestandesgenerationen) verbraucht. Ähnliche Festlegungen haben Hässig et al. (2009) und Weis et al. (2009a) getroffen. Auch Block & Meiwes (2013) empfehlen bei der Bewertung der Nährstoffbilanzen die aktuellen Vorräte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen im Boden zu berücksichtigen. Ein solcher Puffer bietet sich deshalb an, da zum einen geringe Bilanzdefizite auf Böden mit hohen pflanzenverfügbaren Nährstoffvorräten eher zu tolerieren sind als auf nährstoffarmen Böden und zum anderen da die Bodenversauerung ein natürlicher – wenn auch äußerst langsamer – Prozess ist (Ulrich 1986). Als pflanzenverfügbarer Nährstoffvorrat im Boden wurde für Calcium, Magnesium und Kalium die Summe der Gesamtelementvorräte in der Humusauflage und der austauschbaren Vorräte im Mineralboden bis 90 cm Tiefe angenommen. Da die Berechnung der Verwitterungsraten, Sickerwasserausträge und Bodenvorräte auf den Daten der zweiten Bodenzustandserhebung (BZE II) aufbauen, bezieht sich die Bilanzierung auf die Verhältnisse bei BZE-Beprobung (2006-2008). Die Bilanzglieder wurden über die Jahre 2000 bis 2010 gemittelt, um jährliche Schwankungen auszugleichen. Durch geostatistische Regionalisierungs-

verfahren wurden die Bilanzglieder von den BZE-Punkten auf die Traktecken der Bundeswaldinventur (BWI[3]) übertragen (Kapitel 10). Dort kann mittels der BWI-Aufnahmedaten ein mittlerer Ernteentzug quantifiziert und der nfSB gegenübergestellt werden. Zusätzlich werden die räumlichen Muster der Bilanzen gegenüber der BZE durch die 16-fache Datendichte der BWI besser herausgearbeitet. Allerdings steigen durch die Regionalisierung die Modellfehler zusätzlich zu den ohnehin hohen Fehlermargen der an den Messorten der BZE hergeleiteten Bilanzglieder. Detaillierte Informationen zur Ermittlung der nutzungsfreien Stoffbilanz finden sich in den Kapiteln 6 und 8.

15.2.2 Ableitung verschiedener Nutzungsintensitäten

Eine Möglichkeit des aktiven Nährstoffmanagements ist es, die Nutzungsintensität so lange zu reduzieren bzw. zu erhöhen bis die Nährstoffbilanzen ausgeglichen sind. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass durch Nutzungsreduktion kaum eine Verbesserung der Gesamtbilanzen erreicht wird, wenn schon die nutzungsfreie Stoffbilanz des Bodens (nfSB) deutlich negativ ist. Die Nutzungsintensität, differenziert nach Sortimenten und Kompartimenten, wurde auf der Basis der mit WEHAM modellierten Nutzungsmenge einzelbaumweise für den Zeitraum von 2003 bis 2052 berechnet und auf Jahresmittelwerte aggregiert. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik findet sich in Kapitel 12.

In einem ersten Schritt wurde zur Ableitung einer theoretisch verfügbaren Erntemenge im Hinblick auf die zu erwartenden Sortimente und der ermittelten Nährstoffverfügbarkeit des Standorts eine „Sortimentsabschichtung“ vorgenommen. Dabei wurde an allen Traktecken der BWI die Nutzungsintensität gegenüber der Nutzung nach Szenario ‚Real‘ schrittweise reduziert, bis die Nährelementbilanzen ausgeglichen waren. Für jeden Stichprobenpunkt wurde demnach der berechneten nfSB der gesamte geplante Nutzungsentzug gegenüber gestellt. Bei der schrittweisen Abschichtung wurde mit den geringwertigsten Sortimenten (Eh) begonnen. Die wertvolleren Sortimente (Ih und Sth) wurden nur dann in die Reduktion einbezogen, wenn nach vollständiger Reduktion des wertärmeren Sortiments die Nährstoffbilanz immer noch negativ war. Durch die Priorisierung (vgl. Kapitel 12) und die schrittweise Abschichtung der Sortimente konnte so die theoretisch verfügbare Erntemenge unter Einhaltung einer ausgeglichenen Stoffbilanz und gleichzeitig die Höhe des theoretischen Nutzungsverzichts berechnet werden.

In einem zweiten Schritt wurden in dieser Projektarbeit verschiedene, in der Praxis potentiell umsetzbare Nutzungsszenarien gebildet. Sie berücksichtigen unterschiedliche Intensitäten der Derbholz- und Kronennutzung sowie die Umverteilung von Biomassekompartimenten (Bestand – Rückegasse – Export) in Abhängigkeit von der Nutzungstechnik:

- Das Szenario **‚Min‘** ist das nährelementschonendste Szenario. Die Nutzung beschränkt sich auf Stamm- und Industrieholz. Die Nutzungsgrenze liegt in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser bei Zopfdurchmessern von 12 bis 14 cm bei Nadelholz und 12 bis 17 cm bei Laubholz (vgl. Kapitel 12 Tabelle 12.3). Erntever-

[3] Die Stichproben der BWI sind in Trakten angeordnet. Ein Trakt ist ein Quadrat mit einer Seitenlänge von 150 m. Die Traktecken, die auf Wälder treffen, bilden den Mittelpunkt für das Aufnahmeverfahren.

luste im Derbholz werden mit 10 % (Pretzsch 2009, von Wilpert et al. 2011) veranschlagt. Reisig und Astderbholz werden nicht genutzt und verbleiben durch geeignete motormanuelle oder maschinelle Entastung im Bestandesinneren (nicht auf der Rückegasse konzentriert). Zusätzlich findet, wie von Heppelmann et al. (2016) vorgeschlagen, eine Entrindung des Derbholzes im Bestand statt. Damit werden die nährstoffreichsten Teile (Kronenmaterial und Rinde) komplett auf der Fläche belassen und stehen dort als Nährstoffquelle zur Verfügung.

- Das Szenario **‚Real'** bildet eine derzeit weit verbreitete Nutzungsintensität ab. Die Hauptsortimente sind Stammholz (Sth), Industrieholz (Ih) und Energieholz (Eh). Es wird das gesamte Derbholz mit Rinde abzüglich von 10 % Ernteverlusten geerntet. Die Nutzungsgrenze liegt bei einem Zopfdurchmesser von 7 cm. Die Ernte erfolgt maschinell und zur Bodenschonung werden die Rückegassen armiert. Dazu wird die Hälfte des anfallenden Reisigs (Nichtderbholz) verwendet. Es wird angenommen, dass 80 % der auf den Rückegassen mit der Biomasse aufgebrachten Nährstoffe mittelfristig dem System nicht zur Verfügung stehen und somit als Verlust gewertet werden müssen.
- Das Szenario **‚Max'** bildet die im Vergleich höchste Ernteintensität ab. Das gesamte Derbholz wird ohne Abzüge für technische Ernteverluste als Stamm-, Industrie- oder Energieholz genutzt. Weiterhin werden unter den gleichen Annahmen wie im Szenario ‚Real' Reisigmatten auf den Rückegassen angelegt. Zusätzlich wird die andere Hälfte des Kronenmaterials abzüglich der Ernteverluste von 20 % für Nadelbäume und 40 % für Laubbäume als Biomasse zur Energiegewinnung oder chemischen Konversion gewonnen. Dieses Szenario entspricht somit weitgehend einer Vollbaumnutzung.

15.2.3 Behandlung des Bestandesalters bei der Bilanzierung

Nährstoffflüsse unterliegen während einer forstlichen Umtriebszeit einer hohen Dynamik. Die Nutzungsintensität (und damit die Nährstoffentzüge) nehmen mit dem Bestandesalter von keiner Nutzung in der Jungwuchsphase bis zu maximalen Nutzungsintensitäten in der Endnutzungsphase zu. Ein gegenläufiger Prozess sind die nach der Endnutzung verstärkten Nährelementexporte mit dem Sickerwasser durch Störungen des Bestandes und des Bodens (Ahrends et al. 2005, Rothe & Mellert 2004), insbesondere nach Kahllegung (von Wilpert 2008, Weis et al. 2006, Weis et al. 2001, Bormann & Likens 1979). Entsprechend wäre es denkbar, dass aufgrund eines unausgeglichenen Altersklassenaufbaus, wie er in einigen Regionen durchaus vorkommen kann (vgl. z.B. Albert et al. 2016), Verzerrungen der Gesamtbilanz auftreten. Um dieses näher zu untersuchen, wurden die Gesamtbilanzen der BWI-Punkte gegen das Alter im Jahr 2003 (Beprobung BWI^2, Startjahr der 50-jährigen Simulation und Prognose der Nährelemententzüge; vgl. Kapitel 12.2.1) aufgetragen (Abb. 15.1).

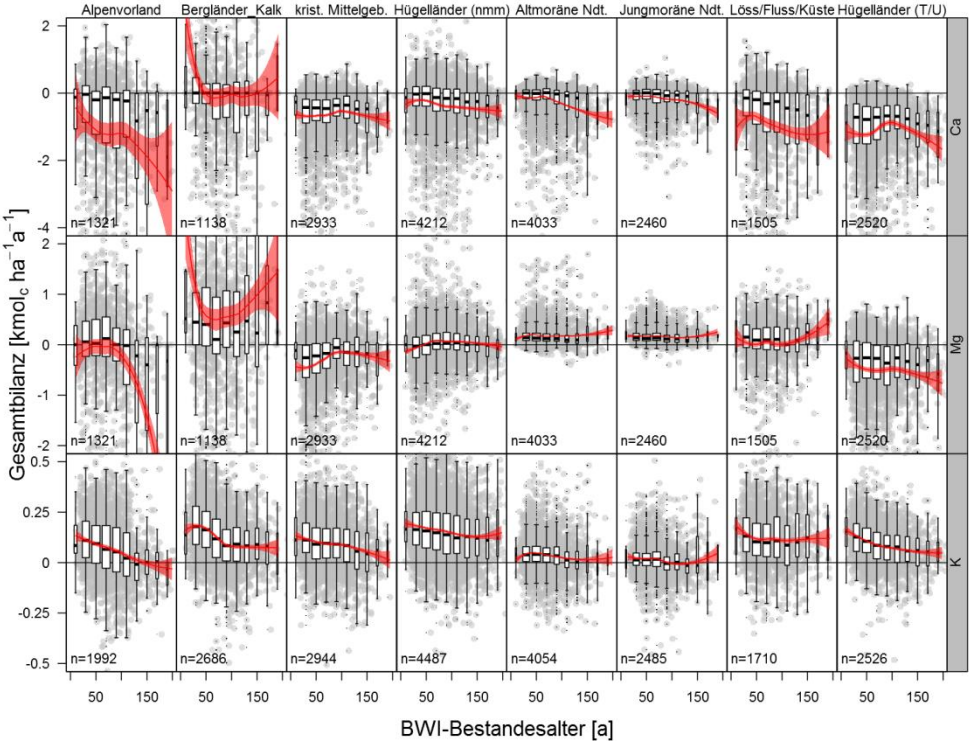


Abb. 15.1: Stoffbilanz (Verwitterung + Deposition – Sickerwasserabfluss – mittlerer Ernteentzug [Szenario ‚Real']) an den BWI-Traktecken über dem mittleren Bestandesalter zum Zeitpunkt BWI^2, stratifiziert nach Modellregionen, für Calcium und Magnesium nur auf karbonatfreien Böden. Boxplots für Altersklassen von 20 Jahren; die Breite der Box ist proportional zur Anzahl an Traktecken in der Altersklasse; y-Achse auf 90 % der Daten beschränkt, die Datengrundlage für die LOESS-Ausgleichskurve jedoch nicht.

Bei der Interpretation der Darstellung ist zu beachten, dass die Ausgleichsfunktionen bei geringen Datendichten in sehr alten Beständen (> 150 Jahren) extrem unsicher waren, der Altersbereich einer forstlichen Umtriebszeit jedoch gut abgedeckt wurde. Die hypothesenkonform tendenziell mit dem Alter abfallenden Ausgleichsfunktionen wiesen jedoch überwiegend nur geringe negative Steigungen auf. Dies war insofern erwartungskonform, als die Gesamtbilanzen für den Ernteentzug einen Zeitraum von 50 Jahren berücksichtigten und der Alterseffekt (wie er bei einer inhomogenen Altersklassenverteilung auftreten würde) entsprechend vermindert wurde. Demzufolge erschien es gerechtfertigt, bei der Bewertung und Einordnung der Stoffbilanzen auf die Berücksichtigung des Alterseffekts zu verzichten.

15.2.4 Behandlung von Kalkstandorten bei der Bilanzierung

Auf Kalk- und Dolomitstandorten ist die Versorgung der Waldbestände mit Calcium und Magnesium in der Regel unproblematisch, da durch die hohe Löslichkeit des Ausgangs-

gesteins beide Elemente im Überfluss verfügbar sind. Nur auf sehr reinen Kalken (Calciumkarbonat) kann es zu einer unzureichenden Magnesiumversorgung kommen. Die hohe Löslichkeit der Karbonate bedingt hohe absolute Elementflüsse von Calcium und Magnesium mit der Verwitterung und dem Sickerwasseraustrag. Die Kombination von hohen Flussraten bei gleichzeitig hohem Vorhersagefehler der Modelle führt dazu, dass eine hinreichend verlässliche Interpretation der Stoffbilanz für diese Standorte nicht gewährleistet ist. Aus den genannten zwei Gründen wurden für Kalk- und Dolomitstandorte die Stoffbilanzen modifiziert, indem sie für Calcium und Magnesium als immer ausgeglichen angenommen werden. Für die BWI-Punkte wurde ein binäres Klassifikationsmodell verwendet, das Karbonatstandorte mit einer Treffergenauigkeit von mehr als 90 % identifiziert (vgl. Kapitel 10).

15.2.5 Behandlung von BWI-Punkten mit Bodenschutzkalkung

Bodenschutzkalkungen beeinflussen die Stoffbilanzen von Calcium und Magnesium, da beide Elemente im applizierten Dolomitkalk enthalten sind. Die Dolomitlösung erhöht zunächst den Eintrag beider Elemente in den Boden. Infolgedessen kann es vorübergehend, aber auch längerfristig, zu höheren Exporten mit dem Sickerwasser kommen (Greve 2015, Huber et al. 2006a). Das langfristige Ziel der Kalkung, die Basensättigung und damit den Vorrat an austauschbar im Boden gebundenem Calcium und Magnesium zu erhöhen, beeinflusst zudem den pflanzenverfügbaren Bodenvorrat (Guckland et al. 2012, Huber et al. 2006a, von Wilpert et al. 2013). Kalkungseffekte sollten dementsprechend in den Bilanzen von Calcium und Magnesium berücksichtigt werden. Dies wird jedoch durch einige prinzipielle und praktische Hindernisse erschwert. Für die BZE-Punkte stehen Informationen zu vergangenen Kalkungen zur Verfügung. Diese Informationen sind hinsichtlich Zeitpunkt, Wiederholung und Menge der Ausbringung von Dolomit jedoch sehr heterogen.

Eine pauschale Abschätzung der teilweise gegenläufigen Bilanzeffekte ist nicht möglich, da die verschiedenen Bestände und Böden sehr unterschiedlich hinsichtlich Aufnahme, Festlegung und Auswaschung des ausgebrachten Calciums und Magnesiums reagieren (vgl. auch Guckland et al. 2012). Für die Punkte der BWI fehlen belastbare Angaben zur Kalkung für einen Teil des Bundesgebiets oder sind in einigen Ländern sehr inhomogen verteilt. So lagen z.B. in Niedersachsen zum Zeitpunkt der Projektbearbeitung verfügbare Informationen nur für den Staatswald vor. Auswertungen im Rahmen der Regionalisierung von Stoffbilanzen (Kapitel 10) ergaben, dass dort, wo die Kalkung dokumentiert war, in den Regionalisierungsmodellen der Kalkungseffekt in Bezug auf die Zielgrößen Sickerwasserverlust, Verwitterung und Bodenvorrat für Calcium und Magnesium nur selten signifikant war und sehr niedrige Koeffizienten mit wechselndem Vorzeichen aufwies. Das zeigt, dass die Kalkung in unserem Datenmaterial offensichtlich keinen eindeutig gerichteten und allenfalls nur sehr schwachen Einfluss auf die einzelnen Bilanzglieder der Nährelementbilanzen hat. Dies kann auch damit begründet werden, dass die maximale Tiefenwirkung der Kalkung i.d.R. nur für 0-40 cm Bodentiefe statistisch gesichert nachweisbar ist (Guckland et al. 2012, Huber et al. 2006a, Wellbrock et al. 2016a). Bei der Betrachtung von Elementvorräten bis 90 cm Bodentiefe fallen die Unterschiede deutlich geringer aus und sind statistisch wenig abgesichert. Aus den genannten Gründen wurde bei der Ableitung des Steue-

rungsbedarfs und von Handlungsoptionen auf Bundesebene die Kalkungswirkung nicht berücksichtigt.

15.2.6 Unsicherheiten und Interpretierbarkeit der Ergebnisse

Nährstoffbilanzen sind als Instrument der Nachhaltigkeitsbewertung von Nutzungsoptionen in ihrer Theorie fundiert und einfach in ihrer Anwendung. Aus pragmatischen Gründen (komplexe Datengrundlage, aufwändige Modellierungen) werden die großen Unsicherheiten, die sich aus den Modellfehlern der einzelnen Bilanzglieder (Deposition, Verwitterung, Sickerwasseraustrag, Nutzungsentzüge) und deren Regionalisierung ergeben, häufig außer Acht gelassen. Für die Abschätzung von Handlungsbedarf und Handlungsoptionen auf regionaler Ebene ist aber, neben der Entscheidungsgrundlage einer Nährstoffbilanz, auch deren Belastbarkeit und damit die statistische Signifikanz des Ergebnisses maßgeblich. Kapitel 11 gibt einen Überblick über die Unsicherheiten der einzelnen Bilanzglieder und des Regionalisierungsverfahrens. Mit Hilfe von Monte-Carlo-Simulationen wird die Unsicherheit der nutzungsfreien Stoffbilanz und der Gesamtbilanz abgeschätzt. Die Berechnung der Nährstoffbilanz wird dazu zehntausendfach wiederholt und den Modellvorhersagen der einzelnen Bilanzglieder jeweils ein Fehlerwert hinzuaddiert. Der Fehlerwert wird zufällig aus seiner bekannten bzw. angenommenen Wahrscheinlichkeitsverteilung ausgewählt. In Regionen mit signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit $p < 5$ %) oder schwach signifikant ($p < 10$ %) negativen Bilanzen sind Maßnahmen zum Erhalt des standörtlichen Nährstoffangebots vordringlich einzusetzen. Gebiete, die zwar negative Bilanzen aufweisen, für die die Irrtumswahrscheinlichkeit jedoch hoch ($p \geq 10$ %) ist, können hinsichtlich ihres Nährstoffhaushalts als tendenziell behandlungsbedürftig eingestuft werden. Signifikant und schwach signifikant positive Bilanzen weisen dagegen auf unkritische Nährstoffverhältnisse hin, wogegen bereits bei positiven Bilanzen mit hoher Irrtumswahrscheinlichkeit das Vorsorgeprinzip gelten sollte.

Bei der Interpretation der Bilanzergebnisse ist zusätzlich zu beachten, dass die Grundlagen für die Ableitung und Quantifizierung von Optionen des Nährstoffmanagements nur an den einzelnen Traktecken der Bundeswaldinventur vorliegen. Da an den Traktecken jedoch vergleichsweise kleine Stichproben der untersuchten Waldbestände erhoben wurden, können diese von Sondersituationen wie größeren Lücken oder überproportional massereichen Einzelbäumen dominiert werden, was die Übertragung der an einzelnen Traktecken erarbeiteten Ergebnisse auf Bestandes- und Betriebsebene unsicher macht. Inwieweit und wann Bilanzdefiziten durch aktive Maßnahmen des Nährstoffmanagements in der Praxis entgegengewirkt werden soll und welche Handlungsoptionen dafür gewählt werden, kann nur auf Betriebsebene im Einzelfall entschieden werden. Die Befunde an einzelnen BWI-Trakten oder gar -Traktecken dürfen nicht punktscharf interpretiert werden. Die Ableitung konkreter Steuerungsmaßnahmen auf Basis einzelner BWI-Punkte ist nicht zulässig, da aus den Einzelpunkten keine flächenbezogenen Informationen sicher abgeleitet werden können. Dies ist nur an hinreichend großen Datenkollektiven möglich. Deshalb werden in der vorliegenden Arbeit aggregierte Werte (Mediane oder Mittelwerte) auf der Ebene der in Kapitel 10 zusammengefassten Bodengroßlandschaften (Modellregionen) interpretiert (vgl. Abb. 15.1). Diese sind als Indikatoren für die Einschätzung des regionalen Bedarfs von Steue-

rungsmaßnahmen zu verstehen und nicht als Entscheidungsinstrumente mit konkretem Bestandes- oder Betriebsbezug. Die Entscheidungsgrundlage für konkrete Maßnahmen kann die Übertragung der auf Bundesebene an BWI-Traktecken hergeleiteten Nährstoffbilanzen auf die hinsichtlich waldbaulicher und wachstumskundlicher Informationen detaillierteren und kleinräumigeren Datenbestände der Betriebsinventuren oder Forsteinrichtungen sein. Kapitel 14 zeigt dieses Vorgehen exemplarisch an zwei Testbetrieben.

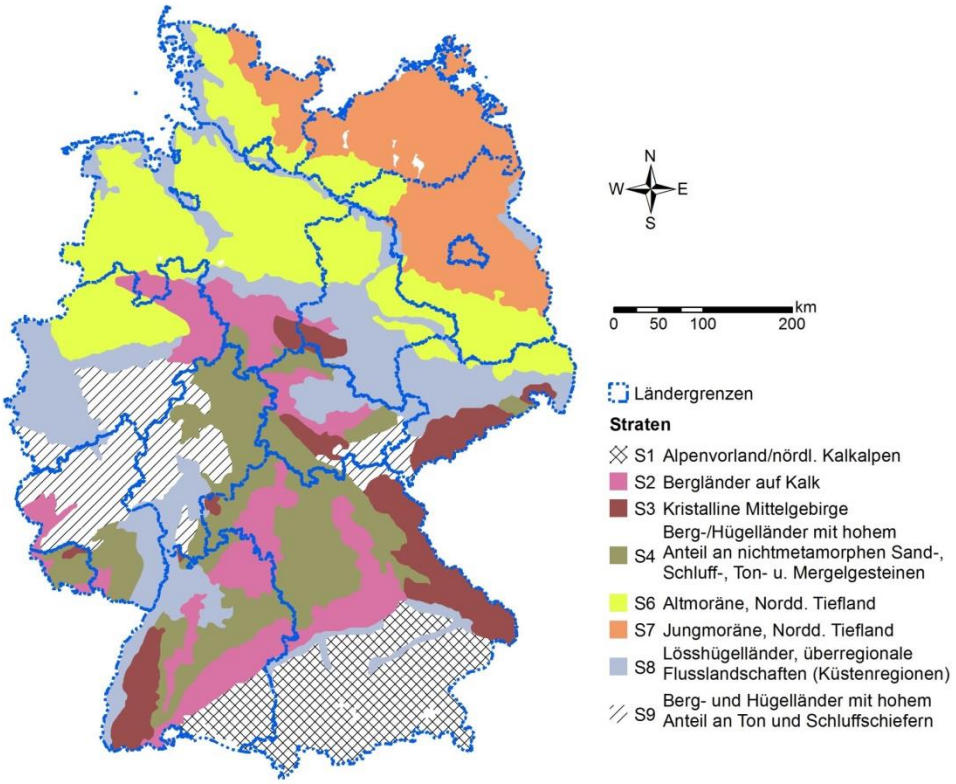


Abb. 15.2: Lage der aggregierten Bodengroßlandschaften (Modellregionen)

15.3 Ergebnisse

15.3.1 Stoffbilanzen

Die Bedeutung der einzelnen Bilanzglieder in der Stoffbilanz der BWI-Punkte fiel sehr elementspezifisch aus (vgl. Abb. 15.2). Eine relativ gleichmäßige Verteilung auf die einzelnen Bilanzglieder zeigte sich für Calcium. Die beiden Verlustgrößen Sickerwasseraustrag und Ernteexport lagen tendenziell höher als die beiden Gewinngrößen Deposition und Verwitterung, so dass die Gesamtbilanz deutlich in den negativen Bereich tendierte. Aufgrund der hohen Sickerwasserausträge wiesen schon mehr als 25 % der BWI-Punkte auch ohne

Berücksichtigung der Nutzungsentzüge eine negative Calciumbilanz auf. Eine entsprechende Größenordnung galt auch für die nutzungsfreie Magnesiumbilanz. Dieses Ergebnis resultierte jedoch aus einer andersartigen Verteilung der einzelnen Bilanzglieder. Bei Magnesium verlor der Ernteexport deutlich an Gewicht, so dass auch die Gesamtbilanz im Mittel eher im positiven Bereich verblieb. Dies ließ sich auch darauf zurückführen, dass sich die Magnesiumbereitstellung durch Verwitterung und die Verluste durch Sickerwasseraustäge in etwa ausgleichen. Bei Kalium verlor der Sickerwasseraustrag erheblich an Bedeutung. Wichtigster Exportpfad war der Ernteexport. Dieser erreichte zwar nicht die Größenordnung der Verwitterung, hatte jedoch immerhin ein so großes Gewicht, dass die Gesamtbilanz auf etwas weniger als 20 % der Standorte negativ wurde. Insbesondere bei Magnesium und Kalium wiesen die berücksichtigten Bodenvorräte nur eine nachrangige Bedeutung auf.

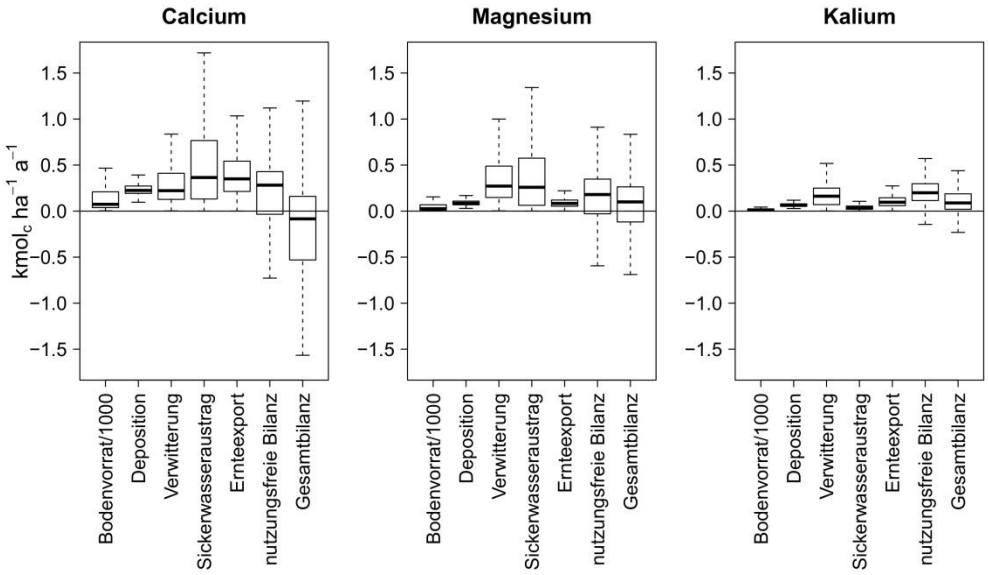


Abb. 15.3: Median und Streubereich der Bilanzglieder, der nutzungsfreien Stoffbilanz und der Gesamtbilanz für die Punkte der BWI (für Calcium und Magnesium unter Ausschluss der Karbonatstandorte; Ernteexport für Szenario ‚Real').

Abb. 15.3 zeigt, dass die Vorzeichen und die Größe der Bilanzen regional sehr unterschiedlich ausfielen. Allerdings traten für Calcium und Magnesium die mindestens schwach signifikant ($p < 10$ %) negativen Gesamtbilanzen in ähnlichen räumlichen Mustern auf, mit Schwerpunkten in den kristallinen Mittelgebirgen und den Hügelländern mit hohen Schluff- und Tonschieferanteilen im südlichen Nordrhein-Westfalen, in Rheinland-Pfalz und im Sauerland. In diesen Regionen waren häufig schon die nutzungsfreien Stoffbilanzen der beiden Elemente negativ. Ursachen sind die basenarmen Ausgangsgesteine (Richter et al. 2007), die überdurchschnittlich hohen Sickerwasserraten (von Wilpert et al. 2016a) und die

häufig sehr hohen atmosphärischen Säurebelastungen (Schaap et al. 2015), die in der Vergangenheit noch wesentlich höher lagen (Gauger et al. 1997). Unter diesen Rahmenbedingungen ergaben sich geringe Verwitterungsraten (vgl. Kapitel 6) und hohe Austräge mit dem Sickerwasser (vgl. Kapitel 8) mit in Folge negativen Bilanzen. Die räumlichen Muster waren mit denen der BZE-Punkte (vgl. Kapitel 9) vergleichbar, mithilfe der Regionalisierung auf die 16-fache Punktedichte des BWI-Netzes sind regionale Überschuss- und Defizitareale aber deutlich stärker gegeneinander abgrenzbar.

Die Gesamtbilanzen sind die zentrale Entscheidungsgrundlage für die Beurteilung der verschiedenen Nutzungsszenarien. Um einen Eindruck der Größenordnung und großräumigen Unterschiede der Bilanzen und ihrer Eingangsgrößen zu vermitteln, sind in Tab. 15.1 die Mediane für verschiedene Regionen zusammengestellt. Bei der Berechnung der Bilanzen wurden für Calcium und Magnesium karbonatführende Standorte nicht berücksichtigt. Zur besseren Vergleichbarkeit und Interpretation wurden die Regionen der Regionalisierungsstraten (vgl. Abb. 15.1) verwendet. Für die forstliche Praxis wären jedoch auch andere Aggregierungen z.B. für die „Waldökologischen Naturräume Deutschlands“ (Gauer & Kroiher 2012) durchführbar. Zu beachten ist jedoch, dass jede Art einer regionalen Zusammenfassung die kleinräumigen Unterschiede verwischt, die z.B. in Abb. 15.3 sichtbar werden.

Im Median lagen die Bilanzüberschüsse für Calcium und Magnesium in den beiden Naturräumen „Alpenvorland und Kalkalpen“ und „Bergländer auf Kalk“ am höchsten. Allerdings werden insbesondere in der Region „Alpenvorland und Kalkalpen“ sehr unterschiedliche Substrate (Kalkgestein, kalkreiche Schotter und Moränen, Tertiärmaterial mit Lössüberlagerung) zusammengefasst, die auch in ihren Bilanzen differierten (vgl. Abb. 15.3). Deutlich negative Gesamtbilanzen fanden sich für die Regionen „Kristalline Mittelgebirge“ und „Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern“ (insbesondere Sauerland). Für die übrigen Naturräume ergaben sich für die Mediane von Calcium und Magnesium leicht positive oder nahezu ausgeglichene Bilanzlagen. Kalium zeigte in praktisch allen Regionen leicht positive Mediane der Bilanzen.

Die bedeutendsten Ernteexporte des Nutzungsszenarios ‚Real‘ fanden sich in den beiden Regionen mit den höchsten nutzungsfreien Stoffbilanzen. Auf den Moränenstandorten des Norddeutschen Tieflands hingegen befinden sich aufgrund der dort geringen Wuchsleistung der Bestände die niedrigsten Ernteentzüge.

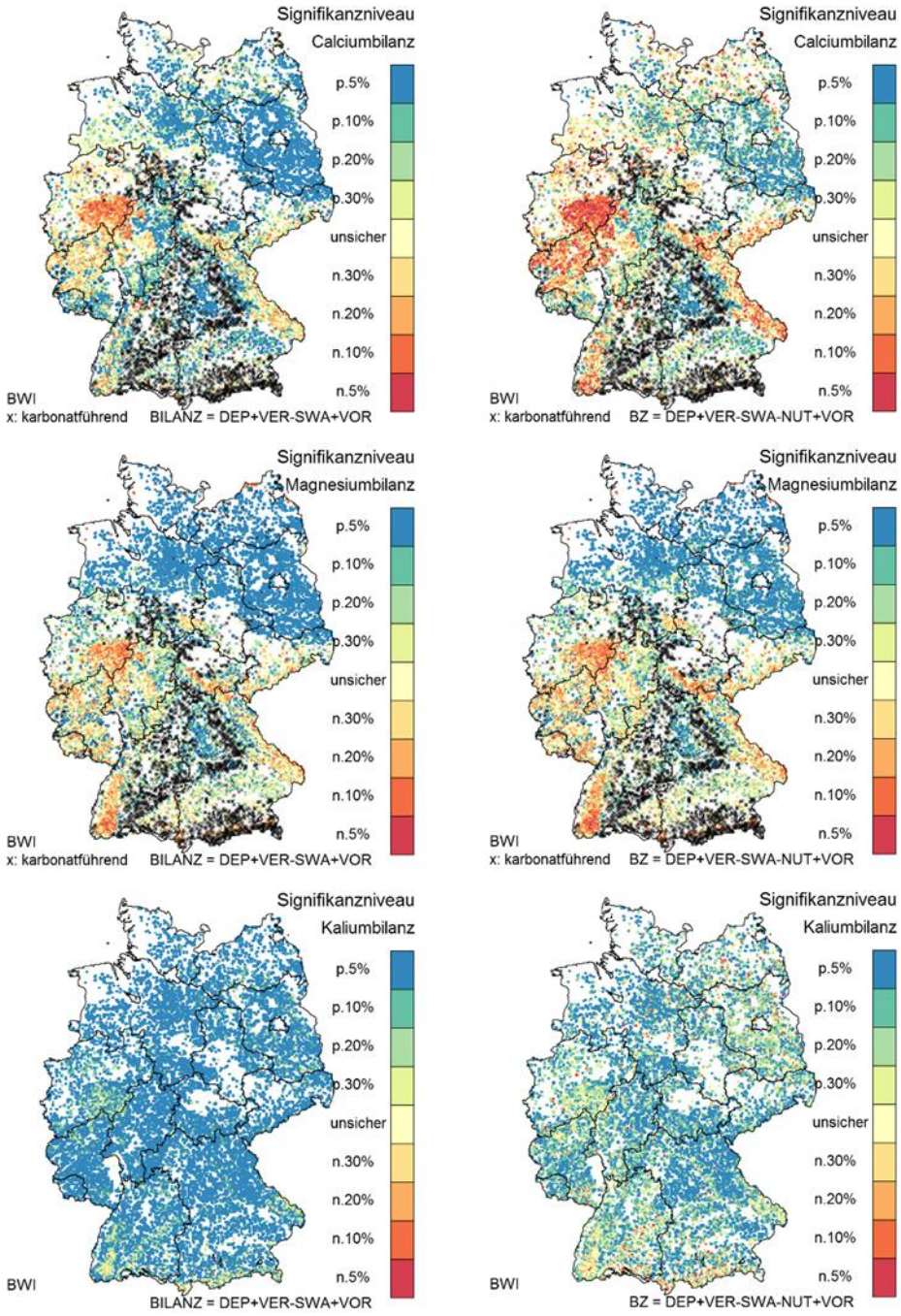


Abb. 15.4: Nutzungsfreie Stoffbilanz (linke Spalte) und Gesamtbilanz (Szenario ‚Real'; rechte Spalte) von Calcium, Magnesium und Kalium an den BWI-Traktecken. Bilanzdefizite werden in rot, positive Bilanzen in blau dargestellt. Die Farbintensität gibt die Irrtumswahrscheinlichkeit an.

Tab. 15.1: Mediane der Stoffbilanzen an den Traktecken der BWI stratifiziert nach Nährelementen und Modellregionen (für Calcium und Magnesium nur auf karbonatfreien Böden) für das Nutzungsszenario ‚Real'. Nutzungsfreie Stoffbilanz und Gesamtbilanz wurden für die Traktecken einzeln berechnet und daraus die Mediane abgeleitet.

Modellregion		Bodenvorrat	Deposition	Verwitterung	Sickerwasseraustrag	Ernteexport	nutzungsfreie Stoffbilanz	Gesamtbilanz
		alle Traktecken					karbonatfreie Traktecken	
		[$kmol_c\ ha^{-1}$]	[$kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$]				[$kmol_c\ ha^{-1}$]	
Alpenvorland und Kalkalpen	Ca	426,6	0,252	1,124	2,549	0,554	**0,627**	**0,018**
	Mg	134,9	0,063	1,174	1,249	0,108	**0,406**	**0,283**
	K	17,1	0,058	0,177	0,035	0,119	**0,219**	**0,085**
Bergländer auf Kalk	Ca	840,0	0,243	2,076	3,228	0,524	**0,562**	**0,101**
	Mg	75,8	0,072	1,581	0,923	0,104	**0,768**	**0,657**
	K	25,6	0,061	0,216	0,044	0,117	**0,268**	**0,143**
Kristalline Mittelgebirge	Ca	46,8	0,292	0,223	0,529	0,406	**0,102**	**-0,342**
	Mg	23,9	0,087	0,295	0,471	0,091	**-0,021**	**-0,128**
	K	11,7	0,075	0,174	0,048	0,103	**0,217**	**0,105**
Berg- und Hügelländer: S,T,U-Gestein	Ca	172,3	0,241	0,425	0,394	0,391	**0,454**	**0,061**
	Mg	92,7	0,076	0,402	0,322	0,088	**0,215**	**0,122**
	K	18,8	0,060	0,225	0,031	0,102	**0,277**	**0,165**
Altmoräne, Norddeutsches Tiefland	Ca	57,2	0,201	0,136	0,099	0,240	**0,298**	**0,045**
	Mg	10,4	0,084	0,161	0,050	0,070	**0,206**	**0,139**
	K	7,2	0,071	0,050	0,026	0,065	**0,110**	**0,043**
Jungmoräne, Norddeutsches Tiefland	Ca	50,9	0,217	0,122	0,054	0,302	**0,336**	**0,038**
	Mg	6,4	0,103	0,139	0,037	0,082	**0,210**	**0,134**
	K	6,2	0,059	0,038	0,016	0,079	**0,088**	**0,016**
Lösshügelländer, Flusslandschaften	Ca	275,3	0,201	0,476	0,702	0,396	**0,343**	**-0,070**
	Mg	52,9	0,073	0,522	0,340	0,077	**0,232**	**0,147**
	K	17,5	0,053	0,216	0,028	0,101	**0,256**	**0,133**
Berg- und Hügelländer: T,U-Schiefer	Ca	57,2	0,228	0,189	0,764	0,396	**-0,247**	**-0,705**
	Mg	32,6	0,093	0,312	0,607	0,084	**-0,160**	**-0,251**
	K	12,6	0,068	0,192	0,055	0,107	**0,215**	**0,105**

Zur Auswahl geeigneter Handlungsoptionen ist die Betrachtung der verschiedenen Bilanzglieder von Bedeutung. Unter den aktuellen Rahmenbedingungen („weiterhin hohe Säurebelastungen durch Nitrifikation von Stickstoffverbindungen und Remobilisierung von zwischengespeichertem Schwefel im Unterboden", vgl. Wellbrock et al. 2016a) hatte der Nährelementexport mit dem Sickerwasser ein deutliches Gewicht in der nutzungsfreien Calcium- und Magnesiumbilanz. Entsprechend werden in Tab. 15.2 die beiden Exportgrößen „Austrag mit der Sickerung" und „Ernteexport" als prozentuale Verhältnisse gegenübergestellt. Es ist zu beachten, dass die Relation zwischen Ernte- und Sickerungsexport an jeder Traktecke berechnet wurde. Erst danach erfolgte die Aggregierung zu Medianen. Dabei ergab sich, dass der Calciumexport mit der Holzernte häufig nur 50-70 % des Sickerwasserexportes betrug. Eine Ausnahme bildete das Norddeutsche Tiefland, wo selbst die nied-

rigen Ernteentzüge die Sickerwasserexporte deutlich übertrafen. Magnesiumionen sind im Boden mobiler als Calciumionen und werden dementsprechend leichter mit dem Sickerwasser ausgetragen. Entsprechend betrug der Magnesiumexport mit der Holzernte in den meisten Regionen lediglich 10-30 % der Flussrate mit der Sickerung. Eine Ausnahme bildete auch hier das Norddeutsche Tiefland. Der Grund für die höheren Anteile der Ernteentzüge im Norddeutschen Tiefland ist darin zu suchen, dass dort im Vergleich zu allen anderen Modellregionen die niedrigsten Austräge mit dem Sickerwasser gefunden wurden. Dies ist einerseits dadurch zu erklären, dass dort die höchsten Kiefernanteile vorliegen und unter Kiefern häufig geringe Nitratausträge zu beobachten sind (Borken & Matzner 2004) und somit ein wichtiger Antriebsfaktor für den Kationenaustrag fehlt. Außerdem wird der Sickerwasseraustrag in der Nordostdeutschen Tiefebene zusätzlich durch die dort niedrigen Jahresniederschläge vermindert (Riek 2009). Ein vollkommen konträres Bild ergab sich für Kalium. Hier lagen die Exporte mit der Holzernte in allen Modellregionen deutlich über den Austrägen mit dem Sickerwasser. Dies liegt zum einen an der effektiven Aufnahme durch Wurzeln und zum anderen an der Kaliumfixierung in den Zwischenschichten von Tonmineralien (Blume et al. 2002).

15.3.2 Handlungsoptionen

Die dargestellten Ergebnisse weisen auf zwei prinzipiell unterschiedliche Problembereiche hin. Zum einen ergaben sich Regionen, die mit hoher Sicherheit ohne jede Nutzung defizitäre Stoffbilanzen für die untersuchten Nährelemente aufwiesen. Das bedeutet, dass hier jegliche Nutzung zur weiteren Verschlechterung der Nährelementbilanzen führt, da bereits ohne Nutzung die Basenvorräte im Boden signifikant abnehmen. Andere Standorte zeigten erst nach Berücksichtigung der erntebedingten Nährstoffentzüge unterschiedlicher Intensität keine ausgeglichene Nährstoffbilanz mehr. Es muss also zwischen einem reinen Bodenschutzproblem und Nährelementdefiziten, die auf den gleichen Standorten sowohl durch Nutzung als auch durch Bodenversauerung und Entbasung ausgelöst sein können, unterschieden werden. Prinzipiell sind bei durch Holzernte defizitären Nährstoffbilanzen zwei unterschiedliche Handlungsalternativen gegeben. Zum einen die Reduktion der Nutzungsintensität und damit des erntebedingten Nährelementexports, zum anderen der Ausgleich von Nährelementdefiziten durch entsprechende Nährelementrückführung.

Tab. 15.2: Mediane der Relation zwischen Nährelementexport mit der Ernte und im Sickerwasseraustrag an den Traktecken der BWI, stratifiziert nach Modellregionen (für Calcium und Magnesium nur auf karbonatfreien Böden; Ernte = verwertbare Holzbiomasse für die drei Nutzungsszenarien ‚Min', ‚Real' und ‚Max').

Modellregion		Ernteexport [$kmol_c\ ha^{-1}\ a^{-1}$]			Sickerung	Ernte / Sickerung [%]		
		‚Min'	‚Real'	‚Max'		‚Min'	‚Real'	‚Max'
Alpenvorland/Kalkalpen	Calcium	0,201	0,544	0,702	1,060	**19,7**	**54,8**	**70,4**
Bergländer auf Kalk	Calcium	0,154	0,450	0,572	0,648	**30,1**	**96,2**	**118,3**
Kristalline Mittelgebirge	Calcium	0,146	0,406	0,524	0,529	**25,5**	**69,5**	**90,3**
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	Calcium	0,128	0,371	0,469	0,366	**36,3**	**104,7**	**131,0**
Altmoräne, Norddt. Tiefland	Calcium	0,078	0,237	0,303	0,097	**67,9**	**202,9**	**259,9**
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	Calcium	0,099	0,296	0,370	0,050	**120,9**	**329,2**	**414,9**
Lösshügelländer, Flusslandschaften	Calcium	0,108	0,370	0,454	0,606	**16,2**	**56,8**	**70,2**
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	Calcium	0,131	0,394	0,502	0,743	**15,7**	**47,9**	**61,7**
Alpenvorland/Kalkalpen	Magnesium	0,053	0,110	0,144	0,787	**6,7**	**13,3**	**17,4**
Bergländer auf Kalk	Magnesium	0,050	0,095	0,125	0,497	**13,3**	**23,6**	**29,3**
Kristalline Mittelgebirge	Magnesium	0,043	0,091	0,121	0,471	**9,3**	**19,0**	**25,0**
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	Magnesium	0,046	0,087	0,111	0,298	**16,4**	**30,0**	**38,1**
Altmoräne, Norddt. Tiefland	Magnesium	0,033	0,069	0,089	0,050	**65,2**	**131,8**	**172,2**
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	Magnesium	0,043	0,080	0,102	0,036	**123,3**	**225,7**	**286,0**
Lösshügelländer, Flusslandschaften	Magnesium	0,041	0,076	0,094	0,315	**14,6**	**26,6**	**32,8**
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	Magnesium	0,040	0,083	0,110	0,606	**6,6**	**13,6**	**17,5**
Alpenvorland/Kalkalpen	Kalium	0,062	0,118	0,156	0,035	**190,1**	**347,3**	**452,2**
Bergländer auf Kalk	Kalium	0,068	0,116	0,147	0,044	**161,7**	**267,2**	**335,3**
Kristalline Mittelgebirge	Kalium	0,050	0,103	0,139	0,048	**102,0**	**202,3**	**271,8**
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	Kalium	0,055	0,102	0,132	0,031	**180,8**	**330,4**	**425,7**
Altmoräne, Norddt. Tiefland	Kalium	0,027	0,065	0,088	0,026	**117,6**	**264,4**	**356,3**
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	Kalium	0,037	0,079	0,105	0,016	**226,8**	**455,1**	**595,7**
Lösshügelländer, Flusslandschaften	Kalium	0,063	0,101	0,127	0,028	**221,3**	**366,6**	**454,9**
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	Kalium	0,054	0,107	0,142	0,055	**101,2**	**192,7**	**252,5**

15.3.2.1 Anpassung der Nutzungsintensitäten

Der Bedarf zur Anpassung der Nutzungsintensität wurde modellhaft auf zwei unterschiedlichen methodischen Wegen abgeschätzt.

Schrittweise Reduktion

Einerseits wurde an allen Traktecken der BWI die Nutzungsintensität gegenüber der aktuell üblichen Nutzung schrittweise reduziert, bis die Nährelementbilanzen ausgeglichen waren. Diese Vorgehensweise zeigt für jeden Stichprobenpunkt die theoretisch nachhaltig möglichen Nutzungen und die für den Ausgleich der Nährstoffbilanzen notwendige Nutzungsreduktion, nach Sortimenten gegliedert, auf. Allerdings bleibt dies bei einer punktweisen

Betrachtung ein rein fiktives Konstrukt, da erhebliche Unsicherheiten vorhanden sind. In aggregierter Form und unter der Modellannahme eines mittleren Fehlers von Null, zeigt diese rein modellgetriebene Herangehensweise die theoretische Höhe des notwendigen Nutzungsverzichts, um ausgeglichene Nährstoffbilanzen zu erhalten.

Das Ergebnis einer schrittweisen Reduktion der Ernteintensität nach Sortimenten für das Szenario ‚Real' unter Berücksichtigung der drei untersuchten Nährelemente wird in Abbildung 15.5 dargestellt. Dabei bestimmt das am wenigsten verfügbare Element die Bilanz. Visualisiert wird die durchschnittliche Relation zwischen erntefähigen und nicht erntefähigen Sortimentsmassen unter Einhaltung der Nährstoffnachhaltigkeit im Sinne von ausgeglichenen Nährstoffbilanzen. An den BWI-Traktecken mit negativer nfSB wurde das gesamte von WEHAM prognostizierte Erntepotential als Ernteverzicht dargestellt. Bei der Interpretation der Grafik ist zu beachten, dass sich die trakteckenweise Relation zwischen möglicher Ernte und Nutzungsverzicht bei den Sortimenten sowohl aus den unterschiedlichen Massen und Nährstoffgehalten der Sortimente ergibt als auch aus der Verteilung der Baumarten auf unterschiedlichen Standortqualitäten.

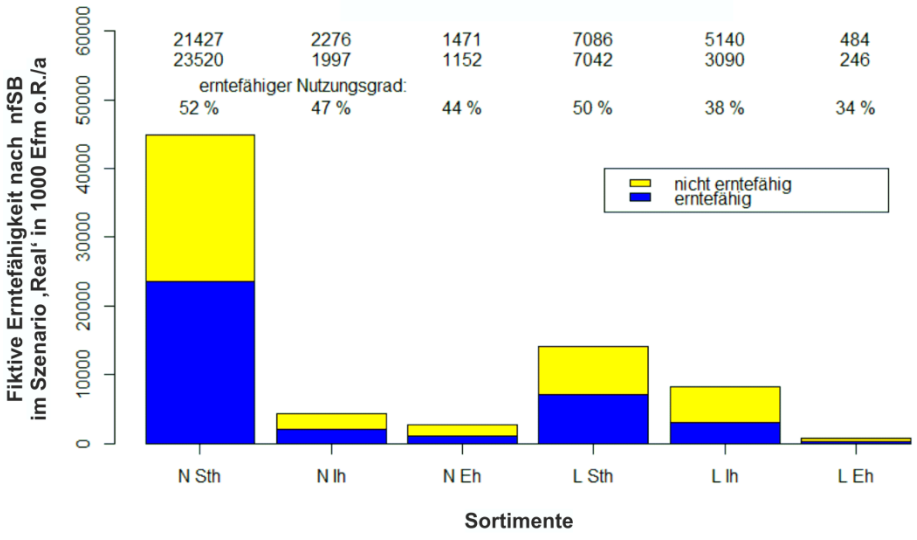


Abb. 15.5: Anpassung der Nutzungsintensität, ausgehend von der aktuellen Nutzung (Szenario ‚Real') durch schrittweise Reduktion der Nutzungsintensität, bis die nutzungsfreien Stoffbilanzen ausgeglichen sind. Die Reduktion erfolgte an allen BWI-Traktecken aufsteigend vom geringwertigsten Sortiment Energieholz (Eh) über Industrieholz (Ih) bis zum Stammholz (Sth). Dargestellt sind die nährstoffnachhaltig erntefähigen Sortimentsmassen (L = Laubholz, N = Nadelholz) in Tsd. Efm/a (blau) und die zur Annäherung ausgeglichener Nährstoffbilanzen ermittelten Nutzungsverzichte in Tsd. Efm/a (gelb), bezogen auf die gesamte Waldfläche Deutschlands.

Bei dieser rein fiktiven Anpassungsoption wären bei den Sortimenten Reduktionen zwischen 48 % und 66 % notwendig, um die Nährstoffbilanzen auszugleichen. Im nach Sorti-

mentsmassen gewichteten Durchschnitt ergeben sich 49 %. Insbesondere beim Nadelholz sind nur kleine Unterschiede zwischen den notwendigen sortimentsspezifischen Nutzungsreduktionen zu erkennen. Daraus kann abgeleitet werden, dass die Unterschiede zwischen den Standorten groß sind: entweder die Standorte erlauben die (fast) volle Umsetzung des ermittelten Erntepotenzials (nfSB > Ernteentzug) oder die geringe Nährstoffausstattung (nfSB < 0) fordert einen vollständigen Nutzungsverzicht. Im aggregierten Mittel erscheint die Nutzung der Hälfte je Sortiment (im Laubholz etwas weniger) gerechtfertigt; ein Flächenbezug ist dabei aber nicht mehr gegeben.

Problematisch ist dieser einfache, ursachenlose Ansatz, da eine negative nfSB alleine mit Nutzungsverzicht sanktioniert wird. Die undifferenzierte Forderung nach Nutzungsverzicht auf Flächen mit negativer nfSB (ca. 30 % der Traktecken) ist in diesem Kontext nicht vertretbar und geht am Ziel der Arbeit vorbei. Nichtsdestotrotz sind eine rechnerische Umsetzung und die entsprechende Visualisierung hilfreich um zu verstehen, dass ein akuter Handlungsbedarf besteht bzw. dieser durch die Modelle bestätigt wird.

Realisierbare Nutzungsszenarien

Bei dieser Auswertung wurden drei in der Praxis potentiell umsetzbare Nutzungsszenarien mit unterschiedlicher Nutzungsintensität definiert. Anschließend wurde an jeder einzelnen Traktecke der BWI geprüft, ob der Nährstoffentzug der in den Szenarien geernteten Sortimente von der Stoffbilanz gedeckt wird. War dies nicht der Fall, wurde das Nutzungsszenario mit der nächstniederen Nutzungsintensität gewählt.

Um den Einfluss unterschiedlicher Ernteintensitäten auf die Elementbilanzen auf der Basis der drei vordefinierten Nutzungsszenarien zu verdeutlichen, sind in Abb. 15.3 und 15.6 die resultierenden Stoffbilanzen zusammen mit den ermittelten Irrtumswahrscheinlichkeiten dargestellt. Die aus Abb. 15.2 bekannten Einflüsse einzelner Bilanzglieder auf die Stoffbilanz lassen sich auch hier nachvollziehen. Die regionalen Schwerpunkte von Standorten mit negativer Gesamtbilanz waren für die Szenarien ‚Min' und ‚Max' in Abb. 15.6 sowohl bei Nutzungsextensivierung als auch bei der Intensivierung des Ernteexports sehr ähnlich zu Abb. 15.3, rechte Spalte (Szenario ‚Real'). Im Szenario ‚Min' reduzierte sich insgesamt der Anteil an Punkten mit signifikant oder schwach signifikant negativer Bilanz, ein Effekt, der für Calcium und Kalium etwas deutlicher ausfiel als für Magnesium. Bei rechnerischer Nutzungsintensivierung (Szenario ‚Max') wiesen für Calcium auf karbonatfreien Standorten nur noch wenige BWI-Punkte schwach signifikant positive Bilanzen auf. Eine auffällige Ausnahme hiervon bildeten der Fränkische Keuper und das Tertiäre Hügelland in Bayern sowie die Altmoränenlandschaft in Brandenburg und Sachsen-Anhalt. Für Magnesium ergaben sich, aufgrund der verhältnismäßig geringen Nährelemententzüge mit der Holzernte, nur geringe Auswirkungen der intensiveren Nutzung auf die Gesamtbilanz. Besonders groß waren die Auswirkungen der Ernteexporte für Kalium. Während im Szenario ‚Real' ein Großteil der BWI-Punkte noch mindestens schwach signifikant positive Bilanzen zeigte, nahm dieser Anteil im Szenario ‚Max' stark ab. Größere Gebiete, insbesondere der Alpenraum sowie Teile Baden-Württembergs und Brandenburgs, wiesen sogar eine klare Tendenz zu signifikant negativen Kaliumbilanzen auf.

Während Abb. 15.6 die räumliche Verteilung der Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten verdeutlicht, vermittelt Tab. 15.3 einen Eindruck, welcher Flächenanteil durch Nutzungsreduktion bzw. Ernteintensivierung hinsichtlich der Nährstoffbilanzen positiv oder negativ beeinflusst werden kann. Für die einzelnen Modellregionen und Gesamtdeutschland sind die Anteile der BWI-Traktecken aufgeführt, die ohne Nutzung bzw. bei unterschiedlicher Nutzungsintensität mindestens schwach signifikant negative Nährstoffbilanzen aufweisen. Bei Betrachtung der drei Nährelemente Calcium, Magnesium und Kalium in Kombination ergaben sich für etwas mehr als 30 % der Standorte rein rechnerisch bereits ohne Nutzung negative Bilanzen. Bei Betrachtung der Berechnungsunsicherheiten ($p < 10$ %) lag der Anteil dagegen nur bei 5,5 %. Bei Berücksichtigung der Nährstoffentzüge im Rahmen gängiger Ernteverfahren (Szenario ‚Real') wurde der Anteil mindestens schwach signifikant negativer Nährstoffbilanzen mehr als verdreifacht (18,6 %). Dieser Anteil reduzierte sich bei Anwendung des Szenarios ‚Min' auf etwa die Hälfte (8,9 %). Das Belassen von Rinde und Reisigmaterial im Bestand verbessert die Bilanzen besonders deutlich für Calcium und Kalium. Der Effekt war umso ausgeprägter, je mehr die Bilanz durch Ernteexporte und nicht bereits durch hohe Verluste mit dem Sickerwasser ins Negative getrieben wurde. Besonders wirksam wäre eine Reduktion der Ernteintensität demnach im Norddeutschen Tiefland, aber auch in den kristallinen Mittelgebirgen. Dabei bedeutet ein Wechsel vom Ernteszenario ‚Real' zu ‚Min' einen Verlust von nur 14 % Biomasse (Tab. 15.4). Da es sich dabei um Rinde und Reisigmaterial handelt und nicht um Stammholz, liegen die zu erwartenden Erlöseinbußen noch deutlich niedriger. Allerdings steigen im Szenario ‚Min' vermutlich die Holzerntekosten durch die Entrindung vor Ort. Die Berechnung der Nährstoffbilanzen unter Berücksichtigung einer Intensivierung der Holzernte in Richtung Vollbaumernte (Szenario ‚Max') ergab einen Flächenanteil mit mindestens schwach signifikant negativen Bilanzen von 24,8 %, also einen deutlichen Anstieg gegenüber dem Szenario ‚Real'. Der Effekt war für Kalium besonders stark ausgeprägt, mit einer Verdopplung der Flächenanteile mit mindestens schwach signifikant negativen Gesamtbilanzen im Vergleich zu ‚Real'. Dem häufigeren Auftreten von Standorten mit negativen Bilanzen stand eine Zunahme der nutzbaren Biomasse um 20 % gegenüber (Tab. 15.4). Es handelt sich dabei in erster Linie um Biomasse zur energetischen Nutzung. Der Mehrerlös aus Vollbaumernte dürfte dementsprechend deutlich geringer sein. Aus Tab. 15.4 ergibt sich aber auch, dass die erntefähigen Gesamtbiomassen von ‚Real' zu ‚Max' etwa doppelt so stark ansteigen wie von ‚Min' zu ‚Real'.

Der Biomasseentzug kann auch als Indikator für die unterschiedliche Wuchsleistung in den einzelnen Modellregionen herangezogen werden. Die weitaus niedrigsten Wuchsleistungen wiesen im Szenario ‚Real' die beiden Regionen im Norddeutschen Tiefland auf. Die Berg- und Hügelländer, die kristallinen Mittelgebirge und die Bergländer auf Kalk zeigten mittlere Produktionsleistungen. Die im Mittel höchste Produktivität ergab sich für das Alpenvorland mit den Kalkalpen, wobei hier sowohl Standorte mit sehr hoher Wuchsleistung (Flysch, Alpenvorland, Tertiärhügelland mit Lössüberdeckung) als auch schwachwüchsige Regionen (flachgründige und skelettreiche Böden der Kalkalpen) vorkommen.

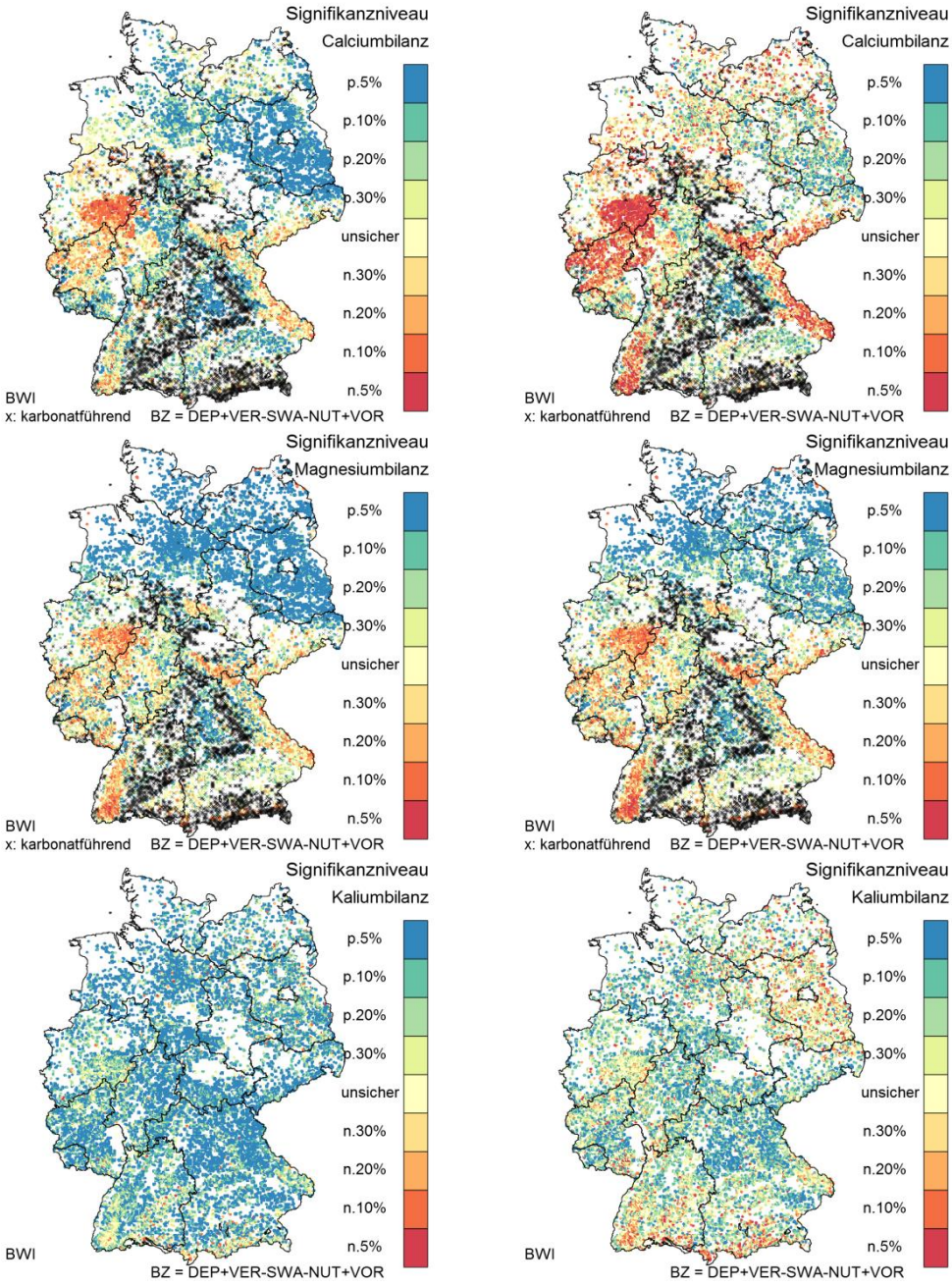


Abb. 15.6: Auswirkungen unterschiedlich intensiver Biomassenutzung auf die Stoffbilanz von Calcium, Magnesium und Kalium an den BWI-Punkten (Szenario ‚Min': linke Spalte; Szenario ‚Max': rechte Spalte). Bilanzdefizite werden in rot, positive Bilanzen in blau dargestellt. Die Farbintensität gibt die Irrtumswahrscheinlichkeit an.

Tab. 15.3: Einfluss der Nutzungsintensität auf den Anteil der BWI-Traktecken mit negativen und (mindestens schwach) signifikant negativen Bilanzen für Calcium, Magnesium und Kalium bzw. für die Punkte an denen mindestens eines der Elemente eine negative Bilanz aufweist.

Modellregion		Anteil Traktecken [%] mit							
		Bilanzwert[b] < 0				Bilanzwert[b] < 0 & p[c] < 10 %			
		nfSB	‚Min'	‚Real'	‚Max'	nfSB	‚Min'	‚Real'	‚Max'
Alpenvorland/Kalkalpen	Calcium[a]	15,3	17,7	24,9	28,3	0,8	1,0	1,4	1,7
Bergländer auf Kalk		6,4	8,2	12,3	13,8	0,5	1,4	3,9	4,9
Kristalline Mittelgebirge		38,8	57,9	83,5	88,0	3,2	6,6	27,1	38,3
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein		12,0	18,1	37,6	44,0	0,3	0,4	2,0	3,3
Altmoräne, Norddt. Tiefland		8,8	13,1	40,2	53,2	0,0	0,1	6,6	10,6
Jungmoräne, Norddt. Tiefland		3,8	9,3	41,0	54,6	0,0	0,1	8,1	13,3
Lösshügelländer, Flusslandschaften		25,2	29,2	42,3	45,9	3,0	3,5	5,9	7,2
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer		68,6	80,3	90,8	92,7	17,9	28,0	60,5	70,4
Gesamt		**21,3**	**28,3**	**46,8**	**53,3**	**2,9**	**4,7**	**14,0**	**18,3**
Alpenvorland/Kalkalpen	Magnesium[a]	14,4	16,3	17,3	18,1	2,9	3,3	3,5	3,8
Bergländer auf Kalk		4,9	5,6	6,0	6,4	0,3	0,5	0,6	0,8
Kristalline Mittelgebirge		52,0	58,4	63,4	66,7	9,4	13,0	18,1	21,7
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein		19,0	25,3	29,5	32,0	0,9	2,1	3,6	4,7
Altmoräne, Norddt. Tiefland		0,2	1,0	3,7	7,5	0,0	0,0	0,1	0,4
Jungmoräne, Norddt. Tiefland		0,0	0,4	2,6	7,0	0,0	0,1	0,2	0,3
Lösshügelländer, Flusslandschaften		16,6	20,5	24,2	26,0	2,4	2,8	3,7	4,5
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer		62,8	66,6	70,2	72,7	14,7	18,4	22,0	25,3
Gesamt		**20,9**	**24,1**	**27,1**	**29,7**	**3,6**	**4,8**	**6,3**	**7,5**
Alpenvorland/Kalkalpen	Kalium	2,5	13,4	27,6	37,0	0,0	3,4	8,2	14,2
Bergländer auf Kalk		0,0	5,0	12,2	20,0	0,0	1,0	2,6	4,7
Kristalline Mittelgebirge		1,4	7,5	17,7	28,1	0,0	0,8	2,8	7,0
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein		0,1	3,9	9,9	16,6	0,0	0,6	2,0	4,1
Altmoräne, Norddt. Tiefland		0,0	6,0	22,3	37,4	0,0	1,5	4,0	8,9
Jungmoräne, Norddt. Tiefland		0,0	10,8	36,1	55,0	0,0	2,1	6,9	14,3
Lösshügelländer, Flusslandschaften		0,0	4,3	11,7	19,3	0,0	0,3	2,5	4,5
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer		0,1	4,1	13,6	24,8	0,0	0,4	1,5	3,2
Gesamt		**0,4**	**6,5**	**18,3**	**29,1**	**0,0**	**1,2**	**3,6**	**7,3**
Alpenvorland/Kalkalpen	Ca | Mg | K[a]	24,5	36,2	51,3	58,9	3,3	7,0	11,8	17,5
Bergländer auf Kalk		9,2	15,5	25,6	33,5	0,8	2,8	6,8	9,8
Kristalline Mittelgebirge		64,9	76,4	90,1	92,7	11,3	17,2	36,2	46,0
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein		26,6	35,8	50,5	56,7	1,2	2,7	5,9	8,9
Altmoräne, Norddt. Tiefland		9,0	17,8	46,8	62,4	0,0	1,6	8,0	14,8
Jungmoräne, Norddt. Tiefland		3,8	17,9	52,5	69,4	0,0	2,2	11,4	20,7
Lösshügelländer, Flusslandschaften		35,5	43,5	55,7	61,2	5,1	6,2	10,9	14,1
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer		81,5	86,7	92,8	94,5	26,1	36,1	64,3	73,4
Gesamt		**30,9**	**40,2**	**57,7**	**65,9**	**5,5**	**8,9**	**18,6**	**24,8**

[a] *Bilanz für Ca und Mg auf Kalkstandorten als positiv vorausgesetzt*

[b] *Bilanzwert nfSB = Deposition + Verwitterung - Sickerwasserverlust + 0,001*Bodenvorrat; für die Szenarien ‚Min', ‚Real', ‚Max' zusätzlich abzüglich Nutzung*

[c] *nur Traktecken, die im betrachteten Szenario signifikant negativ sind (p < 10 %)*

Tab. 15.4: Mediane des Biomasseertrags der Szenarien ‚Min', ‚Real' und ‚Max'

Modellregion	Trakt-ecken	Median Szenario ‚Min'	Median Szenario ‚Real'	Median Szenario ‚Max'	‚Min' / ‚Real'	‚Max' / ‚Real'
			[kg ha^{-1} a^{-1}]		[%]	[%]
Alpenvorland/Kalkalpen	2.152	4.017	4.581	5.528	88	121
Bergländer auf Kalk	2.790	3.426	3.902	4.635	88	119
Kristalline Mittelgebirge	3.078	3.419	3.891	4.721	88	121
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	4.639	3.121	3.605	4.286	87	119
Altmoräne, Norddt. Tiefland	4.161	2.132	2633	3.198	81	121
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	2.518	2.477	2.998	3.596	83	120
Lösshügelländer, Flusslandschaften	1.749	2.648	3.092	3.679	86	119
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	2.793	3.176	3.600	4.357	88	121
Gesamt (Median aller Traktecken)		**2.962**	**3.434**	**4.134**	**86**	**120**

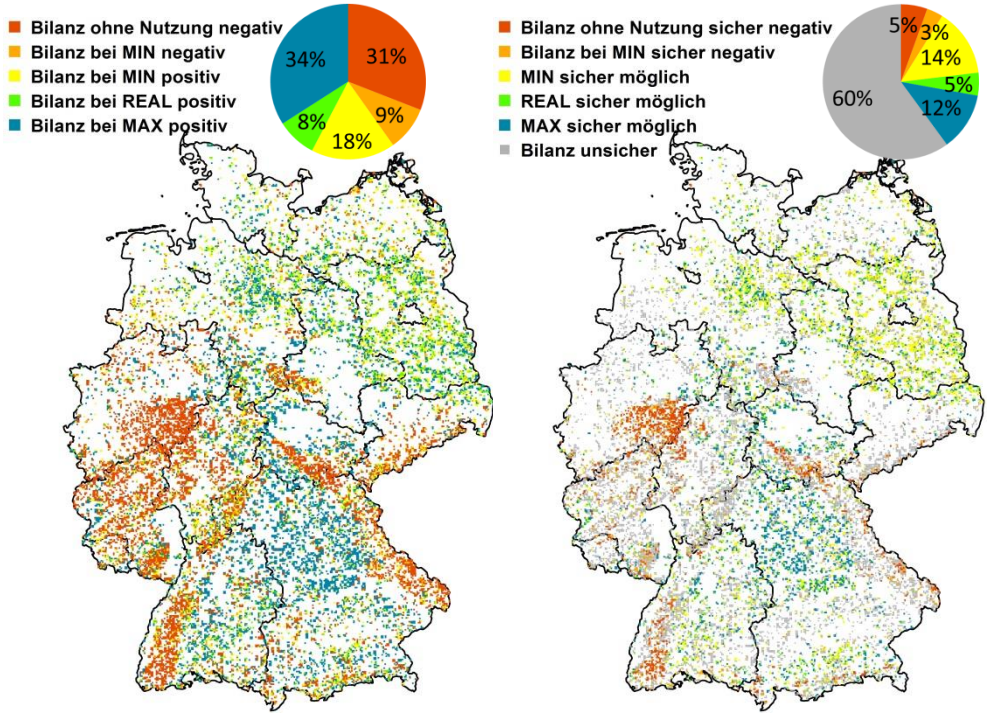


Abb. 15.7: Verteilung der maximal aus der Nährelementbilanz einschließlich 1/1000stel des Bodenvorrats für Ca, Mg und K bedienbaren Nutzungsszenarien. Links: Gesamtbilanz nicht negativ; rechts: Punkte mit sicher negativen Stoffbilanzen bereits ohne bzw. bei minimaler Nutzung, Punkte mit sicher positiven Gesamtbilanzen im jeweiligen Nutzungsszenario und Punkte mit unsicheren Bilanzen (Irrtumswahrscheinlichkeit p ≥ 10 %).

In Abb. 15.7 wird die räumliche Verteilung der an den BWI-Traktecken unter Einhaltung ausgeglichener Nährstoffbilanzen maximal möglichen Nutzungsszenarien gezeigt. Dazu wurde an jeder Traktecke das Element zur Beurteilung herangezogen, welches in der gegebenen Situation am kritischsten einzustufen war. Zusätzlich zu den drei Nutzungsszenarien wurden in der Abbildung Areale mit einer negativen nutzungsfreien Stoffbilanz ausgewiesen und solche, die zwar ohne Nutzung eine positive Bilanz zeigten, aber bereits bei Anwendung des Holzernteszenarios ‚Min' negative Gesamtbilanzen aufwiesen. Abb. 15.7 erlaubt die Identifizierung von Gebieten, die aus Gründen des Vorsorgeprinzips und der Risikominimierung von zukünftigen nährstoffbedingten Produktivitätseinbußen eine Anpassung der Ernteentzüge oder eine Rückführung von Nährelementen (s.u.) nahelegen (linke Teilabbildung) und von Regionen, für die bestimmte Nutzungsintensitäten mit hoher Wahrscheinlichkeit unbedenklich sind (rechte Teilabbildung). Dabei zeigt der linke Teil der Abbildung das Ergebnis für die Bilanzen ohne Berücksichtigung der Unsicherheiten. Der rechte Teil fokussiert auf diejenigen Punkte, für welche die Nährstoffbilanz entweder bereits ohne Nutzung sicher negativ ist, das Nutzungsszenario ‚Min' sicher zu negativen Bilanzen führt oder die entsprechenden Nutzungsszenarien sicher nicht zu negativen Bilanzen führen (Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner 10 %). Punkte mit höheren Unsicherheiten in der Bilanzierung wurden grau dargestellt. Für die BWI-Traktecken lag der Anteil von Standorten, die bereits ohne Nutzung negative Bilanzen aufweisen, bei 30,9 %. Der Anteil der Punkte, die eine Nutzung nur unterhalb der Intensität des Szenarios ‚Min' erlaubten, lag bei 9,3 %. Damit kann für 40,2 % der Punkte selbst die Ernte von Stammholz ohne Rinde (Szenario ‚Min') nicht realisiert werden. Das intensivere Szenario ‚Real' ließe sich nicht auf 57,7 % der Traktecken und das intensivste Szenario ‚Max' (Vollbaumernte) nicht auf 65,9 % realisieren. Unter Berücksichtigung der Bilanzunsicherheiten (Tab. 15.3 rechter Block) lag der Anteil signifikant negativer nutzungsfreier Stoffbilanzen bei 5,5 % und derjenige für eine Nutzungsintensität unterhalb von ‚Min' bei 3,4 %. Das rechte Diagramm der Abb. 15.7 zeigt, dass für 12 % der Punkte die Holzernte im Szenario ‚Max' gesichert möglich war, für weitere 5 % im Szenario ‚Real' und für zusätzliche 14 % im Szenario ‚Min'. Für einen großen Teil der Punkte (60 %) ergeben die Unsicherheitsbetrachtungen der Bilanzen Irrtumswahrscheinlichkeiten von mehr als 10 %. Dies sind überwiegend Punkte mit sehr kleinen Abweichungen vom Bilanzgleichgewicht.

15.3.2.2 Ausgleich von Nährstoffverlusten

Schon Ulrich (1987) schlug vor, durch hohe Säureeinträge verursachte negative Nährstoffbilanzen durch Kalkung auszugleichen. Besonders dringend stellt sich der Bedarf zur Kompensation von negativen Nährelementbilanzen durch Kalkung und Nährelementrückführung auf Flächen mit sicher negativen nutzungsfreien Stoffbilanzen dar. Um diesen zu quantifizieren wurde in Tab. 15.5 der durchschnittliche Rückführungsbedarf nach Elementen und Modellregionen getrennt berechnet. Die Unsicherheitsanalysen in Kapitel 11 haben gezeigt, dass von den Traktecken mit negativen Nährelementbilanzen nur ein relativ kleiner Anteil statistisch signifikant negativ ist. Aus diesem Grund wurde in Tab. 15.5 die Fläche mit einem Rückführungsbedarf nur aus dem Anteil der Traktecken abgeleitet, die mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 10$ % signifikant negativ waren. Diesem wurde für das

Nutzungsszenario ‚Real' entsprechend der Flächenrepräsentativität der Traktecken eine auf das Element bezogene Waldfläche zugeordnet. Wie anhand der vorab dargestellten Ergebnisse zu erwarten (vgl. Abb. 15.3), ergab sich der weitaus größte Flächenumfang für Kompensationsmaßnahmen in den „Kristallinen Mittelgebirge" (Ca: 378.378 ha, Mg: 253.463 ha) und den „Berg- und Hügelländern mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern" (Ca: 767.658 ha, Mg: 278.900 ha). In den beiden Regionen dominierte der Verlust von Calcium und Magnesium mit dem Sickerwasser den Rückführungsbedarf. Für die anderen Modellregionen ergaben sich deutlich geringere Flächenanteile für Kompensationsmaßnahmen. Wurde der Rückführungsbedarf auf einen Hektar bezogen, dann traten die Modellregionen „Alpenvorland/Kalkalpen" und „Lösshügelländer, Flusslandschaften" deutlich in den Vordergrund. Hier wiesen einige wenige BWI-Punkte ein drastisches Bilanzdefizit durch sehr hohe Sickerwasserausträge auf. Dieses „Phänomen" wird in der Diskussion detaillierter besprochen.

Für Kalium zeigte sich insgesamt ein geringer Rückführungsbedarf, der sich relativ gleichmäßig auf die Modellregionen verteilte. Hohe relative Anteile zeigten sich jedoch im Norddeutschen Tiefland. Ebenfalls höhere Flächenanteile mit Kaliumdefiziten traten in der Region „Alpenvorland/Kalkalpen" auf. Insbesondere für die Kalkalpen ist die Kaliumproblematik auf den dort oft flachgründigen und skelettreichen Kalkverwitterungsböden bekannt (Göttlein et al. 2014). Auch im Alpenvorland von Baden-Württemberg befindet sich noch ein erheblicher Anteil an Bilanzen, die mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 10 % negativ sind. In den meisten anderen Regionen lagen die Flächenanteile mit potentiellem Kaliumrückführungsbedarf zwischen 0,2 und 0,4 % der Gesamtfläche.

Nachdem in den Modellregionen der Rückführungsbedarf nach Elementen getrennt dargestellt und damit die räumliche Differenzierung des Bedarfs von Kalkung und Nährstoffrückführung besprochen wurde (Tab. 15.5), soll in der abschließenden Tabelle 15.6 ein Überblick über die jährlichen Behandlungsflächen gegeben werden, die sich aus den berechneten Nährstoffbilanzen ableiten lassen. Die Behandlungsflächen werden nach Bilanzdefiziten bei den Elementkombinationen (1) Ca **und/oder** Mg, (2) Ca und/oder Mg **und** K, sowie (3) nur K (nicht Ca und Mg) gegliedert. Dabei steht (1) für Kalkung mit Dolomit-Gesteinsmehl, das Ca und Mg enthält, (2) für eine Dolomitkalkung, die zusätzlich mit einem geeigneten Kaliumträger angereichert ist und (3) für die Behandlung überwiegend kalkhaltiger Böden, auf denen Bodenversauerung nicht das Problem ist und mittels eines geeigneten Kaliumträgers nur der Kaliumhaushalt unterstützt werden könnte.

Es ist bei der Interpretation von Tabelle 15.6 zu beachten, dass hier zunächst Kalkung und Nährstoffrückführung als einzige Optionen eines aktiven Nährstoffmanagements dargestellt werden, wie dies in Abschnitt 15.3.2.1 hinsichtlich der Option der Anpassung der Nutzungsintensität geschehen ist, um die Realisierbarkeit und den Aufwand dieser beiden Optionen sauber vergleichen zu können. Kombinationen dieser beiden Optionen werden im Abschnitt 15.3.2.3 besprochen.

Tab. 15.5: Rückführungsbedarf nach Elementen und Modellregionen (bezogen auf Flächen mit negativer Gesamtbilanz und Irrtumswahrscheinlichkeit p < 10 % im Nutzungsszenario ‚Real'; für Ca und Mg nur karbonatfreie Standorte). Es ist zu beachten, dass an vielen Traktecken Rückführungsbedarf für mehrere Elemente besteht.

	Modellregion	Fläche	Flächenanteil		Rückführungsbedarf		
			Region	Gesamt	Boden	Ernte	Gesamt
		[ha]	%		[$kmol_c$ ha^{-1} a^{-1}]		
Calcium	Alpenvorland/Kalkalpen	14.081	1,4	0,1	10,27	0,95	11,21
	Bergländer auf Kalk	49.057	3,9	0,5	1,19	0,72	1,90
	Kristalline Mittelgebirge	378.378	27,1	3,5	0,54	0,65	1,19
	Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	43.152	2,0	0,4	0,96	0,83	1,79
	Altmoräne, Norddt. Tiefland	124.460	6,6	1,1	0,00	0,89	0,89
	Jungmoräne, Norddt. Tiefland	93.118	8,1	0,9	0,00	0,78	0,78
	Lösshügelländer, Flusslandschaften	46.786	5,9	0,4	4,61	0,76	5,37
	Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	767.658	60,5	7,1	1,07	0,53	1,60
	Gesamt	**1.516.692**	**14,0**		**0,97**	**0,64**	**1,61**
Magnesium	Alpenvorland/Kalkalpen	34.068	3,5	0,3	2,78	0,14	2,92
	Bergländer auf Kalk	7.268	0,6	0,1	0,78	0,16	0,94
	Kristalline Mittelgebirge	253.463	18,1	2,3	0,66	0,12	0,78
	Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	74.949	3,6	0,7	0,33	0,16	0,49
	Altmoräne, Norddt. Tiefland	2.725	0,1	0,0	0,00	0,20	0,20
	Jungmoräne, Norddt. Tiefland	1.817	0,2	0,0	0,00	0,29	0,29
	Lösshügelländer, Flusslandschaften	29.071	3,7	0,3	1,60	0,11	1,71
	Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	278.900	22,0	2,6	1,46	0,11	1,57
	Gesamt	**682.261**	**6,3**		**1,09**	**0,12**	**1,21**
Kalium	Alpenvorland/Kalkalpen	80.400	8,2	0,7	0,00	0,20	0,20
	Bergländer auf Kalk	33.159	2,6	0,3	0,00	0,22	0,22
	Kristalline Mittelgebirge	39.064	2,8	0,4	0,00	0,20	0,20
	Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	42.698	2,0	0,4	0,00	0,17	0,17
	Altmoräne, Norddt. Tiefland	76.312	4,0	0,7	0,00	0,15	0,15
	Jungmoräne, Norddt. Tiefland	78.583	6,9	0,7	0,00	0,14	0,14
	Lösshügelländer, Flusslandschaften	19.532	2,5	0,2	0,00	0,16	0,16
	Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	19.532	1,5	0,2	0,00	0,19	0,19
	Gesamt	**389.280**	**3,6**		**0,00**	**0,17**	**0,17**

Tab. 15.6 zeigt für Flächen mit signifikanter Ca- und/oder Mg-Bilanz die Wiederholungsintervalle für eine Behandlung mit 3 t ha^{-1} Dolomitkalk, eine Dosierung die im Normalfall empfohlen wird (Janssen et al. 2016). Die Berechnung der benötigten Dolomitmenge erfolgte an jedem Einzelpunkt so, dass sowohl Calcium- als auch Magnesiumdefizite ausgeglichen wurden. Daraus wurde die theoretisch durchschnittlich jährlich zu behandelnde Fläche abgeleitet. Für das Szenario ‚Real' ergab sich eine jährlich zu kalkende Fläche von 84.961 ha im Bundesgebiet. Dass dieser Werte deutlich über dem von Reif et al. (2014) angeführten Wert von etwa 60.000 ha für 2013 liegt, kann auch darauf zurückgeführt werden, dass in dieser Studie auch die Bundesländer mit einbezogen wurden, die nur in „Ausnahmefällen" kalken. Die jährlichen, statistisch abgesicherten (p < 10 %) Kalkungsflächen

liegen mit etwa 85.000 ha unter der durchschnittlichen deutschlandweiten Kalkungsfläche für den Zeitraum 1980-2012, die nach Riek et al. (2016) ca. 100.000 ha a^{-1} betrug. Wenn davon ausgegangen würde, dass auch die nicht signifikant negativen Nährelementbilanzen einen Kalkungsbedarf begründen, würde die jährliche Kalkungsfläche um 14 % höher als die durchschnittliche Kalkungsintensität liegen. Dass der Wert von ca. 85.000 ha nur noch halb so groß wie die im Jahre 1991 deutschlandweit gekalkte Fläche (191.000 ha; Reif et al. 2014) ist, deutet auf eine abnehmende Tendenz hin, die sich indirekt auch aus den berechneten Wiederholungsintervallen für Kalkungsmaßnahmen ablesen lässt. Der Grund für diese Tendenz liegt sicherlich darin, dass die enormen Basenverluste aufgrund der Schwefeleinträge während der 1980er Jahre zunächst kompensiert werden mussten. Für die beiden flächenmäßig mit Abstand am bedeutendsten Modellregionen „Kristalline Mittelgebirge" und „Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern" ergaben sich für das Szenario ‚Real' Intervalle zwischen 18 und 27 Jahren und damit deutlich längere Zeiten bis zur Wiederholungskalkung, als sie häufig in der Vergangenheit angewendet wurden (z.B. alle 10 Jahre; Janssen et al. 2016).

Tab. 15.6: Flächenumfang von Bilanzdefiziten und jährliche Behandlungsflächen der Elementkombinationen „Ca und/oder Mg", „Ca und/oder Mg und K" und „nur K" auf Bundesebene bei der aktuell üblichen Nutzungsintensität (Szenario ‚Real'). Dargestellt sind alle Defizit- und Behandlungsflächen und diejenigen, die bei p < 10 % signifikant sind.

		Bilanz positiv oder unsicher	Bilanz signifikant negativ		
			Ca und/oder Mg negativ, K positiv	Ca und/oder Mg negativ, K negativ	Nur K negativ
Signifikante Bilanzdefizite (p < 10 %)	Fläche [ha]	8.832.605	1.625.254	180.331	208.948
	Anteil am Gesamtwald [%]	81,4	15,0	1,66	1,93
	Mittleres Wiederholungsintervall der Kalkung [a]		19	5	5
	Jährliche Behandlungsfläche [ha/a]		84.961	38.651	41.452
	Anteil der Behandlungsfläche am Gesamtwald [%/a]		0,78	0,36	0,38
Bilanzdefizite	Fläche [ha]	4.591.410	4.274.808	1.318.645	662.275
	Anteil am Gesamtwald [%]	42,3	39,4	12,2	6,11
	Mittleres Wiederholungsintervall der Kalkung [a]		38	12	14
	Jährliche Behandlungsfläche [ha/a]		113.740	113.539	46.346
	Anteil der Behandlungs-fläche am Gesamtwald [%/a]		1,05	1,05	0,43

Ein signifikanter Bedarf zur Rückführung des Nährelements Kalium besteht auf jährlich ca. 80.000 ha. Auf knapp der Hälfte dieser Fläche wurde der Kaliumbedarf auf kalkungsbedürftigen Flächen diagnostiziert, die andere Hälfte sind Kalkstandorte, auf denen eine Kal-

kung nicht in Frage kommt. Auf versauerten Standorten mit signifikant negativen Kaliumbilanzen kann dem bei der Waldkalkung verabreichten Dolomit-Gesteinsmehl ein geeigneter Kaliumträger beigemischt werden. In den vergangenen 10 Jahren wurde in Baden-Württemberg spezifisch für die Rückführung von Kalium und Phosphor auf versauerten Waldböden eine Dolomit-Holzasche-Mischung entwickelt, getestet und in den Praxisbetrieb eingeführt (von Wilpert et al. 2011). Bei der hierfür verwendeten qualitätsgeprüften und zertifizierten Holzasche aus der Verbrennung naturbelassenen Holzes (meist aus nach der NAWARO-Richtlinie zertifizierten Brennstätten) wird sichergestellt, dass die in der Düngemittelverordnung festgelegten Grenzwerte für Schwermetallkonzentrationen unterschritten und diejenigen für den Gehalt an ernährungswirksamen Bestandteilen sicher eingehalten werden (von Wilpert et al. 2015, 2016b). Diese Qualitätseigenschaften werden in einem doppelten Qualitätssicherungssystem an den Ausgangssubstanzen und am fertigen Produkt überwacht, bevor diese im Wald ausgebracht werden (von Wilpert 2015). Die in Tab. 15.6 berechneten Wiederholungsturni basieren auf den Nährstoffgehaltsangaben für Holzasche in von Wilpert et al. (2016b). Aufgrund des niedrigen Kaliumgehalts bei einer Mindestmenge von 1 % Kalium im Gemisch (von Wilpert et al. 2013) kann die Kalkungsintensität überproportional hoch werden, wenn mittels des Dolomit-Holzasche-Gemischs die Kaliumbilanz vollständig ausgeglichen werden soll. In diesem Fall können dem Gemisch alternative Kaliumträger, wie z.B. Kaliumkarbonat, zugesetzt werden. Kaliumsulfat wäre in diesem Fall nicht empfehlenswert, da durch die Einführung des hochmobilen Sulfat-Anions ein äquivalenter Export basisch wirkender Kationen provoziert würde.

Für Kaliummangelstandorte, auf denen Bodenschutzkalkungen überflüssig sind, wie sie zum Beispiel häufig in den bayerischen Kalkalpen und in der Region der Bergländer auf Kalkgestein vorkommen, bieten sich andere Wege der Kaliumrückführung, wie zum Beispiel der Einsatz von Rinden-Asche-Pellets (Ettl et al. 2009, Knust et al. 2015), an.

15.3.2.3 Kombinierte Handlungsoptionen

In den vorangegangen Abschnitten wurden die beiden möglichen Handlungsoptionen zur Behebung negativer Elementbilanzen, Nutzungsreduktion und Nährstoffrückführung, getrennt betrachtet. Häufig ist eine Kombination beider Optionen aber zielführender, etwa wenn die alleinige Nutzungsreduktion nicht ausreicht, um Nährelementdefizite zu beheben. Die folgende Tabelle 15.7 zeigt exemplarisch, wie der Nährstoffrückführungsbedarf durch eine angepasste Nutzung vermindert werden kann.

Eine reine Stammholznutzung ohne Rinde (Szenario ‚Min') würde den Flächenanteil mit Ca-/Mg-Rückführungsbedarf in den beiden besonders kalkungsbedürftigen Regionen („Kristalline Mittelgebirge" und „Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern") nahezu halbieren, eine Vollbaumnutzung (Szenario ‚Max') um 22 % bzw. 14 % der Gesamtwaldfläche in der Region erhöhen. Für die Böden der Alt- und Jungmoränen im Norddeutschen Tiefland war die Holz- und Biomasseernte die dominierende Ursache für den Kompensationsbedarf. In diesen Regionen liegt der Flächenteil mit Rückführungsbedarf im Szenario ‚Min' nur knapp über Null, während im Szenario ‚Max' 10-13 % der Flächen einen Rückführungsbedarf aufweisen.

Tab. 15.7: Bedarfsabschätzung zum Ausgleich signifikant negativer Calcium- und/oder Magnesiumgesamtbilanzen (p < 10 %) mit 3 t ha^{-1} Dolomit (Calciumgehalt 233 kg t^{-1}, Magnesiumgehalt 93 kg t^{-1}) bei unterschiedlicher Ernteintensität.

Modellregion		sig. neg. Ca und/oder Mg-Bilanz (ohne Berücksichtigung von K)			3 t ha^{-1} Dolomit		
		Fläche	Flächenanteil [%]		Kalkungs-turnus [a]	Fläche pro Jahr [ha a^{-1}]	jährl. Anteil an Gesamtfläche [%]
		[ha]	Region	Gesamt			
Alpenvorland/Kalkalpen	Szenario ‚Min'	38.620	4,0	0,4	5	7.828	0,07
Bergländer auf Kalk		23.172	1,8	0,2	15	1.509	0,01
Kristalline Mittelgebirge		237.625	17,0	2,2	24	10.023	0,09
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein		51.341	2,4	0,5	33	1.579	0,01
Altmoräne, Norddt. Tiefland		2.272	0,1	0,0	25	92	0,00
Jungmoräne, Norddt. Tiefland		2.272	0,2	0,0	64	36	0,00
Lösshügelländer, Flusslandschaften		47.252	5,9	0,4	7	6.755	0,06
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer		454.349	35,8	4,2	14	33.028	0,30
Gesamt		**856.903**	**7,9**		**14**	**60.850**	**0,56**
Alpenvorland/Kalkalpen	Szenario ‚Real'	44.061	4,5	0,4	5	8.665	0,08
Bergländer auf Kalk		54.962	4,3	0,5	18	3.068	0,03
Kristalline Mittelgebirge		502.838	36,0	4,6	27	18.430	0,17
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein		101.294	4,8	0,9	27	3.713	0,03
Altmoräne, Norddt. Tiefland		125.369	6,6	1,2	39	3.194	0,03
Jungmoräne, Norddt. Tiefland		93.118	8,1	0,9	45	2.082	0,02
Lösshügelländer, Flusslandschaften		69.952	8,8	0,6	8	9.027	0,08
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer		813.990	64,2	7,5	18	44.774	0,41
Gesamt		**1.805.585**	**16,6**		**19**	**92.953**	**0,86**
Alpenvorland/Kalkalpen	Szenario ‚Max'	49.057	5,0	0,5	5	9.318	0,09
Bergländer auf Kalk		69.044	5,4	0,6	19	3.674	0,03
Kristalline Mittelgebirge		637.292	45,6	5,9	27	23.259	0,21
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein		143.538	6,8	1,3	29	4.918	0,05
Altmoräne, Norddt. Tiefland		203.043	10,7	1,9	39	5.215	0,05
Jungmoräne, Norddt. Tiefland		153.077	13,4	1,4	44	3.498	0,03
Lösshügelländer, Flusslandschaften		85.850	10,8	0,8	9	10.086	0,09
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer		929.365	73,3	8,6	19	49.663	0,46
Gesamt		**2.270.268**	**20,9**		**21**	**109.631**	**1,01**

Die Verringerung der Rückführungsintervalle beim Szenario ‚Min' lässt sich darauf zurückführen, dass sich der Anteil der zu kalkenden Flächen deutlich reduzierte (von 92.953 auf 60.850 ha, vgl. Tab, 15.7), aber die noch verbleibenden Flächen extremere Bilanzdefizite aufwiesen. Hierdurch lassen sich auch die geringen Wiederholungsraten für die Regionen „Alpenvorland/Kalkalpen" und „Lösshügelländer, Flusslandschaften" erklären.

15.4 Diskussion und Bewertung

15.4.1 Stoffbilanzen als Nachhaltigkeitsindikator

Im Gegensatz zu Blatt- und Nadelspiegelwerten, die den momentanen Ernährungszustand eines Baumes ansprechen, erlauben Stoffbilanzen auch eine Prognose über die möglichen Folgen forstlichen Handels (Akselsson et al. 2007, Lemm et al. 2010). Nach Amereller (2016) kann als Maßstab für nachhaltiges Wirtschaften nur eine ausgeglichene Bilanz aus Nährstoffentzügen und Nährstoffnachlieferung dienen. Entsprechend wurden in der Vergangenheit in zahlreichen Studien und Bundesländern (Hagemann et al. 2008, Klinck et al. 2012, Paré & Thiffault 2016, Pretzsch et al. 2013, Riek et al. 2015, Sverdrup et al. 2006, Vadeboncoeur et al. 2014, von Wilpert et al. 2011, Weis et al. 2009a) vergleichbare Ansätze zur Abschätzung der stofflichen Nachhaltigkeit eingesetzt. Im Gegensatz zu den vorab angeführten Arbeiten wurde aber in der vorliegenden Studie konsequent der Forderung von Yanai et al. (2010) nachgegangen, die Bilanzen standardmäßig mit Unsicherheitsanalysen zu ergänzen. Damit können auch Aussagen über die Signifikanz der beschriebenen Ergebnisse getroffen werden.

Dennoch gibt es einige weitere Unsicherheiten, die aus den vorgegebenen Rahmenbedingungen resultieren. Insbesondere die nutzungsfreien Stoffbilanzen haben vorwiegend Gültigkeit für die Stoffhaushaltssituation, wie sie zwischen 2000 und 2010 herrschte. Ein eindrucksvolles Beispiel für die hohe Dynamik von einzelnen Komponenten der Stoffbilanz ist die rasche Abnahme der hohen Einträge basischer Stäube in den neuen Bundesländern nach der deutsch-deutschen Wiedervereinigung (Fürst et al. 2007). Auf der anderen Seite zeigen Auswertungen von Level-II-Flächen, dass zwar die einzelnen Bilanzglieder einer hohen zeitlichen Dynamik unterliegen, die Gesamtbilanz jedoch verhältnismäßig konstant bleibt. Dieses lässt sich vereinfacht dadurch erklären, dass es eine relativ starke, wenngleich auch zeitlich verschobene, Beziehung zwischen den Stoffeinträgen und -austrägen gibt (Meesenburg et al. 2016). Die zeitliche Verzögerung resultiert aus den Randbedingungen, die die aktuellen Stoffbilanzen beeinflussen. Im Unterboden zwischengespeicherter Schwefel scheint aktuell die Stoffbilanzen stark zu prägen. Wie lange dieser Effekt in einer vergleichbaren Intensität noch anhält, ist schwer vorherzusagen. Von einem längeren Zeitraum ist jedoch durchaus auszugehen (Alewell et al. 2000, Augustin & Bartens 2001, von Wilpert 2008). In diesem Zusammenhang ist auch zu beachten, dass sich im letzten Jahrzehnt die Wachstumsleistung der Bestände durch den Temperaturanstieg (Pretzsch et al. 2014), die hohen Stickstoffeinträge (Laubhann et al. 2009), die Verringerung der Schwefeleinträge (Hauck et al. 2012), die erhöhten CO_2-Konzentrationen (Körner et al. 2005) und durch Mischbestände (Pretzsch 2016) deutlich erhöht hat und entsprechend höhere Nährstoffentzüge pro Zeiteinheit als in der Vergangenheit schon bei Derbholznutzung vorliegen.

Weitere Unsicherheiten ergeben sich aus der verfügbaren und z.T. inhomogenen Datengrundlage. Gravierend war, dass auch aus der BZE systematisch in einzelnen Ländern wichtige, aber eben nur fakultativ zu erhebende Parameter wie z.B. Sulfat-, Nitrat- und Chlorid-Konzentrationen aus 2:1-Extrakten fehlten. Dieses sollte auch bei der Ergebnisinterpretation in einigen Ländern (z.B. in Brandenburg) beachtet werden. Damit war die Da-

tengrundlage in einigen Regionen stark eingeschränkt und die regionalbezogene Herleitung des Basenaustrags mit dem Sickerwasser nicht möglich. Der Basenaustrag musste dort aus den bundesweiten Regionalisierungsmodellen geschätzt werden. Ebenso waren Bodenschutzkalkungen an den BWI-Punkten nur in wenigen Ländern dokumentiert, so dass der Kalkungseinfluss in den Bilanzrechnungen nur unzureichend abgebildet werden konnte. Probleme hinsichtlich gemessener und z.T. im Gelände geschätzter Texturdaten dürften nach den Auswertungen von Vos et al. (2016) für diese Untersuchung nur von nachrangiger Bedeutung sein. Bei allen methodischen und datentechnischen Problemen ist zusätzlich zu beachten, dass auch der Klimawandel den Stoffhaushalt von Wäldern beeinflussen wird (vgl. z.B. Ouimet et al. 2013), was tendenziell zu einer weiteren Zunahme der Unsicherheit von Stoffbilanzen führen kann. Nichtsdestotrotz ist es im Projekt erstmalig gelungen, für die beiden großen Umweltmessnetze (BZE, BWI) Stoffbilanzen mit einem homogenen Instrumentarium zu ermitteln, die in ihren regionalen Ausprägungen ein sehr plausibles Bild zeichnen. Entsprechende Bilanzen lagen vorher nur länderspezifisch und methodisch inhomogen für die vergleichsweise wenigen Level-II-Standorte vor. Diese haben eher exemplarischen Charakter. Die Anwendung auf die BWI-Traktecken und die Testregionen zeigt, dass es sich hierbei um ein flächendeckend einsetzbares Instrumentarium handelt. Bei der direkten Implementierung auf Betriebsebene sind jedoch sicherlich noch einige Anpassungen notwendig.

15.4.2 Nutzungsreduktion zur Sicherung der Nachhaltigkeit?

Bei deutlich defizitären Bilanzen sollte grundsätzlich auf die Energieholznutzung verzichtet werden. Hierüber hinausgehende Nutzungsreduktionen können auf besonders nährstoffarmen Standorten eine Handlungsoption darstellen (Amereller 2016, Pretsch et al. 2013). Solche Maßnahmen sind jedoch immer im Gesamtkontext zu betrachten und zu bewerten. Entsprechend ist eine pauschale Nutzungsreduktion auf großen Flächen nicht sinnvoll, da vor dem Hintergrund des Klimawandels und den Vorgaben des Übereinkommens der UN-Klimakonferenz in Paris (< 2 °C Erwärmung) die notwendige Reduktion der CO_2-Emissionen ohne eine Fortführung der Nutzung von Stammholz und sonstiger Biomasse aus dem Wald nicht möglich sein wird. Insbesondere langlebige Holzprodukte stellen eine bedeutende Kohlenstoffsenke dar (Bauhus et al. 2017). Entsprechend wird durch die nationale Energiepolitik eine größtmögliche Substitution fossiler Energieträger durch erneuerbare Energiequellen gefordert (BMELV 2011). Nach Bauhus et al. (2017) ist ein Nutzungsverzicht keine zielführende Klimaschutzstrategie, da das geringere Substitutionspotenzial im Vergleich zur konventionellen Nutzung zu höheren CO_2-Emissionen führt, die auch durch einen höheren Kohlenstoffspeicher im Wald nicht ausgeglichen werden können. Die Problematik der Nutzungsreduktion wird dadurch verschärft, dass die stärksten Einschränkungen massenreiche Nadelwaldgebiete in den kristallinen Mittelgebirgsregionen und im Sauerland betreffen würden. Insbesondere Nadelwälder haben hinsichtlich der CO_2-Substitution jedoch eine große Bedeutung (Bauhus et al. 2017). Des Weiteren sind die ökologischen Folgen durch die Bereitstellung von Produktionsflächen im Ausland bei Flächenstilllegungen im Inland nicht zu unterschätzen (Schulze et al. 2016). Darüber hinaus würde die Vielfalt der Ökosystemdienstleistungen erheblich geschwächt werden. Dieses

betrifft insbesondere die Trinkwasserschutzfunktion (fehlender Stickstoffentzug), die Ertragsfunktion (Reduktion der Produktionsintensität) und die Sozialfunktion (Gefährdung waldgebundener Arbeitsplätze). Im Zusammenhang mit Nutzungsreduktionen ist unbedingt zu berücksichtigen, dass ohne jegliche Nutzung schon etwa ein Drittel der Standorte (vgl. Kapitel 9) negative Bilanzen für mindestens eines der drei Kationen aufweisen. Allerdings liegt der Anteil der auch unter Berücksichtigung der hohen Bilanzierungsunsicherheiten noch verlässlich negativen Bilanzen bei nur 5,5 %. Das bedeutet, dass unter Beibehaltung einer minimalen Nutzungsintensität auf knapp 6% der bundesdeutschen Waldfläche (mehr als 600.000 ha) ein signifikantes Bodenschutzproblem besteht. Wenn man den Vorsorgegedanken weiter auslegt und in diese Betrachtung auf allen Standorten mit negativer nutzungsfreier Stoffbilanz (also nicht nur den Standorten mit signifikant negativer nutzungsfreier Stoffbilanz) einen Bedarf zu Bodenschutzkalkungen annimmt, trifft dies auf einem Drittel der Waldfläche zu. Die Dimensionen lassen sich an den Ergebnissen der BZE II aus Hessen verdeutlichen. Nach Paar et al. (2016) nahmen die Calcium-Vorräte innerhalb von 15 Jahren auf den Buntsandsteinstandorten (28 % der Waldfläche von Hessen) um 500 kg ha^{-1} ab. Dieses entspricht einer jährlichen Abnahme von 33 kg ha^{-1} a^{-1} und damit dem Vierfachen des mittleren jährlichen Nutzungsentzugs (9,1 kg ha^{-1} a^{-1}) im Szenario ‚Real' (vgl. Kapitel 12). Die Anwendung des Szenarios ‚Min' zeigt jedoch auch, dass bei Vermeidung hoher Verluste an geernteter Biomasse (vgl. Tab. 15.4) eine deutliche Reduzierung um fast 20 % für Flächen mit signifikant negativen Bilanzen (vgl. Tab. 15.3) erreicht werden kann. Hinsichtlich des Kalkungsbedarfs erscheint diese Maßnahme noch wesentlich effektiver, da der Flächenanteil von 16,6 % auf 7,9 % und die theoretisch jährlich zu kalkende Fläche von 92.953 ha auf 60.850 ha reduziert werden kann (vgl. Tab. 15.6). Diese Ergebnisse weisen darauf hin, das sinnvolle technische Innovationen, wie die Entrindung des Derbholzes im Bestand (vgl. Heppelmann et al. 2016) möglichst schnell in der Praxis etabliert werden sollten. Zu beachten ist dabei auch, dass der Hauptanteil des Gewinns in der Forstwirtschaft durch den Verkauf von Stammholz erzeugt wird. Reisigmaterial und Rinde tragen selbst bei Vollbaumernte finanziell nur wenig zum Gesamtgewinn bei (Rüping 2009, Weis et al. 2016).

15.4.3 Möglichkeiten und Risiken einer Nutzungsintensivierung

Der Befund, dass unter Berücksichtigung der drei untersuchten Elemente Calcium, Magnesium und Kalium auf 34 % (vgl. Tab. 15.3) der bundesdeutschen Waldfläche selbst beim Szenario ‚Max' keine negativen Bilanzen auftreten, ist ein Indiz, dass auf solchen Flächen eine intensivere Nutzung möglich ist. Damit könnten zumindest in Teilen Ansprüche an die Biomassebereitstellung aus dem Wald in Folge der Energiewende und neuer strategischer Ansätze der Bioökonomie bedient werden, ohne die Nährstoffnachhaltigkeit zu gefährden. Insgesamt sollten Intensivierungen mit Bedacht vorgenommen und ihre Folgen für das Waldwachstum im Rahmen von Inventuren beobachtet werden. Aus der Literatur (Achat et al. 2015, Helmisaari et al. 2011, Thiffault et al. 2011) sind Wachstumseinbußen nach Vollbaumnutzungen bekannt, die die kurzfristigen Gewinne durch Energieholznutzung langfristig in Verluste vor allem bei der Stammholznutzung umkehren könnten. In diesem Zusammenhang sei auf die Erfahrungen früherer, extremer Übernutzungen unserer Wälder durch

Waldweiden oder Streunutzung (Glatzel 1991) verwiesen, die nur durch langwierige und kostspielige Sanierungsmaßnahmen ausgeglichen werden konnten (Meiwes et al. 2008). Weiterhin ist zu beachten, dass auf Standorten mit geringen Nährstoffvorräten durch historische Übernutzung positive Bilanzen dazu dienen, das Standortspotenzial wiederherzustellen.

Bei Nutzungsanpassungen sollte auch berücksichtigt werden, dass Bilanzdefizite für Kalium gravierender zu bewerten sind als für Calcium und Magnesium. Unseren Berechnungen zu Folge werden negative Kaliumbilanzen, im Gegensatz zu Calcium und Magnesium, in erster Linie durch den Kaliumentzug mit der Holzernte erzeugt. Bisher bestehen nur sehr eingeschränkte Möglichkeiten einer Rückführung von Kalium. Die notwendigen Maßnahmen können, aufgrund der hohen Verlustraten auf durchlässigen Standorten, zudem teurer sein als bei der Kalkung von Calcium und Magnesium. Allerdings bestehen noch erhebliche Kenntnislücken bei der Bewertung der pflanzenverfügbaren Kaliumvorräte im Boden. Während für Calcium und Magnesium die Wurzelaufnahme hauptsächlich über den Massenfluss aus der Bodenlösung erfolgt (Mengel 1991, Türk et al. 1993), trifft dieses für Kalium nur eingeschränkt zu. Die Untersuchungen von Hildebrand (1990) deuten darauf hin, dass insbesondere bei Lehmböden die Pflanzenverfügbarkeit stärker von der Verteilung der Kaliumvorräte in den Bodenaggregaten als von der absoluten Höhe des Bodenvorrates abhängt. Kalium ist im Aggregatinneren vergleichsweise wenig mobil. Außerdem dringen Feinwurzeln nur schwer in das Innere von Bodenaggregaten vor, weshalb Kalium von den Baumwurzeln nur eingeschränkt aufgenommen werden kann (Hildebrand 1994). Hildebrand (1990) weist auf die große Bedeutung der Bioturbation für die mechanische Aufschließung der Aggregate und Freisetzung eingeschlossener Kaliumreserven hin. Entsprechend bewerten von Wilpert & Hildebrand (1997) auf versauerten Waldböden eine Kalkung und eine damit einhergehende Erhöhung der biologischen Aktivität als ökosystemkonformeren Weg zur Behebung von Kaliummangel als die Zufuhr leichtlöslicher Kalisalze. Dem steht allerdings entgegen, dass auf gekalkten Flächen teilweise signifikant geringere Kaliumgehalte in Rinde und Nadeln bzw. Blättern gefunden wurden (Wellbrock et al. 2016a, Greve 2015, Weis et al. 2009b). Im Zusammenhang mit der Kaliumverfügbarkeit in Böden ist jedoch auch zu berücksichtigen, in wie weit die pflanzenverfügbare Fraktion des Kaliums auf das austauschbare Kalium beschränkt ist. Aus der Landwirtschaft ist bekannt, dass für die Ernährung der Pflanzen auch das schwer verfügbare Kalium eine wichtige Rolle spielt (Römheld & Kirkby 2010, Wang et al. 2011, Kong & Steffens 1989).

Bei Entscheidungen über eine Intensivierung der Biomassenutzung darf auch der wichtige Pflanzennährstoff Phosphor nicht unbeachtet gelassen werden. Wie einleitend bereits hervorgehoben, ist eine Bilanzierung des Phosphorhaushalts nur sehr eingeschränkt möglich. Entsprechendes gilt auch für die Quantifizierung der pflanzenverfügbaren Phosphorvorräte im Boden. Phosphor kommt in primären und sekundären Mineralien, in amorphen anorganischen Verbindungen und in organischen Formen vor, deren Bedeutung für die Waldernährung nur unzureichend geklärt ist. Daher werden häufig Blatt- und Nadelgehalte als Indikator für die Einschätzung der Ernährungssituation der Waldbäume verwendet. Hier zeigen die Ergebnisse der BZE II (Riek et al. 2016), dass nach diesem Indikator die P-Ernährung der Buche an mehr als der Hälfte der BZE-Punkte (latent) mangelhaft ist. Die

Untersuchungen von Braun et al. (2010) zeigten für die Schweiz, dass beim Unterschreiten der Mangelgrenze Wachstumseinbußen auftreten können. Phosphor ist sicherlich ein wichtiger Faktor für die Waldernährung und noch in weit höherem Maße im Kronenmaterial konzentriert als Calcium, Magnesium und Kalium (Weis & Göttlein 2012), kann aber nach dem aktuellen Stand der Forschung in praxistauglichen Bewertungsverfahren (noch) nicht berücksichtigt werden. Hinzu kommt, dass die Phosphorgehalte in der Biomasse hohe negative Korrelationen zur Temperatur und der Länge der Vegetationsperiode aufweisen (Reich & Oleksyn 2004), zwei Parameter die sich in den letzten Jahrzehnten aufgrund des Klimawandels deutlich verändert haben (vgl. Pretzsch et al. 2014).

Weiterhin ist zu beachten, dass die Biomassenutzung nicht nur Auswirkungen auf den Elementhaushalt hat, sondern auch organische Substanz entzogen wird, die nicht mehr für die Humusbildung zur Verfügung steht und nicht sinnvoll durch Ausgleichmaßnahmen kompensiert werden kann (Meiwes et al. 2008). Die Bedeutung des Kohlenstoffs im und auf dem Boden wurde in Kapitel 13 ausführlich diskutiert.

Entsprechend ist es Voraussetzung, dass die Planung einer Nutzungsintensivierung auf der Basis eines auf Messdaten gestützten Entscheidungsinstruments erfolgt, wie es in der vorliegenden Projektarbeit vorgestellt wurde. Ein solches Steuerungsinstrument müsste jedoch im Aufnahmeturnus der die Messdaten liefernden Bestands- und Bodeninventuren laufend aktualisiert und an veränderliche Umweltbedingungen angepasst werden. Damit kommt den beteiligten Forstlichen Monitoringsystemen (z.B. BWI, BI, BZE und Level II) eine in der praktischen Betriebssteuerung entscheidende neue Aufgabe zu. Ein solches Steuerungsinstrument kann nur dann wirksam eingesetzt werden, wenn nach jeder durchgeführten Maßnahme eine flächenscharfe Dokumentation erfolgt. Entsprechendes gilt auch für die digitale Aufarbeitung von durchgeführten Kalkungen in Form eines Katasters, wobei zusätzlich großmaßstäbliche GIS-Informationen benötigt werden, um gegenüber Kalkung sensitive Naturschutzflächen berücksichtigen und aussparen zu können (vgl. z.B. Meiwes et al. 2011).

15.4.4 Ausgleichsmaßnahmen zur Kompensation von Bilanzdefiziten

Das Bestreben, die Bodenfruchtbarkeit für das Waldwachstum auch für die folgende Generation zu erhalten, liegt im ureigenen Interesse der Waldbesitzer und Forstbetriebe. Auch die Waldgesetze (z.B. BWaldG, BayWaldG, LWaldG, SächsWaldG) und das Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) verpflichten zu einem nachhaltigen und ressourcenschonenden Umgang mit dem Produktionsfaktor Waldboden, so dass schädliche Bodenveränderungen verhindert werden. Hier muss dem fortschreitenden Abbau der Nährstoffvorräte durch Ausgleichsmaßnahmen entgegengewirkt werden. Grundsätzlich kann dies auf zwei Wegen erfolgen: eine angepasste Nutzungsintensität und/oder eine Kompensation von Nährstoffverlusten. Die Auswertungen bezüglich der nutzungsfreien Stoffbilanzen zeigen, dass Nutzungsmodifikationen in einigen Regionen klar an ihre Grenzen stoßen. Da es sich dort in erster Linie um ein Bodenschutzproblem handelt, treten besonders betroffene Länder der stark ausgeprägten, depositionsgetriebenen Bodenversauerung seit Jahrzehnten durch die Ausbringung von dolomitischem Gesteinsmehl in einer Regeldosierung von 3 t ha^{-1} entgegen (NW-FVA 2010 für Niedersachsen und Sachsen-Anhalt; MULNV 2000 für Nordrhein-

Westfahlen; Hessenforst 2014 für Hessen; Greve 2015 für Rheinland-Pfalz; Saarforst 2013 für Saarland; von Wilpert et al. 2013 für Baden-Württemberg; SachsenForst 2010 für Sachsen). In anderen Bundesländern (Bayern, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern) wird Kalkung nur in Ausnahmefällen und nach vorheriger Prüfung auf akute Nährstoffmängel vor Ort empfohlen (Schäff et al. 2016, Stetter 2010 für Bayern; Riek et al. 2015 für Brandenburg; Russ et al. 2011 für Mecklenburg-Vorpommern). Kalkungen haben vielfältige positive Auswirkungen, so die Verbesserung des Säure-/Basenzustands der Böden (von Wilpert 2003, Guckland et al. 2010, Grüneberg et al. 2017), eine verbesserte bodenbiologische Aktivität (Kreutzer 1995, Schäffer et al. 2001), die Mobilisierung inaktiver Humusformen (Kreutzer 1995), die Verlagerung von Kohlenstoff in den oberen Mineralboden (Hartmann et al. 2016), die Verbesserung der Filtereigenschaften des Bodens und die damit einhergehende Verbesserung der Wasserqualität (Sucker et al. 2009) sowie eine verbesserte Nährstoffversorgung der Bäume, insbesondere bei Ca und Mg (Riek et al. 2017, Weis et al. 2009, von Wilpert & Lukes 2003). Neben den gewünschten positiven Kalkungswirkungen können ungewollte Nebenwirkungen auftreten, auf die an späterer Stelle noch eingegangen wird. An Standorten, bei denen zusätzlich Kaliummangel identifiziert wird, könnte ein geeigneter und ökosystemverträglicher Kaliumträger beigemischt werden, da Kalium im Dolomitkalk nicht enthalten ist (von Wilpert et al. 2011, 2015, 2016b). Die Auswertungen haben jedoch gezeigt, dass die mit der Holzasche zugeführte Kaliummenge in der Regel sogar für einen kurzfristigen Bilanzausgleich zu gering ist. Für solche Standorte und für die Standorte, die ausschließlich durch einen zusätzlichen Kaliumbedarf charakterisiert sind (z.B. viele Karbonatstandorte in den bayerischen Kalkalpen), wäre der Einsatz von Rinden- oder Reisig-Holzasche-Pellets ein weiterer Lösungsansatz (Ettl et al. 2009, 2010, Knust et al. 2015, Ettl & Göttlein 2017). Dabei besteht gegenwärtig die größte Limitierung in der wirtschaftlichen Verfügbarkeit von Rinde und Reisig zur Beimischung und dem vergleichsweise hohen Aufwand des Pelletierens.

Die vorgestellten Auswertungen erlauben eine regionale Abschätzung der Größenordnung des Rückführungsbedarfs und daraus auch eine überschlägige Kalkulation möglicher Kosten. Die durchgeführten Unsicherheitsanalysen vermitteln die nötigen Sicherheiten, um in der praktischen Planung die notwendigen Aufwendungen und Kosten für Maßnahmen des Nährstoffmanagements begründen zu können. Außerdem bilden sie einen verlässlichen Rahmen für die Priorisierung von Maßnahmen. Es zeigt sich, dass insbesondere für die Regionen mit einem besonders hohen Flächenanteil an potentiellen Kalkungsflächen die Wiederholungsintervalle deutlich größer als in der Vergangenheit gewählt werden könnten. Für Regionen mit sehr kurzen Wiederholungsintervallen ist zu beachten, dass die Werte häufig aus einer geringen Anzahl von Standorten mit extrem hohen Bilanzdefiziten resultieren. Es handelt sich häufig um Standorte, die zwar bereits entkalkt sind und folglich nicht den separat berücksichtigen Karbonatstandorten zugeschlagen wurden, aufgrund ihrer hohen Vorräte austauschbarer Nährstoffkationen aber hohe Sickerwasserausträge an Calcium und Magnesium generieren (vgl. auch Horn et al. 1989). Die Defizite sind hierbei so groß, dass auch die Einbeziehung der Bodenvorräte nicht für einen Ausgleich der Bilanz sorgt. Entsprechend sollte für zukünftige Arbeiten genauer geprüft werden, ob die „1/1000stel-Regel“ (d.h. die Berücksichtigung eines Tausendstels des Bodenvorrats bei der Bilanzie-

rung) den Anforderungen in einem praxisnahen Entscheidungsunterstützungssystem hinreichend gerecht wird. Konkret und flächenscharf können diese Entscheidungen aber nur auf lokaler Ebene (Betrieb, Bestand) getroffen werden, da nur dort alle individuell flächenbezogenen Kriterien gegeneinander abgewogen werden können.

Bei der Zufuhr von Dolomitkalk sind weiterhin Probleme von Nährstoffungleichgewichten zu berücksichtigen. In diesem Zusammenhang ist insbesondere auf eine mögliche Störung der Kaliumversorgung durch den Calcium-Kalium-Antagonismus (Baule & Fricker 1967) hinzuweisen. Zusammenstellungen zahlreicher Studien zu diesem Thema sind bei Hüttl & Zoettl (1993) zu finden. Auch die aktuellen Auswertungen von Riek et al. (2016) zeigen, dass Fichtennadeln auf gekalkten BZE-Standorten niedrigere Gehalte an Phosphor und Kalium aufweisen als auf ungekalkten Standorten. Für Kalium fanden Dammann et al. (2013) vergleichbare Zusammenhänge in Buchenblättern. Entsprechende Ergebnisse wurden auch auf Versuchsflächen zur Waldkalkung beobachtet (Greve 2015, Guckland et al. 2011, Weis et al. 2009a, Huber et al. 2006b). Andererseits konnten Hartmann et al. (2016) an den Ergebnissen der BZE in Baden-Württemberg zeigen, dass Kalkung keinen dominanten Effekt auf die Nadel-/Blattgehalte von Kalium hatte: bei Kalkungen, die länger als 15 Jahre zurücklagen, war für Fichtenbestände tendenziell eine Verbesserung der Kaliumversorgung zu beobachten. Der entscheidende und dominante Faktor der Kaliumernährung waren bei dieser Auswertung Regionen, in denen Lehmböden vorherrschen, auf denen trotz hoher pflanzenverfügbarer Kaliumvorräte die niedrigsten Nadel-/Blattspiegelwerte gemessen wurden. Dies bestätigt die von Hildebrand (1990, 1994) beschriebene Kaliumverarmung der Aggregatoberflächen in stark aggregierten Lehmböden und deren Bedeutung für die Pflanzenernährung.

Meiwes et al. (2008) stellten treffend fest, dass mit Kalkung, Düngung oder Holzaschezufuhr die langsame Nährstofffreisetzung aus der Mineralisation organischen Materials nicht vollständig imitiert werden kann. Es kann lediglich versucht werden, die ökologischen Nebenwirkungen durch die hohen atmosphärischen Säureeinträge und den zunehmenden Anspruch unserer Gesellschaft an die Ressource Holz in einem akzeptablen Rahmen zu halten. Auch wenn bei Versuchen mit der Ausbringung von Kalk und Asche im Wald die langjährigen Erfahrungen häufig positiv sind (Flückiger & Braun 2009, Greve 2015, Ettl & Göttlein 2017, Wellbrock et al. 2016b) soll an dieser Stelle nicht verschwiegen werden, dass es auch unerwünschte Nebenwirkungen geben kann, wie z.B. Humusabbau, Veränderung der Artenzusammensetzung, erhöhte Stickstoffausträge, Auswirkungen auf Wurzelwachstum und -verteilung, Nährstoffungleichgewichte und biotische Risiken. Diese zusätzlichen Einflüsse auf das Ökosystem Wald sowie mögliche Konflikte mit anderen Zielvorgaben sind bei der Entscheidung für Maßnahmen der Nährstoffrückführung zu berücksichtigen (Lundström et al. 2003, Reid & Watmough 2014, Reif et al. 2014, Huber et al. 2006a, Kreutzer 1995, Hüttl 1989), wie dies z.B. in Baden-Württemberg durch eine kleinteilige Aussparung von naturschutzrelevanten und möglicherweise kalkungssensitiven Biotopen mittels eines GIS-gestützten Steuerungsinstruments erfolgt (Janssen et al. 2016).

15.4.5 Bilanzierung auf Betriebsebene

Auf Betriebsebene liegen in einigen Bundesländern analog zu den Daten der BWI biometrische Daten zu Waldstruktur und Bestandesvorräten vor (Betriebsinventuren). Hier können die gleichen Auswertungsalgorithmen angewandt werden wie auf Bundesebene. In Kapitel 12 wurde das an den beiden Testgebieten „Altdorfer Wald“ bei Ravensburg in Südwestdeutschland und „Fuhrberger Feld“ bei Hannover in Norddeutschland aufgezeigt. Die auf Bundesebene im BWI-Netz erarbeitete Methodik und die daraus abgeleiteten Indikatoren für Umfang und Intensität eines Nährstoffmanagements konnten gut auf Betriebsebene angewendet werden. Diese kleinräumigen Konkretisierungen sollten nicht direkt umsetzbare Betriebsplanungen darstellen, sondern die Anwendbarkeit der Nährstoffnachhaltigkeitskonzepte auf Betriebsebene prüfen. Es konnte gezeigt werden, dass die in diesem Projekt entwickelten Methoden auch auf konkrete forstbetriebliche Situationen angewendet werden können und es ermöglichen, auf der operativen betrieblichen Ebene die stoffliche Nachhaltigkeit zu quantifizieren. Insofern haben die Ergebnisse demonstrativen Charakter. Sie können prinzipiell nicht verallgemeinert und auf einfache Weise auf andere Fallbeispiele übertragen werden. Das Ziel der betrieblichen Anwendung muss ja die möglichst treffsichere Abbildung der individuellen Randbedingungen und Charakteristika sein. Die Vergleichbarkeit zwischen den regionalen Ergebnissen und der BWI-Ebene zeigt aber, dass letztere durchaus die Qualität von orientierenden Indikatoren haben. Für deren Übertragung auf Betriebe und Waldflächen sind belastbarere Datengrundlagen (räumlich höher aufgelöste Daten der Betriebsinventuren, Forsteinrichtung und Standortskartierung) notwendig, die konkrete betriebliche Entscheidungen über Nutzungsintensitäten und/oder einen Nährstoff-Rückführungsbedarf ermöglichen.

15.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Im Projekt „Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland“ (EnNa, Förderkennzeichen FNR 22006512, 22020212, 22020312) wurden Methoden entwickelt, mit denen die deutschlandweit nachhaltig nutzbare Holzbiomasse abgeschätzt werden kann. Eine erhöhte Nachfrage nach Holzbiomasse entsteht nicht nur durch die Energiewende und den dadurch steigenden Bedarf, Energie aus nachwachsenden Rohstoffen zu erzeugen (Graudal et al. 2013, Mühlenhoff et al. 2014), sondern auch durch neue technische Entwicklungen, welche Holzbiomasse als Ersatz für erdölbasierte Werkstoffe einsetzen (Busch et al. 2006). Unter Nutzung aller zweckdienlichen und bundesweit verfügbaren Daten forstlicher Monitoringsysteme und wissenschaftlicher Projekte wurde in EnNa ein Indikatorensystem entwickelt, welches die Nachhaltigkeit der Holznutzung an den Traktecken der Bundeswaldinventur (BWI) bewertbar macht. Dabei ist der Begriff Nachhaltigkeit nicht nur auf die Holzbiomassemenge bezogen, sondern vor allem auf die Erhaltung der Nährelementvorräte in den Waldböden. Im Sinne einer Gesamtstrategie stellt das Projekt also einerseits belastbare Informationen zur Ermittlung der Holzbiomassepotenziale und andererseits Instrumente zur Sicherung der Nährstoffnachhaltigkeit bereit. Die BWI-Traktecken stellen hierbei ein für die gesamte Waldfläche Deutschlands repräsentatives Aufnahmenetz dar, durch dessen Erhebungsdichte regional differenzierte Strategieansätze zur aktiven

Steuerung und Bewertung der stofflichen Nachhaltigkeit im Rahmen der Holz- und Biomasseernte sowie von Vorsorge- und Kompensationsmaßnahmen (z.B. Bodenschutzkalkung) entwickelt werden können.

Der methodische Kern der Projektarbeit war die Erstellung von Stoffbilanzen für die Pflanzennährstoffe Calcium, Magnesium und Kalium. Für diese Nährelemente wurde an insgesamt 23.880 Traktecken der BWI (4 x 4 km) die Nachlieferung durch die Verwitterung primärer Mineralien aus dem Ausgangsgestein (Kapitel 6), der Eintrag mit der Deposition (Kapitel 7), der Verlust mit dem Sickerwasser (Kapitel 4 und 8) und der verfügbare Nährstoffvorrat im Boden (Kapitel 5) berechnet, gegeneinander bilanziert und die Unsicherheiten berücksichtigt. Die so berechneten nutzungsfreien Stoffbilanzen beschreiben den mittleren Zustand für den Zeitraum 2000 bis 2010 und spiegeln damit die standörtlichen Verhältnisse um den Aufnahmezeitraum der BWI^3 (2012) wieder. Darauf aufbauend wurde der Einfluss der Holz- und Biomasseernte auf die Nährstoffbilanzen exemplarisch für drei unterschiedlich intensive Nutzungsszenarien untersucht (Kapitel 2, 3 und 12). Wesentliche Eingangsdaten für die Erstellung der Stoffbilanzen, insbesondere bodenkundliche Daten, liegen nicht für die Erhebungspunkte der BWI vor. Die Teilbilanzen (Deposition, Verwitterung, Sickerwasseraustrag und Bodenvorrat) wurden deshalb zunächst an den Erhebungspunkten der bundesweiten Bodenzustandserhebung (BZE) näherungsweise berechnet und anschließend über statistische Regionalisierungsverfahren auf die BWI-Traktecken übertragen (Kapitel 10). Alle Daten, die zur Bilanzierung verwendet wurden, sind durch Mess-, Schätz- und Modellfehler zu einem gewissen Grad unscharf. Deshalb wurden mittels Monte-Carlo-Simulationen Unsicherheitsbereiche für die Stoffbilanzen individuell für jedes untersuchte Nährelement und für jede BWI-Traktecke abgeleitet (Kapitel 11). Damit konnte für jede BWI-Traktecke bewertet werden, ob für ein Nährelement die Stoffbilanz einen Überschuss oder ein Defizit aufweist (also Nährstoffvorräte auf- oder abgebaut werden) oder ob die Bilanz mehr oder weniger ausgeglichen ist. Auf dieser Basis konnten mit den entsprechenden Sicherheiten belastbare, regional differenzierte Strategieansätze für ein nachhaltiges Nährstoffmanagement entwickelt werden. Es konnte weiterhin gezeigt werden, dass die in diesem Projekt entwickelten Methoden auch auf konkrete forstbetriebliche Situationen anwendbar sind und so auch auf der operativen betrieblichen Ebene die stoffliche Nachhaltigkeit quantifiziert werden kann (Kapitel 14).

Auf der Basis der berechneten Stoffbilanzen können Areale ausgeschieden werden, in denen die Bilanzen unter Annahme der verschiedenen Nutzungsszenarien (vgl. Kapitel 12) ausgeglichen sind. Auf 34 % der Waldfläche würde die Bilanz bei allen Nährelementen ausreichen, um eine Vollbaumernte (‚Max') zuzulassen, ohne dass dadurch Bilanzdefizite entstünden. Da die Bilanzierungsrechnungen jedoch mit Unsicherheiten belastet sind, erscheint es in einer auf Vorsorge und Erhalt der Nachhaltigkeit ausgerichteten Forstwirtschaft nicht ratsam, die Option der Nutzungsintensivierung „auszureizen", sondern nur auf die 12 % der Waldfläche anzuwenden, auf denen diese Bilanz auch statistisch abgesichert positiv ist. Der Biomasseertrag würde dort im Mittel um etwa 20 % steigen. Da Kronenmaterial und Rinde in der Regel aber einen vergleichsweise geringen Wert haben, würde eine solche Ausweitung der Nutzungsintensität ökonomisch nur dann sinnvoll sein, wenn die zusätzlich genutzte Biomasse ein besonders wertvoller Ausgangsstoff für die chemische

Konversion wäre oder wenn der dadurch generierbare Beitrag zur regenerativen Energieerzeugung hoch bewertet würde.

Bei 42 % (sig. 17 %) der Waldfläche reicht die derzeitige Nährelementbilanz aus, um die aktuelle Nutzungsintensität (‚Real') ohne weitere Kompensationsmaßnahmen aufrecht zu erhalten. Negative Bilanzen für mindestens eines der betrachteten Nährelemente ergeben sich im Nutzungsszenario ‚Real' auf 58 % (signifikant 19 %) der BWI-Traktecken. Auf diesen Flächen besteht die Option, die Nutzungsintensität so weit zu reduzieren, dass die Nährelementbilanzen ausgeglichen werden. Dies ist allerdings nur dann sinnvoll, wenn das Bilanzdefizit kleiner als der Nährelementexport mit der aktuellen Nutzung ist. Durch konsequente Anwendung des Nutzungsszenarios ‚Min', bei welchem die nährstoffarmen, aber wertvollen Sortimente (Stamm- und Industrieholz) weiterhin genutzt und die nährstoffreichen Biomassen (Rinde und Kronenmaterial) im Bestand belassen werden, würde der Anteil von BWI-Traktecken mit negativen Bilanzen auf 40 % (signifikant 9 %) reduziert werden. Hierfür müssten jedoch innovative Holzernteverfahren entwickelt werden, die es erlauben, während des Erntevorgangs das Holz zu entrinden und die Rindenbiomasse auf der Bestandesfläche zu verteilen. Der Biomasseertrag würde sich hierbei im Vergleich zum Szenario ‚Real' um durchschnittlich 14 % reduzieren. Zu beachten ist, dass auf 31 % (signifikant 5 %) der Waldfläche die Nährstoffbilanzen bereits ohne Nutzung negativ sind (in den Anteilen mit negativen Bilanzen bei den Szenarien ‚Real' und ‚Min' enthalten), so dass dort die alleinige Reduktion der Nutzugsintensität kein wirkungsvolles Nährstoffmanagement zur Behebung der aktuellen Bilanzdefizite ermöglicht. Auf weiteren 9 % (sig. 3 %) der Waldfläche reicht die aktuelle Nährstoffbilanz nicht aus, um das ressourcenschonendste Nutzungsszenario ‚Min' zu ermöglichen.

Der Grundsatz einer Beibehaltung der derzeitigen Nutzungsintensität der Wälder, ohne dass die Nutzung zur Beeinträchtigung der Standortsproduktivität führt, ist in den Forstverwaltungen der Länder und des Bundes als Leitlinie einer nachhaltigen Forstwirtschaft Konsens. Dies wurde in einem Expertenworkshop an der FVA Freiburg am 19.05.2015 von Vertretern der Länder und des Bundes folgendermaßen formuliert: „Die Bewirtschaftung des Waldes zur Nutzung des nachwachsenden Rohstoffs Holz ist oberstes Ziel der Forstwirtschaft. Die Beibehaltung aktueller Nutzungsintensitäten muss auch für die Zukunft gewährleistet werden; dabei gilt der Grundsatz des Erhalts der Standortsproduktivität bei geringstmöglichen Nebenwirkungen." (Vonderach und von Wilpert 2015).

Anhand der Kombination der defizitären Elemente sowie der Relation zwischen dem Nährelementexport mit der Holzernte und dem Nährelementverlust mit dem Sickerwasseraustrag kann auf den Prozesshintergrund der Bilanzdefizite geschlossen werden. Auf knapp 40 % der Waldfläche (signifikant 15 %) sind bei aktuell üblicher Nutzungsintensität (‚Real') die Bilanzen für Calcium und/oder Magnesium negativ, bei gleichzeitig ausgeglichenen oder positiven Kaliumbilanzen. Dies betrifft überwiegend stark versauerte Böden, hauptsächlich auf basenarmem Ausgangsgestein mit hoher Wasserdurchlässigkeit und in Regionen mit hohen Niederschlägen. Diese Flächen decken sich zu hohen Anteilen mit den Arealen, in denen schon die nutzungsfreien Stoffbilanzen für diese Elemente negativ sind. Der Bilanzausgleich könnte dort durch Kalkung mittels Dolomit erfolgen. Auf rund 12 % der Waldfläche (signifikant 1,7 %) besteht im Nutzungsszenario ‚Real' zusätzlich zu den über-

wiegend durch Versauerung verursachten Bilanzdefiziten bei Calcium und Magnesium ein Bilanzdefizit bei Kalium, das einen engen Zusammenhang mit der Nutzungsintensität zeigt. Auf diesen Standorten ist der Verzicht auf die Nutzung kaliumreicher Biomasse (Rinden, Reisig) geeignet, um Kaliumdefizite zu vermeiden. Alternativ bieten sich für den Bilanzausgleich Kaliumgaben im Zusammenhang mit Bodenschutzkalkungen (z.B. Dolomit-Holzasche-Gemisch) an. Auf gut gepufferten und basenversorgten Böden, meist auf kalkführendem Ausgangsgestein, treten im Nutzungsszenario ‚Real' Bilanzdefizite bei Kalium auf, ohne dass eines der beiden anderen Elemente defizitär ist (6 % der Waldfläche; signifikant 1,9 %). Hier wäre eine reine Kalium-Rückführung in Form von Holzasche oder einem anderen ökosystemverträglichen Kaliumträger möglich.

Der mit dem Bilanzansatz ermittelte Flächenumfang mit einem statistisch gesicherten Bedarf für Nährstoffrückführungen von bundesweit knapp 165.000 ha pro Jahr (davon 124.000 ha Dolomit-Kalkung und 41.000 ha zusätzliche oder alleinige Kaliumrückführung) und der dafür zu veranschlagende Aufwand in Höhe von jährlich 45-50 Mio. € stellen eine realistische Größenordnung dar. Sie sind eine Investition in die Stabilität und Funktionalität unserer Waldökosysteme, mit der es gelingen kann, die bisher übliche Nutzungsintensität auf diesen Flächen weitgehend aufrecht zu erhalten. Diese Maßnahmen haben ausschließlich das Ziel, nur die Nährelementmengen den Waldböden wieder zuzuführen, die durch Bodenversauerung und Sickerwasserverlust zu negativen Bilanzen führen sowie durch die Holznutzung exportiert werden, wenn die aktuelle Nutzungsintensität beibehalten werden soll. Eine Steigerung der Produktivität über das standörtliche Potenzial hinaus ist damit ausgeschlossen. Selbstverständlich sollen Bodenschutzkalkungen und Nährstoffrückführungen nur eingesetzt werden, wenn ihre Notwendigkeit objektiv begründet ist. In jedem Fall sind die gewollten Wirkungen gegenüber ungewollten Nebenwirkungen abzuwägen.

Gegenüber der bisherigen Bewirtschaftungspraxis hat die Nachhaltigkeitssteuerung auf der Basis von Nährstoffbilanzen den Vorteil, dass sowohl eine Anpassung der Nutzungsintensität als auch Vorsorge- und Kompensationsmaßnahmen wie Kalkungen auf gesicherten Messdaten beruhen sowie im Wiederholungsturnus der Forstlichen Monitoringverfahren periodisch aktualisiert und an veränderte Umwelteinflüsse angepasst werden können. Beide Strategieansätze werden mit dem gleichen, bundesweit einheitlichen Datensatz gesteuert. Es wurde aufgezeigt, dass die im Bereich sensitiver und stark versauerter Böden naheliegende Reduktion der Nutzungsintensität durch entsprechende Intensivierung der Nutzungsintensität auf sehr gut versorgten Standorten wenigstens teilweise kompensiert werden kann. Der auf der Basis statistisch abgesicherter Stoffbilanzen abgeleitete Umfang notwendiger Nährstoffrückführungen liegt im Bereich der durchschnittlichen bundesweiten Kalkungsintensität der vergangenen 35 Jahre.

Angesichts der Tatsache, dass Holz aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern (vgl. Köhl et al. 2018) durch Festlegung von CO_2 in Holzprodukten und durch Substitution fossiler Energieträger den effektivsten Beitrag terrestrischer Ökosysteme zur Minderung des Treibhauseffekts leistet und dieser durch Nutzungseinschränkung gemindert würde (Pistorius 2007), kann Nutzungsreduktion nicht uneingeschränkt als alleiniger Strategieansatz zum aktiven Nährstoffmanagement empfohlen werden. Deshalb stellt die Entscheidung, welcher Strategieansatz bei der Waldbewirtschaftung eingesetzt werden soll, ein komplexes Opti-

mierungsproblem dar und es sind dabei beide Ansätze, Nährstoffrückführung und Nutzungsreduktion, anhand ökologischer und ökonomischer Kriterien gegeneinander abzuwägen. Bei der Bewertung der hier vorgestellten Ergebnisse ist jedoch zu bedenken, dass damit lediglich die aktuellen Bilanzdefizite ausgeglichen werden. Das bedeutet, dass auf diesem Weg nur der aus der bisherigen Depositions- und Nutzungsgeschichte hervorgegangene Bodenzustand beibehalten wird. Der Anspruch, die Bodenqualität zu regenerieren, würde in den betroffenen Regionen den Handlungsbedarf erhöhen. Eher bodenschutzorientierte Vorgehensweisen zur Wiederannäherung an natürliche Bodenverhältnisse, wie sie z.B. mit einer regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung in Baden-Württemberg (von Wilpert et al. 2013), in Rheinland-Pfalz (Greve 2015) oder in Niedersachsen (Guckland et al. 2010) verfolgt werden, sind mit dem hier vorgestellten Bilanzansatz nicht erfasst. Andererseits wird aufgrund der naturräumlichen Gegebenheiten und aus weiteren Gründen der Bedarf für Bodenschutzkalkungen in anderen Bundesländern nicht so hoch eingeschätzt oder die Kalkung nur dann für notwendig erachtet, wenn die Ernährungssituation der Waldbäume als kritisch beurteilt wird (Schäff et al. 2016).

Zusammenfassend gilt, dass in Deutschland auf etwa drei Viertel der Fläche die natürlichen Bodenfunktionen durch die überwiegend anthropogen verursachte Bodenversauerung stark beeinträchtigt sind. Die im forstlichen Erfahrungswissen tief verankerte Annahme, dass die Holznutzung durch die geringe Größenordnung der mit ihr verbundenen Nährelementexporte in aller Regel durch die „nachschaffende Kraft“ der Böden getragen wird, trifft tendenziell auch heute noch zu. Aber die aufsummierte Wirkung der Depositionsgeschichte sowie Belastungen aus der historischen Waldbewirtschaftung, wie die Streunutzung, haben die Böden auf einem nicht unerheblichen Anteil der Waldfläche in Deutschland ausgelaugt, so dass dort auch die Nährelementexporte mit der Holznutzung problematisch werden. Allerdings bestehen trotzdem auf mindestens 12 % der Waldfläche Möglichkeiten, die Nutzungsintensität in Richtung Vollbaumnutzung zu erhöhen, ohne die Nährstoffnachhaltigkeit zu gefährden.

In diesem Bericht wurde eine große Bandbreite an Handlungsoptionen aufgezeigt und diskutiert. Es ist sicherlich unstrittig, dass angesichts des hohen Anteils negativer Nährstoffbilanzen ein deutlicher Handlungsbedarf besteht, wenn vermieden werden soll, dass die Waldbewirtschaftung den Nährstoffhaushalt zusätzlich zur Deposition von Stickstoff und Säuren belastet. Die regional differenzierten Projektergebnisse zeigen aber auch, dass es keinen für die gesamte Waldfläche Deutschlands einheitlichen Lösungsweg zur Steuerung der stofflichen Nachhaltigkeit geben kann, sondern regional optimierte Lösungen gewählt werden müssen, die auch standorts- und baumartenspezifische Besonderheiten berücksichtigen. Dies gilt insbesondere für die ca. 60 % BWI-Traktecken, an denen die Stoffbilanzen mehr oder weniger ausgeglichen sind, das heißt, sich die Bilanzen statistisch nicht signifikant von Null unterscheiden. Auf diesen Flächen ist der Ermessensspielraum der regional oder örtlich Verantwortlichen größer, ob und welche Maßnahmen einer aktiven Nachhaltigkeitssteuerung ergriffen werden sollen. Angesichts der in den Bundesländern und Forstbetrieben unterschiedlichen Randbedingungen und örtlichen Erfahrungen können der regional oder lokal gegebene Handlungsbedarf und die daraus abzuleitenden Maßnahmen des Nährstoffmanagements nur auf diesen Ebenen von den dort Verantwortlichen eingeschätzt

werden. Hierbei müssen z.B. höhere Nährstoffentzüge durch unterbaute Laubaumarten stärker berücksichtigt werden. Die kleinräumige Steuerung betrieblicher Maßnahmen muss letztlich an dem detaillierteren Datenbestand der Betriebsinventuren in den einzelnen Forstbetrieben erfolgen. Im Projekt konnte gezeigt werden, dass auf Betriebsebene ein analoger Datensatz mit sehr viel höherer räumlicher Auflösung erzeugt werden kann. Das Einpflegen von Betriebsinventurdaten und die Berechnung der Stoffbilanzen für alle Punkte der Betriebsinventuren mit den hier entwickelten Algorithmen sind mit vertretbarem Aufwand möglich.

Der in dem vorliegenden Projekt erarbeitete Datenbestand wird dem Thünen-Institut für Waldökosysteme in Eberswalde übergeben und dort gemeinsam mit den Daten der Bundeswaldinventur gehalten. So sind die Ergebnisse dieser Arbeit für die Nachhaltigkeitssteuerung auf regionaler Ebene bundesweit verfügbar. Wenn mit den hier vorgestellten, auf Monitoringdaten basierenden und statistisch bewerteten Bilanzierungen flächendeckend ein aktives Nährstoffmanagement verankert wird und in der Gesellschaft dadurch klar wird, dass die Forstwirtschaft aktiv die Nachhaltigkeit der Waldökosysteme erhält und in diese auch investiert, wird dies ein neues Vertrauen in die Forstwirtschaft schaffen.

15.6 Literaturverzeichnis

Aber, J., W. McDowell, K. Nadelhoffer, A. Magill, G. Berntson, M. Kamakea, S. McNulty, W. Currie, L. Rustad, I. Fernandez. 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems - hypotheses revisited. Bioscience 48 (11): 921-934.

Achat, D. L., C. Deleuze, G. Landmann, N. Pousse, J. Ranger, L. Augusto. 2015. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. Forest Ecology and Management 348: 124-141.

Ahrends, B., J. Böttcher, W. H. M. Duijnisveld. 2005. Auswirkungen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf die Stoffdeposition und die Grundwasserqualität in Nordwestdeutschland. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 62: 221-234.

Akselsson, C., O. Westling, H. Sverdrup, J. Holmqvist, G. Thelin, E. Uggla, E. Malm. 2007. Impact of harvest intensity on long-term base cation budgets in Swedish forest soils. Water, Air, and Soil Pollution Focus 7 (1-3): 201-210.

Albert, M., G. Leefken, R. Nuske, B. Ahrends, J. Sutmöller, H. Spellmann. 2016. Auswirkungen von klimatischer Unsicherheit auf die Forstplanung am Beispiel von vier Regionen im norddeutschen Tiefland. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 187 (9/10): 161-185.

Alewell, C., B. Manderscheid, H. Meesenburg, J. Bittersohl. 2000. Is acidification still an ecological threat? Nature 407: 856-857.

Amereller, K. 2016. Nährstoffschonende Biomassenutzung. LWF aktuell 1: 4-7.

Augustin, S., H. Bartens. 2001. Algorithmus zur Abschätzung der potentiell mobilleierbaren Schwefelmenge für saure Waldböden. Arbeitshefte Boden 2: 108-143.

Bauhus, J., J. Rock, H. Spellmann, M. Dieter, F. Lang, K. Richter, A. Bolte, S. Rüter, M. Bösch, S. Entenmann. 2017. Beiträge der Forst- und Holzwirtschaft zum Klimaschutz. AFZ/Der Wald 3: 10-14.

Baule, H., C. Fricker. 1967. Die Düngung von Waldbäumen. BVL Verlagsgesellschaft. München. 259 S.

Block, J., K. J. Meiwes. 2013. Erhaltung der Produktivität der Waldböden bei der Holz- und Biomassenutzung. In: Bachmann, G., W. König, J. Utermann: Bodenschutz – Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 4200, 1. Lfg. /13. 1-50.

Blume, H. P., G. W. Brümmer; U. Schwerdtmann, R. Horn, I. Kögel-Knabner, K. Stahr., K. Auerswald, L. Beyer, A. Hartmann, N. Litz, A. Scheinost, H. Stanjek, G. Welp, B. M. Wilke. 2000. Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage. Spektrum Verlag. Heidelberg, Berlin. 593 S.

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz). 2011. Waldstrategie 2020. Bonn. 36 S.

Bol, R.., D. Julich, D. Brödlin, J. Siemens, K. Kaiser, M. A. Dippold, S. Spielvogel, T. Zilla, D. Mewes, F. von Blanckenburg, H. Puhlmann, S. Holzmann, M. Weiler, W. Amelung, F. Lang, Y. Kuzyakov, K. H. Feger, N. Gottselig, E. Klumpp, A. Missong, C. Winkelmann, D. Uhlig, J. Sohrt, K. von Wilpert, B. Wu, F. Hagedorn. 2016. Dissolved and colloidal phosphorus fluxes in forest ecosystems – an almost blind spot in ecosystem research. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 179 (4): 425-438. DOI: 10.1002/jpln.201600079.

Borken, W., E. Matzner. 2004. Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 167 (3): 277-283.

Bormann, F. H., G. E. Likens. 1979. Pattern and Process in a Forested Ecosystem. Springer-Verlag. New York. 253 S.

Braun, S., V. F. D. Thomas, R. Quiring, W. Flückiger. 2010. Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. Environmental Pollution 158 (6): 2043-2052.

Busch, R., T. Hirth, A. Liese, S. Nordhoff, J. Puls, O. Pulz, D. Sell, C. Syldatk, R. Ulber. 2006. Nutzung nachwachsender Rohstoffe in der industriellen Stoffproduktion. Chemieingenieurtechnik 78(3): 219-228.

Dammann, I., J. Evers, U. Paar, J. Eichhorn. 2013. Ernährung von Buche und Kiefer in Nordwestdeutschland. AFZ/Der Wald 14: 4-10.

Ettl, R., A. Göttlein. 2017. Untersuchungen zu Langzeiteffekten der Ausbringung von Rinden-Aschen-Presslingen auf Sickerwasser- und Bodenchemie sowie ernährungskundliche Effekte auf einen Fichtenaltbestand im Oberpfälzer Wald. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 188 (3/4): 56-71.

Ettl, R., W. Weis, A. Göttlein. 2009. Rinden-Asche-Presslinge – ein Lösungsansatz für ein ökologisch verträgliches Ascherecycling? Forst und Holz 64 (1): 24-30.

Ettl, R., W. Weis, A. Göttlein. 2010. Laborversuch zur Bewertung von Organo-Asche-Presslingen und einem Kalk-Asche-Gemisch als mögliche Produkte für eine nährstoffliche Kreislaufwirtschaft in Wäldern. Forstarchiv 81: 12-20.

Flückiger, W., S. Braun. 2003. Critical limits for nutrient concentrations and ratios for forest trees – a comment. In: Achermann, B. & R. Bobbink: Empirical critical loads for nitrogen. Additional Documents – Working group presentations. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape. Bern. 273-280.

Flückiger, W., S. Braun. 2009. Nährstoffe im Wald lassen – oder recyclieren! Wald und Holz 9: 30-33.

Fürst, C., C. Lorz, F. Makeschin. 2007. Development of formerly deposition influenced forest systems considering Dübener Heide as an example and consequences for process-oriented forest management planning. Forest Ecology and Management 248: 6-16.

Gauer, J., F. Kroiher. 2012. Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. vTI Agriculture and Forestry Research, 359, 48 S.

Gauger, T., R. Köble, G. Smiatek. 1997. Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderer ECE-Länder. Teil 1: Deposition Loads. Institut für Navigation der Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes, 126 S.

Glatzel, G. 1991. The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. Fertilizer Research 27: 1-8.

Göttlein, A., K. Katzensteiner, A. Rothe. 2014. Standortsicherung im Kalkalpin – SicALP. Abschlussbericht zum Forschungsprojekt INTERREG BY/Ö J00183. Forstliche Forschungsberichte München 212, 172 S.

Graudal, L., U. B. Nielsen, E. Schou, B. Jellesmark, B. J. Thorsen, J. K. Hansen, N. S. Bentzen, V. K. Johannsen. 2013. Possibilities for sustainable increase of Danish produced woody biomass 2010-2100. Perspectives for the contribution of forests to the green conversion towards a bio-based economy. Department of Geosciences and Natural Resource Management, University of Copenhagen, 86 S.

Greve, M. 2015. Langfristige Auswirkungen der Waldkalkung auf den Stoffhaushalt. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz 73 (15), 333 S.

Grüneberg, E., K. von Wilpert, H. Meesenburg, J. Evers, D. Ziche, H. Andreae, N. Wellbrock. 2017. Was nützt die Waldkalkung? AFZ/DerWald 2: 15-17.

Guckland, A., B. Ahrends, U. Paar, I. Dammann, J. Evers, K. J. Meiwes, E. Schönfelder, T. Ullrich, M. Mindrup, N. König, J. Eichhorn. 2012. Predicting depth translocation of base cations after forest liming – results from long-term experiments. European Journal of Forest Research 131(6): 1869-1887.

Guckland, A., U. Paar, I. Dammann, J. Evers, K. J. Meiwes, M. Mindrup. 2011. Einfluss der Kalkung auf die Bestandesernährung. AFZ/Der Wald 6: 23-25.

Guckland, A., U. Paar, I. Dammann, J. Evers, K. J. Meiwes, E. Schönfelder, T. Ullrich, M. Mindrup, J. Eichhorn. 2010. Tiefenwirkung der Bodenschutzkalkung. AFZ/DerWald 24: 14-15.

Hagemann, H., G. Bilke, D. Murach, A. Schulte. 2008. Bilanzierung und Bewertung von Nährelemententzügen durch Vollbaumnutzungsstrategien bei der Kiefer (Pinus sylvestris) in Brandenburg. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 42: 16-25.

Hartmann, P., H. Buberl, H. Puhlmann, J. Schäffer, G. Trefz-Malcher, D. Zirlewagen, K. von Wilpert. 2016. Waldböden Südwestdeutschlands: Ergebnisse der Bodenzustandserhebungen im Wald von 1989-1992 und 2006-2008. Verlag Kessel. 328 S.

Hässig, J., S. Zimmermann, P. Waldner, O. Thees, R. Lemm. 2009. Ein Modell zur Bewertung des Nährstoffentzugs durch die Holzernte – Erste Auswertungen bei intensivierter Energieholznutzung im Schweizer Mittelland. In: Thees, O. & R. Lemm: Management zukunftsfähige Waldnutzung. 191-223.

Hauck, M., J. Zimmermann, J. Mascha, C. Dulamsuren, C. Bade, B. Ahrends, C. Leuschner. 2012. Rapid recovery of stem growth at reduced SO2 levels suggests a major contribution of foliar damage in the pollutant-caused dieback of Norway spruce during the late 20th century. Environmental Pollution 164: 132-141.

Helmisaari, H.-S., K. H. Hanssen, S. Jacobson, M. Kukkola, J. Luirod, A. Saarsalmi, P. Tamminen. 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. Forest Ecology and Management 261 (11): 1919-1927.

Heppelmann, J. B., E. R. Labelle, U. Seeling, S. Wittkopf. 2016. Evaluation the debarking efficiency of modified harvesting heads on European tree species. Proceedings of the 49th FORMEC Symposium, September 4-7, Warsaw, Poland, 49-52.

Hessenforst. 2014. Geschäftsanweisung 01/2014–C 15 Kompensationskalkung. 10 S.

Hildebrand, E. E. 1990. The spatial heterogeneity of chemical properties in acid forest soils and its importance for tree nutrition. Water, Air and Soil Pollution 54: 183-191.

Hildebrand, E. E. 1994. The Heterogeneous Distribution of Mobile Ions in the Rhizosphere of Acid Forest Soils: Facts, Causes, and Consequences. Journal of Environmental Science Health A 29 (9): 1973-1992.

Horn R., E. D. Schulze, R. Hantschel. 1989. Nutrient Balance and Element Cycling in Healthy and Declining Norway Spruce Stands. In: Schulze, E. D., O. L. Lange, R. Oren (Hrsg.): Forest Decline and Air Pollution. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), Vol 77, Springer, Berlin, Heidelberg, 444-455.

Huber, C., R. Baier, A. Göttlein, W. Weis. 2006a. Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 and 2004 after liming an N-saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany. Forest Ecology and Management 233: 11-20.

Huber, C., W. Weis. A. Göttlein. 2006b. Tree nutrition of Norway spruce as modified by liming and experimental acidification at the Höglwald site, Germany, from 1982 to 2004. Annales Forest Sciences 63: 861-869.

Hurmekoski, E., L. Hetemäki. 2014. Studying the Future of the Forest-Based Sector: Structural Changes towards Bioeconomy. In: A. Roos, D. Kleinschmit, A. Toppinen, S. Baardsen, B. H. Lindstad, & B. J. Thorsen (Hrsg.): Conference Proceedings Nordic Workshop "The forest sector in the bio-based economy – perspectives from policy and economic sciences", August 28-29, 2013, Uppsala/Sweden, 40-44.

Hüttl, R. F. 1989. Liming and fertilization as mitigation tools in declining forest ecosystems. Water, Air, and Soil Pollution 44: 93-118.

Hüttl, R. F., H. W. Zoettl. 1993. Liming as a mitigation too in Germany's declining forests – reviewing results from former and recent trials. Forest Ecology and Management 61: 325-338.

Janssen, A., J. Schäffer, K. von Wilpert, A. Reif. 2016. Flächenbedeutung der Waldkalkung in Baden-Württemberg. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 15: 5-15.

Klinck, U., P. Rademacher, B. Scheler, M. Wagner, S. Fleck, B. Ahrends, H. Meesenburg. 2012. Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. GeoBerichte 23: 163-174.

Knust, C., K. Schua, A. Göttlein, R. Ettl, T. Wolferstetter, K.-H. Feger. 2015. Compensation of nutrient losses resulting from the intensified use of woody biomass using bark-ash-pellets. In: Butler Manning, D., A. Bemmann, M. Bredemeier, N. Lamersdorf, C. Ammer, C. (Hrsg.): Bioenergy from dendromass for the sustainable development of rural areas. Wiley (Imprint) Inc., 269-286.

Köhl, M., T. Butarbutar, P. R. Neupane, V. Mues. 2018. Kann Tropenholz klimaneutral gerechnet werden? AFZ/Der Wald 10: 16-19.

Kong, T., D. Steffens. 1989. Bedeutung der Kalium-Verarmung in der Rhizosphäre und der Tonminerale für die Freisetzung von nichtaustauschbarem Kalium und dessen Bestimmung mit HCl. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 152 (4): 337-402.

Körner, C., R. Asshoff, O. Bignucolo, S. Hättenschwiler, S. G. Kell, S. Peláez-Riedl, S. Pepin. 2005. Carbon flux and growth in mature deciduous forest trees exposed to elevated CO2. Science 309: 1360-1362.

Kreutzer K. 1995. Effects of forest liming on soil processes. Plant and Soil 168-169: 447-470.

Kreutzer K., C. Beier, M. Bredemeier, K. Blanck, T. Cummins, E. P. Farrell, N. Lamerdorf, L. Rasmussen, A. Rothe, P. H. B. de Visser, W. Weis, T. Weiß, Y.-J. Xu. 1998. Atmospheric deposition and soil acidification in five coniferous forest ecosystems: A comparison of the control plots of the EXMAN sites. Forest Ecology and Management 101: 125-142.

Laubhann, D., H. Sterba, G. J. Reinds, W. de Vries. 2009. The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. Forest Ecology and Management 258 (8): 1751-1761.

Lemm, R., O. Thees, U. Hensler, J. Hässig, A. Bürgi, S. Zimmermann. 2010. Ein Modell zur Bilanzierung des holzerntebedingten Nährstoffentzugs auf Schweizer Waldböden. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 161 (10): 401-412.

Lundström, U. S., D. C. Brain, A. F. S. Taylor, A. W. van Hees, C. E. Geibe, S. J. M. Holmström, P.-A. Melkerud, R. Finlay, D. L. Jones, L. Nyberg, J. P. Gustafsson, G. Riise, L. Tau Strand. 2003. Effects of acidification and its mitigation with lime and wood ash on forest soil processes in southern Sweden. A joint multidisciplinary study. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 3(4): 167-188.

Meesenburg, H., B. Ahrends, S. Fleck, M. Wagner, H. Fortmann, B. Scheler, U. Klinck, I. Dammann, J. Eichhorn, M. Mindrup, K. J. Meiwes. 2016. Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation? Ecological Indicators 65: 103-112.

Meiwes, K. J., J. Ackermann, M. Mindrup, V. Stüber. 2011. GIS-gestütze Planung und Dokumentation von Bodenschutzkalkungen im Wald. AFZ/Der Wald 21: 32-34.

Meiwes, K. J., N. Asche, J. Block, R. Kallweit, C. Kölling, G. Raben, K. von Wilpert. 2008. Potenziale und Restriktionen der Biomassenutzung im Wald. AFZ/Der Wald 10-11: 598-603.

Mengel, K. 1991. Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Gustav Fischer Verlag Jena. 466 S.

Missong, A., R. Bol, S. Willbold, J. Siemens, E. Klumpp. 2016. Phosphorus forms in forest soil colloids as revealed by liquid-state 31P-NMR. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 179 (2): 159-167. DOI: 10.1002/jpln.201500119.

Mühlenhoff, J., R. Kajimura, N. Boenigk. 2014. Holzenergie in Deutschland – Status Quo und Potentiale. Agentur für Erneuerbare Energien e. V. (Hrsg.). 25 S.

MUNLV (Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-westfalen). 2001. Handbuch zur Dienstanweisung über die Bodenschutzkalkung in den Wäldern Nordrhein-Westfalens (Kalk 2000). RdErl. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz 31-03-00.00 vom 24.09.2001 (n.v.). http://waldkalkung.com/fileadmin/user_upload/2001_NRW_-010924_KALK_HB_Handbuch_Kalkung_NRW.pdf

NW-FVA (Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt). 2010. Merkblatt Bodenschutzkalkungen in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt. http://www.ml.niedersachsen.de/download/54111/Merkblatt_Bodenschutzkalkungen_fuer_Niedersachsen_und_Sachsen-Anhalt.pdf, 58 S.

Ouimet, R., J.-D. Moore, L. Duchesne, C. Camiré. 2013. Etiology of a recent white spruce decline: role of potassium deficiency, past disturbances, and climate change. Canadian Journal of Forest Research 43: 66-77.

Paar, U., J. Evers, I. Dammann, N. König, A. Schulze, M. Schmidt, E. Schönfelder, B. Scheler, T. Ullrich, J. Eichhorn. 2016. Waldbodenzustandsbericht für Hessen. Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 15, 456 S.

Paré, D., E. Thiffault. 2016. Nutrient budgets in forests under increased biomass harvesting scenarios. Current Forestry Reports 2: 81-91.

Pistorius, T. 2007. Die Bedeutung von Kohlenstoffbilanzen im Diskurs über die Einbindung der Forstwirtschaft in die nationale Klimapolitik. Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 255 S.

Pretzsch, H. 2009. Forest Dynamics, Growth and Yield: From Measurement to Model. Springer Verlag. Berlin. 664 S.

Pretzsch, H. 2016. Ertragstafel-Korrekturfaktoren für Umwelt- und Mischungseffekte. AFZ/DerWald 14: 47-50.

Pretzsch, H., P. Biber, G. Schütze, E. Uhl, T. Rötzer. 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. Nature Communications 5: 4967.

Pretzsch, H., R. Moshammer, J. Dieler, M. Böttcher, A. Göttlein, W. Weis, J. Block, J. Schluck, J. Gauer, U. Wunn. 2013. Entscheidungsstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte. Teil 1: Textteil Nährstoffbilanzen wichtiger Waldstandorte in Bayern und Rheinland-Pfalz. 204 S.

Reich, P. B., J. Oleksyn. 2004. Global patterns of plant leaf N and P in relation to temperature and latitude. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 101 (30): 11001-11006.

Reid, C., S. A. Watmough. 2014. Evaluating the effects of liming and wood–ash treatment on forest ecosystems through systematic meta-analysis. Canadian Journal of Forest Research 44: 867-885.

Reif, A., E.-D. Schulze, J. Ewald, A. Rothe. 2014. Waldkalkung - Bodenschutz contra Naturschutz? Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 14: 5-29.

Richter, A., G. H. Adler, M. Fahrak, W. Eckelmann. 2007. Erläuterungen zur nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000000 (BÜK 1000 N, Version 2.3). Hannover. 53 S.

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, 42: 93-100.

Riek, W., A. Russ, D. Kühn. 2015. Waldbodenbericht Brandenburg. Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE II und BZE IIa. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 60, 172 S.

Riek, W., U. Talkner, I. Dammann, M. Kohler, K. J. Meiwes, A. Göttlein. 2016. Waldernährung. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Thünen Report, 245-291.

Riek, W., U. Talkner, I. Damman, M. Kohler, K. J. Meiwes, A. Göttlein. 2017. Situation der Waldernährung in Deutschland. AFZ/DerWald 2: 31-34.

Römheld, V., E. A. Kirkby. 2010. Research on potassium in agriculture: needs and prospects. Plant and Soil 335 (1): 155-180.

Rothe, A., K. H. Mellert. 2004. Effects of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in southern Bavaria, Germany. Water, Air, and Soil Pollution 156: 337-355.

Rüping, U. 2009. Wasserschutz im Wald: Betriebswirtschaftliches Bewertungskonzept und institutionelle Umsetzungsinstrumente. Schriften zur Forst- und Umweltökonomie, 34. J.D. Sauerländer's Verlag. Frankfurt am Main. 256 S.

Russ, A., W. Riek, J. Martin. 2011. Zustand und Wandel der Waldböden Mecklenburg-Vorpommerns: Ergebnisse der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung in Mecklenburg-Vorpommern. Mitteilungen aus dem forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern 9, 108 S.

Saarforst. 2013. Konzept zur Bodenschutzkalkung des Staatsforstes im Saarland. http://www.saarforst-saarland.de/images/stories/Konzept_Waldkalkung_Saarland_082013.doc, 13 S.

SachsenForst. 2010. Leitfaden forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten Graupa 21, 58 S.

Schaap, M., R. J. Wichink Kruit, C. Hendriks, R. Kranenburg, A. Segers, P. Builtjes, S. Banzhaf, T. Scheuschner. 2015. Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009. Project No. (FKZ) 3712 63 240-1, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. 82 S.

Schäff, T., C. Kölling, W. Weis. 2016. Nährstoffmängel und deren Kompensation. LWF aktuell 108 (1): 20-23.

Schäffer, J., V. Geißen, R. Hoch, K. von Wilpert. 2001. Waldkalkung belebt Böden wieder. Allgemeine Forstzeitschrift 56 (21): 1106-1109.

Schulze, E. D., O. Frör, D. Hessenmöller. 2016. Externe ökologische Folgen von Flächenstilllegungen im Wald. AFZ/DerWald 15: 24-26.

SRU. 2015. Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem: Sondergutachten Sachverständigenrat für Umweltfragen. Berlin. 560 S.

Stetter, U. 2010. Bodenschutzkalkung? Fraget die Bäume: Umfangreiche Daten zur Waldkalkung eröffnen einen anderen Blickwinkel auf das Thema Kalkung. LWF aktuell 75: 25-27.

Sucker, C., H. Puhlmann, D. Zirlewagen, K. von Wilpert, K. H. Feger. 2009. Bodenschutzkalkungen in Wäldern zur Verbesserung der Wasserqualität – Vergleichende Untersuchungen auf Einzugsgebietsebene. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 53 (4): 250-262.

Sutton, M. A., O. Oenema, J. W. Erisman, A. Leip, H. van Grinsven, W. Winiwarter. 2011. Too much of a good thing. Nature 472 (7342): 159-161.

Sverdrup, H., G. Thelin, M. Robles, I. Stjernquist, J. Sörensen. 2006. Assesing nutrient sustainability of forest production for different tree species considering Ca, Mg, K, N and P at Björnstorp Estate, Sweden. Biogeochemistry 81: 219-238.

Thiffault, E., K. D. Hannam, D. Paré, B. D. Titus, P. W. Hazlett, D. G. Maynard, S. Brais. 2011. Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests – A review. Environmental Reviews 19: 278-309.

Türk, S., M. Gülpen, S. Fink. 1993. Aufnahme, Transport und Verbleib von Calcium und Magnesium in Fichten (Picea abies [L.] Karst.) und Kiefern (Pinus silvestris L.) bei unterschiedlicher Ernährung und Schadstoffbelastung. Forstwissenschaftliches Centralblatt 112: 191-208.

Ulrich, B. 1983. Soil acidity and its relations to acid deposition. In: B. Ulrich & J. Pankrath (Eds.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel Publishing Company, Dortrecht, 127-143.

Ulrich, B. 1986. Natural and anthropogenic components of soil acidification. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 149 (6): 702-717.

Ulrich, B. 1987. Stability, Elasticity, and Resilience of Terrestrial Ecosystems with Respect to Matter Balance. In: Schulze, E.D. & H. Zwölfer: Potentials and Limitations of Ecosystem Analysis. Ecol. Stud., 61. Springer. Berlin, Heidelberg. 11-49.

Vadeboncoeur, M. A., S. P. Hamburg, R. D. Yanai, J. D. Blum. 2014. Rates of sustainable forest harvesting depend on rotation length and weathering of soil minerals. Forest Ecology and Management 318 (15): 194-205.

Vonderach, C, K. von Wilpert. 2015. Protokoll der „Roundtable"-Diskussion während des Expertenworkshops „Nährstoffnachhaltigkeit von Holzernte". Unveröffentlicht, 3 S.

von Wilpert, K. 2003. Drift des Stoffhaushalts im Fichten-Düngeversuch Pfalzgrafenweiler. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 174 (2/3): 21-30.

von Wilpert, K. 2008. Waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten des Stoffumsatzes von Waldökosystemen: Am Beispiel von Buchen- und Fichtenvarianten der Conventwald-Fallstudie. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 40, 237 S.

von Wilpert, K. 2015. Restriktionen zum Einbringen von Materialien in Waldböden. Beiträge Forum Boden – Gewässer – Altlasten 15: 36-50.

von Wilpert, K., B. Bösch, P. Bastian, D. Zirlewagen, F. Hepperle, S. Holzmann, H. Puhlmann, J. Schäffer, G. Kändler, U. H. Sauter. 2011. Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzepte für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 87, 155 S.

von Wilpert, K., P. Hartmann, H. Puhlmann, P. Schmidt-Walter, H. Meesenburg, J. Müller, J. Evers. 2016a. Bodenwasserhaushalt und Trockenstress. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Thünen Report, 343-386.

von Wilpert, K., P. Hartmann, J. Schäffer. 2013. Regenerationsorientierte Bodenschutzkalkung, FVA Merkblatt 54, 39 S.

von Wilpert, K., P. Hartmann, J. Schäffer. 2016b. Quality control in a wood ash re-cycling concept for forests. VGB PowerTech 4: 64-72.

von Wilpert, K., E. E. Hildebrand. 1997. Kalium-Mangel in Wäldern durch selektive Kaliumverarmung von Aggregatoberflächen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 85 (1): 449-452.

von Wilpert, K., M. Lukes. 2003. Ecochemical effects of Phonolite rock powder, Dolomite and Potassium sulfate in a spruce stand on an acidified glacial loam. Nutrient Cycling in Agroecosystems 65: 115-127.

von Wilpert, K., C. Vonderach, D. Zirlewagen. 2015. EnNa – a project for sustainable harvesting wooden biomass. VGB PowerTech 7: 83-88.

Vos, C., A. Don, R. Prietz, A. Heidkamp, A. Freibauer. 2016. Field-based soil-texture estimates could replace laboratory analysis. Geoderma 267: 215-219.

Wang, H.-Y., Q.-H. Shen, J.-M. Zhou, J. Wang, C.-W. Du, X.-Q. Chen. 2011. Plants use alternative strategies to utilize nonexchangeable potassium in minerals. Plant and Soi, 343 (1): 209-220.

Weis, W., E. Dietz, A. Göttlein, W. Häusler, C. Kölling, K. H. Mellert, A. Rothe, G. Rücker, T. Seifert. 2009a. Erstellung von Nährstoffbilanzen für die Staatswaldflächen in Bayern als Grundlage einer nachhaltigen Biomassenutzung. Abschlussbericht zu einem Forschungs- und Entwicklungsvorhabens der Bayerischen Staatsforsten, 51 S.

Weis, W., C. Huber, A. Göttlein. 2001. Regeneration of Mature Norway Spruce Stands: Early Effects of Selective Cutting and Clear Cutting on Seepage Water Quality and Soil Fertility. In: Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceedings of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy. The Scientific World 1 (S2): 493-499.

Weis, W., A. Göttlein. 2012. Nährstoffnachhaltige Biomassenutzung. LWF aktuell 90: 44-47.

Weis, W., A. Gruber, C. Huber, A. Göttlein. 2009b. Element concentrations and storage in the aboveground biomass of limed and unlimed Norway spruce trees at Höglwald. European Journal of Forest Research 128 (5): 437-445.

Weis, W., C. Kölling, T. Schäff. 2016. Kronennutzung aus nährstoffkundlicher Sicht. LWF aktuell 108: 16-19.

Weis, W., V. Rotter, A. Göttlein. 2006. Water and element fluxes during the regeneration of Norway spruce with European beech: Effects of shelterwood-cut and clear-cut. Forest Ecology and Management 224: 304-317.

Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa. 2016b. Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Report 43, 558 S.

Wellbrock, N., A. Lauer, N. Eickenscheidt, J. Höhle, J. Evers, B. Ahrends, C.-G. Schimming, H.-D. Nagel, W. Riek, K. J. Meiwes, H. Meesenburg. 2016a. Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Report 43: 75-134.

Yanai, R. D., J. J. Battles, A. D. Richardson, C. A. Blodgett, D. M. Wood, E. B. Rastetter. 2010. Estimating Uncertainty in Ecosystem Budget Calculations. Ecosystems 13: 239-248.

16 Danksagung

An dieser Stelle möchten wir uns herzlichst bei allen bedanken, die am Projekt „Energieholznutzung und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa)" beteiligt waren oder es unterstützt haben. Eine derart umfangreiche Arbeit wäre ohne die Hilfe so vieler Mitwirkender nicht möglich gewesen.

Unser besonderer Dank gilt Dr. Karl-Josef Meiwes, der mit seiner Vision, eine standortgerechte Biomassenutzung unter Erhaltung der natürlichen Nährstoffressourcen in Deutschland zu konzipieren, ein wesentlicher Initiator des Projektes war.

Das Projekt konnte nur mithilfe einer umfänglichen Förderung realisiert werden, welche das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) im Rahmen des Förderprogramms "Nachwachsende Rohstoffe" ermöglichte. Besonders danken möchten wir MD Clemens Neumann, der als Mentor am BMEL das Projekt mit regem Interesse begleitet und unterstützt hat. Unser Dank richtet sich auch an die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., die als Projektträgerin des BMEL die Projektarbeit unbürokratisch und entgegenkommend betreut und alle während des Projektablaufs notwendigen Nachjustierungen zeitnah und den Projekterfordernissen gemäß umgesetzt hat.

Für die weitreichende Datenbereitstellung und die enge Zusammenarbeit bei allen notwendigen Schritten der Datenharmonisierung möchten wir den Vertretern der folgenden Landeseinrichtungen herzlich danken: Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz; Hessen-Forst mit dem *Servicezentrum Forsteinrichtung und Naturschutz* (FENA); Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein; Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie; Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen, Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt; Niedersächsische Landesforsten; Landesforstbetrieb Sachsen-Anhalt; Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen; Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde und Forstverwaltung Baden-Württemberg. Karten zu den Böden und zur Geologie Deutschlands wurden uns von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe zur Nutzung überlassen. Daten aus den Messnetzen der BZE und dem ICPForest-Monitoring (Level II) wurden vom Thünen-Institut für Waldökosysteme in Eberswalde und dem BMEL zur Verfügung gestellt. Deutschlandweite Depositionsdaten wurden vom Umweltbundesamt bereitgestellt.

Weitere, für die Projektarbeit überaus wertvolle Daten wurden von Wissenschaftlern verschiedener Forschungseinrichtungen zur Nutzung überlassen. Besonders danken möchten wir Prof. Dr. Dr. h.c. Hans Pretzsch und Ralf Moshammer (beide Technische Universität München, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde), Dr. Joachim Block und Julius Schuck (beide Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz) sowie Dr. Reinhard Stock (Deutsche Bundesstiftung Umwelt), die umfangreiche Daten zu Nährstoffkonzentrationen in Baumkompartimenten zur Verfügung stellten, welche im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projektes „Entscheidungsstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte“ (Az. 25966-33/0) erarbeitet wor-

den waren. Für die Projektarbeit wertvolle meteorologische und hydrologische Daten und Modellergebnisse wurden außerdem von der Forschergruppe des Waldklimafonds-Projektes „Waldproduktivität – Kohlenstoff – Klimawandel“ (WP-KS-KW) zur Verfügung gestellt. Hierfür möchten wir Raphael Benning (Staatsbetrieb Sachsenforst), Dr. Dietmar Zirlewagen (Interra Büro für Umweltmonitoring) sowie Paul Schmidt-Walter (Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt) herzlich danken.