

Forschungsvorhaben: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung

Ergebnisbericht (FKZ: 22015407)

Förderung durch: BMELV über die FNR

Laufzeit des Vorhabens: 01. 07. 2008 – 30. 06. 2011

Zuwendungsempfänger: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstr. 2
D-37079 Göttingen

Unterauftragnehmer: Universität Göttingen, Büsgen-Institut
Abteilung: Molekulare Holzbiotechnologie &
Technische Mykologie
Büsgenweg 2
D- 37077 Göttingen
Projektleiter: Prof. Dr. S. Kharazipour

INHALTSVERZEICHNIS

Inhaltsverzeichnis	I
Zusammenfassung	1
<u>Bericht Teil I</u>	
1. Einleitung (<i>H. Spellmann</i>)	3
2. Indikatoren zur standörtlichen Bewertung der intensiven Biomassenutzung im Wald – eine Literaturauswertung (<i>K.J. Meives, M. Mindrup</i>)	5
2.1. Vorbemerkungen und Grundlagen	5
2.2. Indikator Zuwachs	7
2.3. Indikator Baumernährung	11
2.4. Standörtliche Indikatoren	12
2.4.1. Indikator Stoffbilanz	12
2.4.2. Indikator Nährstoffentzugsindex (Bodenvorrat / Entzug)	16
2.4.3. Biomassequotient	21
2.5. Folgerungen	22
3. Biomasseschätzfunktionen von Fichte (<i>Picea abies L.</i>), Kiefer (<i>Pinus sylvestris L.</i>), Buche (<i>Fagus sylvatica L.</i>), Eiche (<i>Quercus robur</i> und <i>petraea L.</i>) und Douglasie (<i>Pseudotsuga menziesii L.</i>) für Nordwestdeutschland (<i>S. Rumpf, J. Nagel, M. Schmidt</i>)	25
3.1. Vorbemerkungen	25
3.2. Material und Methoden	27
3.2.1. Datengrundlage	27
3.2.2. Erfassung der oberirdischen Biomasse der Bäume	30
3.2.3. Datenergänzung bei Einzelbäumen	38
3.2.4. Verfahren zur Ermittlung von Biomassefunktionen	42
3.3. Ergebnisse	44
3.3.1. Fichte	44
3.3.2. Buche	61
3.3.3. Eiche	77
3.3.4. Kiefer	93
3.3.5. Douglasie	111

4. Elementgehalte in Baumkompartimenten von Fichte (<i>Picea abies</i> L.), Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i> L.), Buche (<i>Fagus sylvatica</i> L.), Eiche (<i>Quercus robur</i> und <i>petraea</i> L.) und Douglasie (<i>Pseudotsuga menziesii</i> L.)	125
<i>(P. Rademacher, E. Schönfelder, K.J. Meiwes)</i>	
4.1. Vorbemerkungen	125
4.2. Methodik	126
4.2.1. Probenahme und Probenvorbereitung	126
4.2.2. Chemische Analytik	128
4.2.3. Statistische Auswertung	128
4.3. Ergebnisse und Diskussion	129
4.3.1. Vergleich der Elementgehalte in den Baumkompartimenten	129
4.3.2. Vergleich der Baumarten	130
4.3.3. Beziehungen zwischen den Kompartimenten	137
4.3.4. Einfluss von Alter, BHD und bodenchemischen Parametern	140
4.4. Folgerungen	153
5. Simulation von Elemententzügen in Beständen der Baumarten Fichte (<i>Picea abies</i> L.), Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i> L.), Buche (<i>Fagus sylvatica</i> L.) und Douglasie (<i>Pseudotsuga menziesii</i> L.) (Nordwestdeutschland)	155
<i>(S. Rumpf, J. Nagel, K.J. Meiwes)</i>	
5.1. Vorbemerkungen	155
5.2. Methodik	156
5.2.1 Integration der entwickelten Biomassefunktionen und Elementkonzentration in den ForestSimulator BWINPro Version 7.5	156
5.2.2 Simulation von Beständen	162
5.3. Ergebnisse	164
5.3.1 Biomassen	164
5.3.2 Nährelemente	166
6. Fehlerabschätzung bei der Ermittlung der Elemententzüge aus Waldökosystemen	173
<i>(B. Ahrends, H. Meesenburg, K.J. Meiwes, P. Rademacher)</i>	
6.1. Einleitung	173
6.2. Material und Methoden	174
6.2.1. Nährstoffaufnahme	174

6.2.2 Sensitivitätsanalysen	174
6.2.3 Versuchsdesign	176
6.3. Ergebnisse und Diskussion	180
6.3.1. Sensitivitätsindices	180
6.3.2. Unsicherheitsbetrachtungen	184
6.4. Folgerungen und Ausblick	185
7. Regionalisierung der Elementvorräte in Waldböden Nordwestdeutschlands	187
<i>(B. Abrends, K.J. Meiwes, J. Evers)</i>	
7.1. Einleitung	188
7.2. Material und Methoden	189
7.2.1. Datenzusammenstellung	189
7.2.2. Datenaufbereitung	189
7.2.3. Prüfung auf Ausreißer	192
7.3. Ergebnisse und Diskussion	194
7.4. Folgerungen und Ausblick	207
8. Modellgestütztes Bewertungsverfahren der Vollbaumnutzung	209
<i>(B. Abrends, K.J. Meiwes, H. Spellmann)</i>	
8.1. Einleitung	209
8.2. Modellierungsansatz	211
8.2.1. Bewertungssystem	211
8.2.2. Nährstoffvorräte im Boden	212
8.2.3. Nährstoffzufuhr	215
8.2.4. Nährstoffentzüge	216
8.2.5. Schwellenwerte der Nährstoffentzugsindices	217
8.3. Anwendungsbeispiel	220
8.3.1. Untersuchungsgebiet	220
8.3.2. Datengrundlagen und -aufbereitung	221
8.3.3. Ergebnisse und Diskussion	222
8.4. Folgerungen und Ausblick	227
9. Schlussfolgerungen	229
<i>(H. Spellmann, K.J. Meiwes, J. Nagel)</i>	
10. Literaturverzeichnis	235
11. Anhang	263

Bericht Teil II*(A. Kharazipour, M. Granoszewski, R. Kraft)*

1 Einleitung	307
1.1 Zielsetzung und Vorgehensweise	308
2 Material und Methoden	310
2.1 Untersuchungsmaterial	310
2.2 Geräteverwendung	310
3 Ergebnisse	312
3.1 Alter der Waldbestände	312
3.2 Rindenanteile der untersuchten Waldrestholzsortimente	312
3.3 Chemische Analysen	314
3.4 Ergebnisse und Schlussfolgerungen der chemischen Analytik	315
3.4.1 Extraktstoffanalyse	315
3.4.2 Ligninbestimmung	325
3.4.3 Pentosanbestimmung und Hemicellulosegehalte	326
3.4.4 Bestimmung des Asche- und Silikatgehaltes	329
4 Herstellung des Spanmaterials	331
4.1 Physikalische Eigenschaften des Spanmaterials	331
4.1.1 Analyse der Spangrößenverteilung	331
4.1.2 Bestimmung der Schüttdichte	332
5 Herstellung der Spanplatten im Labormaßstab	334
5.1 Herstellung der Spanplatten im Pilotmaßstab	335
6 Herstellung von MDF im Labormaßstab	337
7 Herstellung von Waldrestholzbriketts	338
8 Werkstoffprüfung der Spanplatten	340
8.1 Ergebnisse der Werkstoffuntersuchungen	341
8.2 Bestimmung der Rohdichte (DIN EN 323)	341
8.3 Bestimmung der Biegefestigkeit und des E-Moduls (DIN EN 310)	343
8.4 Bestimmung der Querzugfestigkeit (DIN EN 319)	346
8.5 Bestimmung der Abhebefestigkeit (DIN EN 311)	347
8.6 Bestimmung der Dickenquellung (DIN EN 317)	348
8.7 Bestimmung des Formaldehydgehalts (DIN EN 120)	349
8.8 Bestimmung der Formaldehydemission (EN 717-3)	351

9 Werkstoffprüfung der MDF	353
9.1 Bestimmung der Rohdichte (DIN EN 323)	353
9.2 Bestimmung der Biegefestigkeit und des E-Modul (DIN EN 310)	354
9.3 Bestimmung der Querzugfestigkeit (DIN EN 319)	354
9.4 Bestimmung der Dickenquellung (DIN EN 317)	354
9.5 Bestimmung des Formaldehydgehalts und der Formaldehydemission	355
9.5.1 Perforatormethode (DIN EN 120)	355
9.5.2 Flaschenmethode (DIN EN 717-3)	356
10 Prüfung Waldrestholzbriketts	357
10.1 Bestimmung des Rindengehalts	357
10.2 Partikelanalyse	358
10.2.1 Bestimmung der Partikelverteilung (Siebanalyse)	358
10.2.2 Bestimmung der Schüttdichte	359
10.2.3 Aschegehalt (Glühverlust)	359
10.2.4 Mechanische Festigkeit (Reibungsverlust)	360
10.2.5 Brenn- und Heizwert	361
11 Zusammenfassung	362
11.1 Herstellung von Spanplatten im Labor- und Pilotmaßstab	363
11.1.1 Physikalische und chemische Eigenschaften des Ausgangsmaterials	363
11.1.2 Spanplattenherstellung und mechanisch technologische Eigenschaften	363
11.2 Herstellung von MDF	364
11.3 Herstellung von Briketts aus Waldrestholz	364
12 Literaturverzeichnis	365
13 Anhang	367

Zusammenfassung

Um nachhaltige Nutzungskonzepte für Waldrestholz zu entwickeln, wurden im Rahmen des vom BMVEL geförderten Forschungsvorhaben „Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung“ Biomasse- und Nährelementinventuren für die Hauptwirtschaftsbaumarten durchgeführt. Als Grundlage für die standörtliche Bewertung der Vollbaumnutzung wurden die in der Literatur beschriebenen Ansätze gesichtet und auf ihre Anwendbarkeit geprüft (Kapitel 2 im Bericht Teil 1). Zur Schätzung der Biomassen und der Elementgehalte wurden in einer repräsentativen Erhebung in Nordwestdeutschland die oberirdischen Teile der Bäume getrennt nach den Kompartimenten Derbholz ohne Rinde, Rinde des Derbholzes, Äste 1 bis 7 cm, Reisig und Nadeln vermessen, beprobt und chemisch analysiert. Die auf Basis von Volumen- und Dichtemessungen basierenden Biomassen der einzelnen Kompartimente wurden mit Hilfe statistischer Modelle als Funktion leicht erfassbarer bzw. leicht modellierbarer Baumerkmale, wie dem Brusthöhendurchmesser (BHD) oder der Baumhöhe beschrieben (Kapitel 3). Die Elementgehalte in den verschiedenen Baumkompartimenten wurden zu Bestandes- und Standortseigenschaften in Beziehung gesetzt, um ihre Relevanz für die Modellierung der Elementexporte mit der Holzernte zu prüfen (Kapitel 4). Aus der Kombination von Biomassen und Elementgehalten ergaben sich Nährlementexportraten, die mit Hilfe des ForstSimulators, exemplarisch für Modellbestände der Hauptwirtschaftsbaumarten mit Hilfe von regelbasiert formulierten waldbaulichen Bewirtschaftungskonzepten berechnet wurden (Kapitel 5). Der Einfluss von Baumvolumen, Kompartimentanteilen, Holzdichten und Elementgehalten auf den Elementexport wurde mittels Sensitivitätsanalysen untersucht, um Möglichkeiten für eine Verbesserung der Schätzung des Elementexportes aufzuzeigen (Kapitel 6). Für die standörtliche Bewertung der Vollbaumnutzungen wurden die Bodenvorräte an verfügbaren Nährstoffen den

Nährstoffexporten gegenübergestellt. Dazu wurde ein statistisches Modell zur Beschreibung der pflanzenverfügbaren Nährelementvorräte für die Wälder in Nordwestdeutschland entwickelt (Kapitel 7). Außerdem wurden für die Elemente Kalium, Calcium und Magnesium Schwellenwerte des Nährstoffentzugsindexes, dem Quotient aus Bodenvorrat dividiert durch Nährstoffexport, festgelegt und exemplarisch für das Waldgebiet niedersächsischer Harz angewandt. Die Auswertung ergab ein räumlich hoch aufgelöstes differenziertes Bild, das für einzelne Bestände und Standorte die Möglichkeiten und Grenzen einer nachhaltig vertretbaren Vollbaumnutzung kleinräumlich darstellt. Die Karte ist auf der Ebene der Forstbetriebe als Entscheidungshilfe anwendbar (Kapitel 8). Abschließend werden in dem Bericht die Ergebnisse der Untersuchungen zusammengefasst, und es werden die Schlussfolgerungen für die Beratung der forstlichen Praxis sowie zur Verbesserung der vorgestellten Entscheidungshilfen erläutert (Kapitel 9 im Bericht Teil 1).

Die Untersuchungen zur weiteren Nutzung des Kronenrestholzes ergaben, dass die oberirdische Baumbiomasse mit Ausnahme der Nadeln und des Feinreisigs (< 2 cm) für die stoffliche Verarbeitung in der Holzwerkstoffindustrie in Frage kommt. Im Teil 2 des Berichts wird dargelegt, welche Möglichkeiten mit diesem Material bei der Produktion von Spanplatten und Mitteldichten Faserplatten (MDF) bestehen. Die Rindenanteile der untersuchten Waldrestholzsortimente lagen bei der Verarbeitung zwischen 8,8 und 28 %. Sie sind bei Eichensortimenten erwartungsgemäß deutlich höher als bei Buchensortimenten.

Das Waldrestholz lässt sich problemlos zur Spanplattenherstellung verwenden, wobei sich die Waldrestholzanteile vorteilhaft, da reduzierend, auf die Formaldehydabgabe und negativ auf die Festigkeitseigenschaften auswirken. Das Waldrestholz der Baumarten Buche und Eiche sollte in größeren Anteilen lediglich in die Mittelschicht der Spanplatten eingebracht werden, da der Staub von Buche und Eiche im Verdacht steht Krebs auszulösen. Eine Verwendung von rindenhaltigen Waldresthölzern zur Herstellung von MDF erscheint unrealistisch, weil sich kaum geeignete Fasern gewinnen lassen und sich der erhöhte Asche- und Silikatgehalt der Rindenanteile sich ungünstig auf die Standzeit des Refiners auswirkt. Im Sinne einer Kaskadennutzung lassen sich die bei der stofflichen Verwertung von Waldrestholz anfallenden Feinanteile und Produktionsreste zur Herstellung von Waldrestholzbriketts nutzen, die hinsichtlich ihres Brenn- und Heizwertes den relevanten Normen genügen. Die in den Untersuchungen hergestellten Briketts lagen in ihren Aschegehalten unter denen von marküblichen Briketts.

Bericht Teil I

1. Einleitung

Hermann Spellmann

Die Globalisierung der Rohstoff- und Warenmärkte und die zunehmende Verknappung fossiler Rohstoffe stellen die deutsche Forst- und Holzwirtschaft vor neue Herausforderungen. Sie haben zu einer steigenden Rohholznachfrage und zum Aufbau neuer Produktionskapazitäten und Verwertungslinien für die stoffliche und energetische Nutzung geführt. Im globalen Wettbewerb konnten sich die Wirtschaftszweige des Clusters Forst und Holz erfolgreich auf den internationalen Märkten positionieren. Die deutsche Forst- und Holzwirtschaft nimmt heute im europäischen Vergleich sowohl hinsichtlich der Holzproduktion als auch hinsichtlich der Holzverwendung Spitzensätze ein.

Zur Sicherung dieser Spitzensetzungen werden der Forst- und der Holzsektor durch die Politik unterstützt. Die 2002 verabschiedete Charta für Holz hat eine verstärkte Nutzung heimischen Holzes zum Ziel, zugunsten von Klima, Lebensqualität, Innovationen und Arbeitsplätzen. Von Regierungsseite wird aber auch die energetische Nutzung von Holz über das Erneuerbare Energien Gesetz (EEG 2009 incl. Novelle 2011) und das Erneuerbare-Energien-Wäremegesetz (EEWärmeG 2009/2011) gefördert. Holz als nachhaltiger und CO₂-neutraler Rohstoff bietet zahlreiche Möglichkeiten zur Wärme- und Stromerzeugung. Es wird mit minimalem Einsatz an Betriebsmitteln und Energie erzeugt und hat dementsprechend eine besonders gute Ökobilanz (Wiss. Beirat für Agrarpolitik beim BMELV 2007).

Der Anteil der energetischen Holznutzung an der gesamten Holzverwendung ist von 24 % im Jahre 2002 (13,1 Mio. m³) auf 43 % im Jahre 2008 (54,7 Mio. m³)

gestiegen (MANTAU et al. 2004; MANTAU 2008). Diese Zunahme trug wesentlich dazu bei, dass der Anteil der erneuerbaren Energien am Endenergieverbrauch in Deutschland auf 9,5 % im Jahre 2008 gesteigert werden konnte. Etwa 3,5 % entfielen auf Energieholz (BMU 2009). Neueste Prognosen sagen für 2030 einen Anteil von 54 % energetischer Holznutzung an einem dann auf 153,3 Mio. m³ gestiegenen Holzbedarf (Rohholz, Altholz, Landschaftspflegeholz) voraus (MANTAU et al. 2010). Diese Entwicklung ist auch im Zusammenhang mit der angestrebten Senkung der CO₂-Freisetzung aus fossilen Energieträgern für den Klimaschutz und dem Verzicht auf die Nutzung der Atomenergie zu sehen.

Zur Sicherung der Rohholzversorgung besteht für die Forstwirtschaft grundsätzlich die Möglichkeit, neben den bisher konventionellen Stammholz- und Industrieholzsortimenten zusätzlich bisher ungenutzte Waldrestholzsortimente zu vermarkten. Ihr Anteil belief sich in der Vergangenheit auf ca. 20-40 % an der Gesamtmasse der entnommenen Derbholzvorräte. Beim Waldrestholz handelt es sich um Derbholz aus dem Kronenbereich und qualitativ minderwertige Sortimente, die bisher keiner wirtschaftlichen Nutzung zugeführt wurden, sondern im Wald verblieben. Das Derbrestholz der Baumkronen ist nährstoffreicher als das übrige Holz. Werden darüber hinaus im Zuge einer Vollbaumnutzung auch die Äste, das Feinreisig und die Blätter bzw. Nadeln genutzt, also die gesamte oberirdische Biomasse, so sind die Nährstoffexporte aus dem Wald besonders hoch. Diese Exporte sind aber nur solange mit dem Prinzip der Nachhaltigkeit zu vereinbaren, wie diese Nährstoffentzüge aus der Verwitterung des geologischen Ausgangssubstrates bzw. durch die Zufuhr von Nährstoffen (Einträge, Kalkung) kompensiert werden und die Bodenfruchtbarkeit gewahrt bleibt.

Für eine standörtlich vertretbare Vollbaumnutzung fehlt es einerseits noch an Grundlagenwissen und andererseits an geeigneten Nutzungskonzepten für die forstbetriebliche Umsetzung. Außerdem besteht noch Klärungsbedarf hinsichtlich der Nutzungsmöglichkeiten der oberirdischen Baumbiomasse für die Holzwerkstoffindustrie.

Ziel des Projektes ist es daher, für die Forstwirtschaft standorts- und bestandesbezogene Entscheidungshilfen zur Nutzung von Waldrestholzsortimenten zu entwickeln (Teil 1 des Berichts) und für die Holzwerkstoffindustrie Verwertungsmöglichkeiten der in ihrer Qualität minderwertigen Waldresthölzer bei der Produktion von Spanplatten und Mitteldichten Faserplatten (MDF) aufzuzeigen (Teil 2 des Berichts). Die Untersuchungen beziehen sich auf die Hauptbaumarten Fichte (*Picea abies*), Kiefer (*Pinus sylvestris*), Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), Buche (*Fagus sylvatica*) und Eiche (*Quercus robur*).

2. Indikatoren zur standörtlichen Bewertung der intensiven Biomassenutzung im Wald – eine Literaturauswertung

Karl Josef Meiwes und Michael Mindrup

2.1. Vorbemerkungen und Grundlagen

Für die standörtliche Bewertung der intensivierten Biomassenutzung und für die Ausarbeitung von Empfehlungen an die Forstbetriebe ist es sinnvoll, sich zu vergegenwärtigen, dass die Waldökosysteme offene Systeme sind. Die sozioökonomischen und ökologischen Randbedingungen sind schwer vorhersagbar sind und können ebenso, wie die ökosysteminternen Prozesse, einen nicht linearen Verlauf nehmen.

Wie variabel die sozioökonomischen Randbedingungen sein können, mag ein Blick zurück auf die letzten hundert Jahre verdeutlichen. Die Waldbewirtschaftung war in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts durch zwei Weltkriege mit ihren wirtschaftlichen und sozialen Verwerfungen geprägt. In ärmeren Regionen bildete um 1900 die Streunutzung Teil der nach damaligen Maßstäben zu bezeichnenden „ordnungsgemäßen“ Waldbewirtschaftung. Ab den 1950-er Jahren gab es Versuche, über Düngung das standörtliche Potential und damit die Holzproduktion zu steigern, was in den heutigen alten Bundesländern an den niedrigen Holzpreisen scheiterte, während in den heutigen neuen Bundesländern weiterhin auf die Düngung gesetzt wurde. In den alten Bundesländern kam es in den 1970 und 1980-er Jahren aufgrund der hohen Schwefeleinträge zum

Phänomen des sauren Regens und der neuartigen Waldschäden, während in den neuen Bundesländern weite Regionen zusätzlich mit basischen Stäuben überzogen wurden, was die Bodenvorräte an verfügbarem Calcium und Kalium erhöhte und die versauernde Wirkung des gleichzeitig eingetragenen Schwefels teilweise gepuffert hat. In den neuen Bundesländern hat mit dem Umbruch in der Wirtschaft als Folge der Wiedervereinigung bzw. Eintritt der ehemaligen DDR in den westdeutschen und europäischen Wirtschaftsraum sich das Emissionsgeschehen verändert und damit der Stoffeintrag in die Wälder schlagartig, nicht linear also, abgenommen. Seit den 1950 Jahren und dem vermehrten Einsatz von Stickstoffdünger und den zunehmenden Emissionen von Stickoxiden aus dem Industrie- und dem Verkehrssektor sowie von Ammoniak aus der Landwirtschaft erhalten die Wälder eine Stickstoffdüngung aus der Luft, die die bisherigen Praktiken der Düngung des Waldes weit in den Schatten stellt. Selbst der Einbruch der Wirtschaft der ehemaligen DDR hat bezogen auf die heutige Bundesrepublik Deutschland den Stickstoffeintrag nicht deutlich absinken lassen.

Die ökologischen Randbedingungen werden maßgeblich von den Ökosystembilanzen der Nährstoffe sowie der Alkalinität bestimmt. Nur wenn Nährstoffe in ausreichendem und ausgewogenem Maße zur Verfügung stehen, kann Biomasse nachwachsen. Nicht ausgeglichene Nährstoffbilanzen zeigen an, dass ein System sich nicht im Gleichgewicht und somit nicht in einem stabilen Zustand befindet. Dabei bleibt offen, ob die Destabilisierung langsam und kontinuierlich verläuft oder ob Sprünge auftreten, wie es beim Auftreten der „neuartigen Waldschäden“ der 1980-er Jahre der Fall war. Die luftgetragene Deposition von Nährstoffen hatte einen maßgeblichen Einfluss auf die Nährstoffbilanzen, sie hat ihn heute immer noch und wird wahrscheinlich auch in Zukunft wichtig bleiben. Mit der Intensivierung der Biomassenutzung wird lediglich eine Größe der Nährstoffbilanz verändert. Der Nährstoffentzug mit der Biomasse ist auch von den anderen Bilanzgrößen abhängig; als Beispiel seien die hohen Stickstoff bedingten Zuwachsralten genannt, die wiederum einen relativ hohen Bedarf der Bäume an anderen Nährstoffen nach sich ziehen. Dadurch kann Wachstumslimitierung durch andere Nährstoffe als dem Stickstoff eintreten. Wichtig in diesem Zusammenhang ist, ob die Waldbestände unter diesen Bedingungen eines unausgeglichenen Nährstoffangebotes an Stabilität einbüßen. Ist das der Fall, ist zu fragen, ob die Stabilität durch Nährstoffrückführung oder – zufuhr in die Systeme erreicht werden kann. Eine weitere Frage ist, ob Nährstoffdefizite, die bei konventioneller Nutzung und/oder bei intensiverer Biomassenutzung auftreten, durch Nährstoffrückführung ausgeglichen werden sollen.

Weitere ökologische Randbedingungen ergeben sich aus der Biodiversität und deren Funktion für Ökosysteme und den Menschen. Diese Randbedingungen sind weniger scharf umrissen oder definiert als die Randbedingungen, die durch die

Nährstoffkreisläufe gesetzt werden, gleichwohl sind sie von großer Bedeutung (RIFFELL et al. 2011).

Zu den sozioökonomischen Randbedingungen gehört heute, dass es einen breiten gesellschaftlichen Konsens gibt, wie Wald- und Forstwirtschaft nachhaltig betrieben wird. In Gesetzen, politischen Programmen sowie Zertifizierungsrichtlinien ist der Rahmen vorgegeben. In Bezug auf die Intensivierung der Biomassenutzung werden Grenzen formuliert, die sich an den Vorstellungen von Nachhaltigkeit, wie sie in der Gesellschaft formuliert werden, orientieren (STUPAK et al. 2008). Sie sind heterogen wie die Gesellschaft selbst und zeitlich variabel.

Der zeitliche Horizont von vielen Jahrzehnten entspricht dem Lebenszyklus des Waldes. Betrachtungen zur standörtlichen Nachhaltigkeit bauen auf diesem Zeitgerüst auf, sie dürfen jedoch nicht die kurzfristigen Perspektiven der sozio-ökonomischen und teilweise auch der ökologischen Randbedingungen außer Acht lassen.

In Bezug auf die Intensivierung der Biomassenutzung lässt sich die Leistungsfähigkeit von Waldökosystemen mittels Indikatoren beschreiben; diese geben Hinweise darauf, wie stabil die Systeme sind, wie weit sie sich bei einer Belastung z.B. infolge der Biomassenutzung vom gegenwärtigen Zustand entfernen (Elastizität) und ob sie nach Abklingen einer Belastung wieder in den Ausgangszustand (Resilienz) zurückkehren können.

Aus der Sicht des Nährstoffhaushaltes sind Stoffbilanzen der Waldökosysteme, die Vorräte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen im Boden und der Ernährungszustand der Bestände wichtige Indikatoren. Aus betriebswirtschaftlicher Sicht ist der erwartete Zuwachs für die Bewertung der intensiven Biomassenutzung ein weiterer wichtiger Indikator. Der Zuwachs ist ebenso wie der Ernährungszustand ein Merkmal des Bestandes selbst, während die Nährstoffbilanzen und Nährstoffvorräte im Boden einen Teil der „Umwelt“ des Bestandes darstellen und das standörtliche Potenzial beschreiben.

2.2. Indikator Zuwachs

Die Nutzung von Kronenbiomasse führt im Vergleich zur konventionellen Stammholznutzung zu einem überproportionalen Nährstoffentzug. Wie sich im konkreten Fall die Verfügbarkeit der Nährstoffe und damit auch die Produktivität der Standorte entwickelt, ist schwer zu prognostizieren. Im Allgemeinen besteht jedoch Einigkeit darüber, dass bei länger anhaltenden Nutzung der nährstoffreichen Kronenbiomasse negative Auswirkungen auf den Boden und dessen Produktivität zu erwarten sind.

Gestützt wird diese Meinung auf die historische Erfahrung der Waldnutzung vor der Zeit der Nutzung der Steinkohle als Energieträger, auf Erfahrungsberichte und wissenschaftliche Untersuchungen zur Streunutzung aus dem 20. Jahrhundert, auf Düngeversuche sowie auf gezielte Versuche zur Vollbaumnutzung.

Historische Waldbilder sowie Berichte über die Devastierung der Wälder aus vorindustrieller Zeit sind gemeinhin bekannt (KÜSTER 1998). Während die standörtliche Interpretation der Ursachen für dieses Erscheinungsbild häufig im Nachhinein erfolgte, gibt es zu den Wirkungen der Streunutzung, bei der große Nährstoffmengen dem Wald entnommen werden, zeitgenössische Beschreibungen und Untersuchungen. So führt WIEDEMANN (1935) im ostdeutschen Tiefland das schlechte Wachstum streugenutzen Kiefernbestände auf verringerten Humusgehalt, hohe Bodenfestigkeit und damit ungünstiges Wasserspeichervermögen zurück. Die streugenutzten Bestände hatten ein um 35 % verringertes Höhenwachstum im Vergleich zu „streugeschonten“ Beständen. FIEDLER et al. (1962) haben eine Versuchsanlage zur Streunutzung bearbeitet, die 1912 in der Nähe von Cottbus angelegt wurde. In der Kontroll-Variante betrug der durchschnittliche jährliche Gesamtazuwachs der Kiefern 3,5 fm/ha, in der Variante „halb entnommene Streu“ 3,2 fm/ha und in der Variante „ganz entnommene Streu“ 2,6 fm/ha (Fall 1 in Abb. 2.1). In der letztgenannten Behandlung war es also zu einem Zuwachsrückgang von 26 % gekommen. FIEDLER et al. (1962) konnten nachweisen, dass das verringerte Wachstum vor allem an der unzureichenden Stickstoffversorgung lag.

In einem Versuch mit einer *Pinus radiata*-Plantage in der Region von New South Wales, Australien, wurde von TURNER und LAMBERT (2011) die Streunutzung dazu verwandt, den Einfluss der Nährstoffentnahme auf den Zuwachs zu simulieren (Fall 2 in Abb. 2.1). Zu Beginn des Versuchs betrug das Alter der Plantage 11 Jahre. Über einen Zeitraum von 14 Jahren wurde der Streufall entfernt. Der mittlere jährliche Volumenzuwachs in der Variante mit der Entfernung des Streufalls war im 14. Jahr um 9 % geringer als in der Kontrolle. Durch diese Behandlung waren 559 kg N/ha, 68 kg P/ha, 323 kg Ca/ha, 91 kg Mg/ha und 243 kg K/ha entnommen worden.

Die für Nordwestdeutschland wichtigsten Informationen aus der jüngeren Vergangenheit zur Wirkung der Entnahme von Auflagehumus und Schlagabbaum finden sich bei OTTO (2000). Um nach dem Sturmwurf von 1972 eine schnelle Bestandesbegründung zu ermöglichen, waren auf großer Fläche Schlagabbaum und Auflagehumus abgeschoben worden, und es war zum Teil gepflügt und geeggt worden; dies hat zu sichtbaren Zuwachsverlusten geführt – neben den Stubben-/Humuswällen war das Wachstum deutlich besser. Bei der Vollbaumnutzung sind die Nährstoffentnahmen deutlich geringer als bei der geschilderten Schlagabbaum- und Bodenbehandlung auf den ehemaligen 1972-er Sturmwurfflächen, dennoch

sollte man in der Diskussion um die Intensivierung der Biomassenutzung diese Erfahrungen aus Niedersachsen nicht aus dem Auge verlieren.

Die Untersuchungsergebnisse zur Vollbaumnutzung im Rahmen von Kahlschlägen zeigen, dass bei dieser Nutzungsform in den Folgebeständen durchaus erhebliche Ertragseinbußen zu erwarten sind. In Abb. 2.1 sind die Ergebnisse von den bekannten Untersuchungen zusammengefasst; dabei beziehen sich die Angaben zur Zuwachsänderung durch Vollbaumnutzung, je nach Verfügbarkeit der Informationen in den Publikationen, auf das Wachstum der Höhen, der Grundflächen und der Volumina. Die Länge der Beobachtungszeiträume dieser Versuche reichte von 13 bis zu 31 Jahren. In einem Fall, in Finnland, gab es keinen Einfluss auf den Zuwachs von Kiefern (Fall Nr. 5 in Abb. 2.1), in den anderen vier Versuchen mit Sitkafichte (Fall 3 und 5, PROE und DUTCH 1994 und PROE et al. 1996) und Kiefer (Fall 4, EGNELL 2011, Fall 6 [Loblolly pine] SCOTT und DEAN 2006) reichten die Zuwachsminderungen durch Vollbaumnutzung im Vergleich zur konventionellen Stammholznutzung von 15 – 32 %. In der längsten Beobachtungsreihe von 31 Jahren (Fall 4 in Abb. 2.1) konnte EGNELL (2011) anhand des Höhenzuwachses zeigen, dass der Minderzuwachs in der Variante Vollbaumnutzung gegenüber der konventionellen Nutzung vor allem im Alter 8 - 12 Jahre erfolgte. Danach waren die Wachstumsraten in beiden Varianten gleich. Dieser Befund unterstreicht, dass lange Beobachtungsreihen erforderlich sind, um den Einfluss von intensiver Biomassenutzung auf den Zuwachs beurteilen zu können; die vorliegenden Ergebnisse beziehen sich nur auf die Kultur- und Jugendphase der Bestände.

Im Gegensatz zu Haupt- und Endnutzungen wird bei einzelnen Durchforstungen relativ wenig Derbholz geerntet, und es fällt verhältnismäßig wenig nährstoffreiches Nichtderbholz an. Dementsprechend ist mit einem geringeren Einfluss auf den Zuwachs des verbleibenden Bestandes zu rechnen. Von den drei in Abb. 2.1 aufgeführten Untersuchungen erfüllen zwei diese Erwartung, die Versuchsserie in Dänemark (Fall Nr. 8, NORD-LARSEN 2002) und die in Skandinavien (Fall Nr. 9, JACOBSON et al 2000, HELMISAARI et al. 2011). Demgegenüber reagierten die Fichten in der Versuchsserie in Österreich (Fall Nr. 10 in Abb. 2.1, STERBA et al. 2003) mit Zuwachsminderungen in einer Größenordnung, wie sie bei den oben aufgeführten Kahlschlagversuchen Fall Nr. 2 und 3 auftraten.

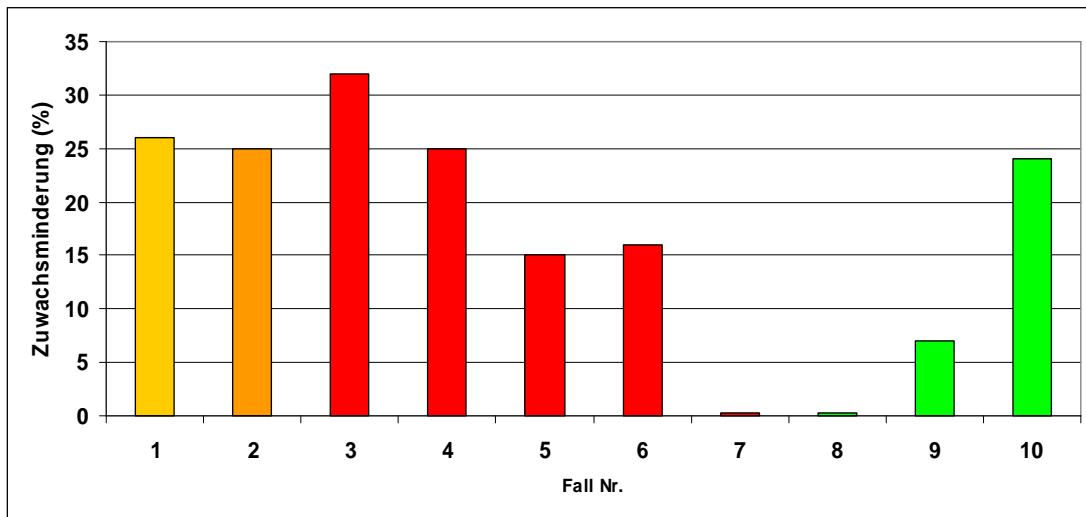


Abbildung: 2.1: Zuwachsverluste nach Streunutzung (gelb), im Folgebestand nach Kahlschlag und Vollbaumnutzung im Vergleich zu konventioneller Nutzung (rot, Fall 2 – 5) und im verbleibenden Bestand nach Durchforstungen und Vollbaumnutzung im Vergleich zu konventioneller Stammholznutzung (grün, Fall 6 - 8)

In den oben genannten ertragskundlichen Versuchen wurden zur Klärung der Ursachen der Veränderungen des Wachstumsverhaltens Untersuchungen zum bodenchemischen Zustand durchgeführt. Bezuglich bodenchemischer Daten wurden nach Vollbaumnutzung verringerte Gehalte an austauschbarem Kalium, Calcium und Magnesium im Auflagehumus bzw. oberen Mineralboden gefunden (ROSENBERG und JACOBSON 2004, JACOBSON et al. 2000, BELANGER et al. 2003). Auch in den von SAARSALMI et al. (2010) untersuchten zwei Kiefernbeständen, bei denen es bis zum Alter 22 Jahre keine Wachstumsreaktion auf die Nutzungsintensität beim Kahlschlag des Vorbestandes gab, hatten auf einem der beiden untersuchten Standorte die Ca- und P-Vorräte im Auflagehumus abgenommen.

Aus den aufgeführten Untersuchungsergebnissen ist zu folgern, dass Wachstumsminderungen nach Vollbaumnutzung auftreten und dass sie mit dem Nährstoffentzug, der sich in verringerten Elementgehalten bzw. Vorräten im Boden äußert, in Verbindung gebracht werden können. Diese Beziehungen sind zwar gesichert, jedoch ist das Reaktionsvermögen des Wachstums der Bestände sehr variabel. Auch sind die Zusammenhänge zu dem Entzug einzelner Nährstoffe nicht eindeutig, insbesondere dort, wo das Stickstoffangebot durch luftbürtigen Eintrag relativ hoch ist. Im Gegensatz zu den peripheren Regionen in Europa, in denen Stickstoff der wachstumsbegrenzende Faktor ist (TAMM 1991), ist im mehr zentralen Bereich Europas mit seinen hohen Stickstoffeinträgen nicht klar, welches unter den jeweiligen standörtlichen Bedingungen der wachstumsbegrenzende Nährstoff ist (FLÜCKINGER et al. 2011). Dies erschwert im Detail die standörtliche

Beurteilung der Vollbaumnutzung, auch bei der hier vorliegenden Untersuchung in Nordwestdeutschland.

2.3. Indikator Baumernährung

Beim Zuwachs wie auch beim Ernährungszustand handelt es sich um Eigenschaften des Bestandes. Ein optimaler Ernährungszustand ist eine Voraussetzung für hohe Zuwachsraten und für die Stabilität der Bestände. Ähnlich wie die Zuwachsraten kann sich auch nach intensiver Biomassenutzung der Ernährungszustand verschlechtern. Dieser wird durch die Elementgehalte in den Blattorganen beschrieben.

In den oben genannten Publikationen zu Zuwachsveränderungen wurden zum Teil auch Ergebnisse aus Ernährungsuntersuchungen präsentiert. Unter Bedingungen relativ geringen Stickstoffangebotes wurden nach intensiver Nutzung häufig verringerte Stickstoffgehalte in den Blattorganen beobachtet. Dies gilt für die Streunutzung mit der gemeinen Kiefer in der Lausitz von FIEDLER et al. (1962) wie auch in dem Versuch von TURNER und LAMBERT (2011) mit der Monterey-Kiefer (*Pinus radiata*) in Australien.

Auch nach Vollbaumnutzung im Rahmen von Endnutzungen wie auch im Rahmen von Durchforstungen wird von verringerten Stickstoffgehalten in den Nadeln berichtet. In Südschweden wurden nach Kahlschlag in einem Versuch mit Fichten und einem mit Kiefern nach Vollbaumnutzung nach 8 – 10 Jahren in der Vollbaumvariante vergleichsweise geringe Stickstoffgehalte in den Nadeln gefunden (OLSEN et al. 2000), nach 16 – 18 und 22 – 24 Jahren war dies nicht zu beobachten. Ca, Mg und Mn zeigten nach 16 – 18 Jahren geringere Gehalte. Nach 22 – 24 Jahren waren die Behandlungseffekte auf den Ernährungszustand mit Ausnahme von Fichte-Ca-K geringer. Die Ergebnisse zeigen, dass es wichtig ist, den Verlauf der Reaktion der Bäume, in diesem Fall der Ernährung lange zu beobachten. Die Ursachen für den Verlauf der Gehalte der einzelnen Elemente sind vielfältig. Als Einflussgrößen kommen der Bedarf der Bäume im Laufe der Zeit, veränderte Deposition luftgetragener Stoffe, Größe des durchwurzelten Bodenraumes und andere Faktoren in Frage. Im Gegensatz zu den Ergebnissen aus Südschweden wurden in zwei Versuchen mit Kiefern in Finnland keine Effekte der Vollbaumnutzung auf den Ernährungszustand gefunden; eine Ausnahme bildeten die Elemente Bor und Mangan, die in je einem Versuch in der Variante Vollbaumnutzung niedrigere Werte aufwiesen; in einem der beiden Versuche waren die Stickstoffgehalte in der Variante Vollbaumnutzung höher als in der Kontrolle (SAARSALMI et al. 2000). Im Gegensatz zu End- bzw. Hauptnutzungen wird bei Durchforstungen vergleichsweise wenig Biomasse entnommen. Aber auch nach Durchforstungen mit Vollbaumernte wurde in Österreich zum Teil ein Rückgang der Stickstoff- und Phosphorgehalte in Fichtennadeln beobachtet

(STERBA 1988). In Dänemark nahmen in einem von zwei Versuchen mit Fichte die Gehalte von Phosphor ab (NORD-LARSEN et al. 2002). Insgesamt zeigen die Versuche zur Vollbaumnutzung, dass der Ernährungszustand der Bestände sich in der Regel nicht verbessert, sondern gleich bleibt oder sich gar verschlechtert. Die Reaktionen des Ernährungszustandes verhalten sich also ähnlich wie die Reaktionen des Zuwachses.

2.4. Standörtliche Indikatoren

Theoretisch lässt sich die Nutzung von Biomasse dann als nachhaltig bezeichnen, wenn die Elementbilanzen der genutzten Waldökosysteme im räumlich-zeitlichen Mittel ausgeglichen und die Vorräte an verfügbaren Nährstoffen im Boden konstant sind. Unter der Bilanz ist in diesem Sinne zu verstehen: Nährstoffeintrag durch Verwitterung, durch luftgetragenen Eintrag und gegebenenfalls durch Zufuhr im Rahmen von Bewirtschaftungsmaßnahmen, Nährstoffexport durch die Nutzung der Biomasse und den Austrag im Sickerwasser. Gasförmige Ein- und Austräge können hier außer Acht gelassen werden, da sie für die standörtliche Beurteilung der intensiven Biomassenutzung eine untergeordnete Rolle spielen. Ist die Bilanz für einen Nährstoff negativ, ist eine Verarmung des Bodens an diesem Nährstoff zu erwarten. Neben der Stoffbilanz ist als weiterer standörtlicher Indikator der Vorrat an verfügbaren Nährstoffen im Boden zu nennen.

2.4.1. Indikator Stoffbilanz

Stoffbilanzen sind theoretisch als Indikator gut geeignet. Sie geben an, in welche Richtung sich ein System bewegt (z.B. Abnahme der Calcium-Vorräte) und, wenn man die Stoffvorräte mit berücksichtigt, wie schnell sich das System zu einem Grenzpunkt bewegt, z.B. wann die Calciumvorräte rechnerisch erschöpft sind (siehe ULRICH et al. 1975, KREUTZER 1979, SVERDRUP et al. 2006). Praktisch ist die Erstellung von Stoffbilanzen sehr aufwändig, weshalb sie in der Regel nur auf ausgewählten Flächen, denen des Intensiven Monitorings, ermittelt werden. Hinsichtlich der Messverfahren und Modellierungen sind die Bilanzen sehr komplex. Deshalb ist eine Quantifizierung der Fehler verhältnismäßig schwierig. KLINCK et al. (2012) charakterisieren die Varianz der Bilanzen in Niedersachsen anhand der interannuellen Streuung von Deposition und Sickerwasseraustrag, die in der 20 Jahre währenden Messperiode ermittelt wurde. Eine weitere Möglichkeit der Schätzung von Fehlermöglichkeiten besteht in der Betrachtung der Größe Flussraten und ihrer Verhältnisse zu einander. In der Untersuchung von KLINK et al. (2012) waren beim Calcium die Aufnahmeraten im Zuwachs doppelt so hoch wie die Raten in der Deposition und um den Faktor 10 höher als die Raten der Verwitterung in den Böden aus basenarmen Silikatgesteinen. Beim Magnesium war der Sickerwasseraustrag der quantitativ wichtigste Fluss, während beim Kalium

die Raten der Verwitterung über denen der Aufnahmen im Zuwachs und diese wiederum höher als die Raten der Deposition und des Sickerwasseraustrages lagen. Für die Beurteilung der Kalumbilanz ist also die Richtigkeit der K-Verwitterungsrate von besonderer Bedeutung. Aus dem Untersuchungsraum Niedersachsen sind zwei Fälle bekannt, in denen verschiedene Verfahren zur Ermittlung der Verwitterungsraten angewandt wurden. Im Falle eines Fichtenbestandes im Solling kamen WESSELINK et al. (1994) aufgrund von Langzeitextraktionsexperimenten im Labor auf K-Verwitterungsraten von 0,25 kmol_c K/ha/a (9,75 kg K/ha/a) und auf Basis einer Profilbilanz (0-60 cm) mit ZrO als Tracer auf 0,2 kmol_c K/ha/a (7,8 kg K/ha/a), während KLINCK et al. (2012) mit dem Modell PROFILE auf 0,15 kmol_c K/ha/a (5,85 kg/ha/a) kamen. Im niedersächsischen Tiefland wurden von DULTZ (2001) Kaliumverwitterungsraten in Geschiebesanden mittels der Profil-Bilanzierungsmethode (ZrO) und dem Modell PROFILE verglichen; hier waren die Diskrepanzen größer; nach der Profil-Bilanzierungsmethode betrugen die Kaliumverwitterungsraten bezogen auf 1 m Bodentiefe 0,75 kg K/ha/a, nach der PROFILE-Modellierung waren es 1,3 kg K/ha/a. Im ersten Fall WESSELINK et al. (1994) sowie KLINCK et al. (2012) reichten die Differenzen zwischen den Verfahren von 2 bis 4 kg K/ha/a, im zweiten Fall (DULTZ 2001) betrug die Differenz 0,55 kg K/ha/a. Für einen Standort in Nord-Schweden kamen KLAMINDER et al. (2011) bei einem Vergleich von sieben verschiedenen Verfahren zur Ermittlung der Verwitterungsraten für Kalium auf Raten von 4 ± 4 kg K/ha/a (Mittelw. \pm Standardabweichung). Diese Unsicherheiten in der Bestimmung der Verwitterungsraten von Kalium, wie sie von WESSELINK et al. (1994) und DULTZ (2011) beschreiben wurden, können für die Verhältnisse in Nordwestdeutschland als akzeptabel gelten, solange der Kaliumernährungszustand der Waldbestände gut ist und sich keine akute Verschlechterung abzeichnet. Sobald jedoch Standorte mit schwächerer Kalium-Ausstattung in die intensive Biomassenutzung mit einbezogen werden sollen, wird die Frage der Kaliumverwitterungsraten präziser beantwortet werden müssen.

Die Bilanzen geben Auskunft, in welche Richtung sich gegenwärtig der Stoffhaushalt bewegt. Inwieweit die heute erstellten Bilanzen für die Zukunft Gültigkeit haben, hängt davon ab, in welchem Maße die Stoffflüsse zeitlich variabel sind und inwieweit ein Stoff andere beeinflusst. Solche Stoffe, die im Boden als Anion mobil sind, z. B. Nitrat, beeinflussen den Transport kationischer Stoffe, z.B. Calcium. Schwefel ist in diesem Zusammenhang ein schulbuchmäßiges Beispiel. Er wurde über einen Zeitraum von einigen Jahrzehnten in hohen Raten Luft getragen deponiert und wird infolge der langsamen Auflösung des gespeicherten anorganischen Schwefels an vielen Standorten den Sickerwasseraustrag von Calcium, Magnesium und Kalium noch über einen langen Zeitraum maßgeblich bestimmen. Man kann annehmen, dass die gegenwärtig in Nordwestdeutschland erhobenen Stoffbilanzen der letzten 10 Jahre für die nächsten zwei bis drei Jahrzehnte Gültigkeit haben. Die hohen Einträge basischer Stäube während der

Periode der 1970/80-er Jahre und deren abruptes Ende gegen 1990 in den neuen Bundesländern Deutschlands sind ein weiteres Beispiel für die zeitlich begrenzte Gültigkeit einer einzelnen Komponente der Stoffbilanz von Waldökosystemen.

Von den Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen, die zum Teil im Europäischen Forstlichen Umweltmonitoring (FOREST FOCUS, FUTMON) betrieben wurden, liegen Bilanzen der letzten 20 Jahre vor (KLINCK et al. 2012). Auf Standorten mit basenarmen Silikatgestein als Ausgangsmaterial sind in der Regel die Bilanzen des Calciums negativ, die des Magnesiums zum Teil negativ, zum Teil ausgeglichen, und die des Kaliums während der letzten 10 Jahre bis auf einen Fall ausgeglichen. Beim Calcium reichen die austauschbaren Vorräte im Boden selbst bei der konventionellen Derbholznutzung rechnerisch nur ein bis zwei Umtriebszeiten. Das bedeutet, dass hier selbst bei der Derbholznutzung langfristig Calcium zugeführt werden muss, damit die Bilanzen ausgeglichen sind. In Nordwestdeutschland sind auf Standorten mit basenarmen Silikatgestein als Ausgangsmaterial der Bodenbildung auf Grund der Mineralzusammensetzung die Calcium-Verwitterungsraten gering. Deshalb kommt der Calcium-Deposition aus der Luft eine besondere Bedeutung zu. In Sachsen-Anhalt war diese, insbesondere in der Dübener Heide, in den 1970-er Jahren exorbitant hoch und hatte dort zu einer deutlichen Aufbasung der Böden geführt (MARQUARDT und BRÜGGERMANN 1995; MARQUARDT et al. 1996, ERHARD und FLECHSIG 1998). In Niedersachsen und Hessen waren in den 1970-Jahren die luftgetragenen Einträge von gelöstem Calcium im Vergleich zu Sachsen-Anhalt niedrig, jedoch waren sie früher ebenfalls höher als heute; die Bestände deckten einen großen Teil ihres Bedarfs aus der luftgetragenen Deposition gelösten Calciums ab. Der staubförmige Eintrag von Calcium in die Waldökosysteme ist heute in Mittel- und Nordeuropa vermutlich von untergeordneter Bedeutung (LEQUY et al. 2012). Auf Standorten mit basenreichem Silikatgestein als Ausgangsmaterial der Bodenbildung wie Basalt oder Diabas ist anzunehmen, dass die Calciumverwitterungsraten ausreichend hoch sind (BRUMME et al. 2009).

Auch die Magnesiumbilanzen sind auf den niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsflächen mit silikatarmem Ausgangsgestein bereits bei der Derbholznutzung negativ. Magnesium wird am Austauscher weniger stark gebunden als Calcium und unterliegt deshalb relativ stärker der Auswaschung mit dem Sickerwasser.

Die Kaliumbilanzen sind in der Regel bei der Nutzung des Derbholzes ausgeglichen. Die Kaliumgehalte in den Mineralen sind im Allgemeinen hoch und die Verwitterungsraten hoch genug, um eine ausreichende Kaliumnachlieferung sicherzustellen. Auf die Frage der Genauigkeit der Bestimmung der Kalium-Verwitterungsraten wurde oben eingegangen.

Die Stickstoffbilanzen sind im Allgemeinen positiv. Die jährlichen luftbürtigen Stickstoffeinträge in der Kronentraufe reichen von ca. 10 – 15 kg N/ha bis 35 kg

N/ha. In der Vergangenheit war Stickstoff der Nährstoff, der in der Regel das Wachstum begrenzte. In naher Zukunft ist entsprechend den politischen Vorgaben ein leichter Rückgang der Stickstoffeinträge zu erwarten, allerdings werden auch dann die Stickstoffeinträge vermutlich noch ausreichend hoch sein, um zu positiven Bilanzen zu führen. Selbst wenn der Einsatz von Stickstoffdüngern aufgrund hoher Energiepreise sich verringern sollte, ist es fraglich, ob auf großer Fläche die luftgetragenen Stickstoffeinträge unterhalb von 10 – 15 kg/ha/a liegen werden und Stickstoffmangel das Wachstum begrenzen wird.

Die Schwefelbilanzen sind gegenwärtig negativ. Durch die hohen Einträge der jüngsten Vergangenheit sind die Schwefelvorräte in den Böden im Vergleich zu den Entzügen mit der Biomasse hoch, so dass vorerst keine Engpässe zu erwarten sind.

Beim Phosphor geben die Bilanzen wenig Information hinsichtlich der Möglichkeiten der Intensivierung der Biomassenutzung. Der luftbürtige Eintrag von Phosphor ist vernachlässigbar klein, ebenfalls der Sickerwasseraustrag von anorganischem Phosphat (ILG 2009). Hinsichtlich der Freisetzung von Phosphor durch Verwitterung aus Mineralen sowie der Umwandlungen von Phosphor aus langsam löslichen in leichter lösliche amorphe Substanzen (HEDLEY et al. 1982, RICHTER et al. 2006) liegen für Nordwestdeutschland gegenwärtig wenig Daten und Informationen vor (KHANNA et al. 2007).

Die Bäume nehmen die Nährstoffe als Kationen (z.B. K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+) und Anionen (NO_3^- , SO_4^{2-}) auf. Da die Bilanz von Kationen und Anionen ausgeglichen sein muss, geben sie bei einem Kationenüberschuss über die Wurzeln Protonen (H^+) ab. Da Stickstoff sowohl als Kation (NH_4^+) wie auch als Anion (NO_3^-) aufgenommen werden kann und Stickstoff im Vergleich zu den anderen Elementen in höheren Mengen von den Bäumen benötigt wird, hängt die Abgabe von Protonen hauptsächlich von der Art der Stickstoffaufnahme ab. Weil diese nicht bestimmt werden kann, lässt sich nur ein Wertebereich angeben, innerhalb dessen die Protonenabgabe an den Boden bzw. der Entzug von Alkalinität aus dem Boden angegeben werden können (siehe Kapitel 5).

Neben der getrennten Betrachtung der einzelnen Nährelemente ist eine Zusammenschau aller Nährstoffe erforderlich, in der die einzelnen Stoffe in ihrer Bedeutung für das Wachstum der Bestände und die Stabilität der Ökosysteme gewichtet werden. Die theoretischen Konzepte in der Pflanzenernährung wie das Minimum-Gesetz von LIEBIG (1855) oder das Konzept der optimalen Nährstoffverhältnisse von INGESTADT (1979) beziehen sich stärker auf die Steuerung von Düngungsmaßnahmen und weniger auf die Beurteilung von Nährstoffbilanzen. Dennoch kommt man bei der Beurteilung der Bilanzen nicht ohne eine Gesamtschau aus. HÄSSIG et al. (2009) und LEMM et al. (2010) haben in ihrem Modell die einzelnen Nährstoffe in ihrer Bedeutung für das Wachstum der Waldbestände unter den gegenwärtigen schweizerischen Bedingungen auf der Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407)

Basis ihres Expertenwissens gewichtet und kommen so zu einer Gesamtbewertung der Bewirtschaftung für einzelne Standorte. Sie unterscheiden drei Gruppen: (1) K, Mg, P, S; (2) Ca, N, Mn und (3) Na, Fe und betonen, dass diese Einteilung je nach Informationslage verändert werden kann bzw. muss.

Für die Übertragung der Nährstoffbilanzen auf die bewirtschaftete Fläche sind verschiedene Modelle in der Entwicklung. Für die kationischen Hauptnährstoffe Kalium, Calcium und Magnesium wurden solche Ansätze, die Bilanzen und Bodenvorräte auf der Ebene von Wassereinzugsgebieten oder Wuchsgebieten beurteilen, von AHRENDS et al. (2008) und v. WILPERT et al. (2011) beschrieben; in beiden Fällen wurden Szenarien mit Nährstoffzufuhren berücksichtigt. Des Weiteren ist das oben erwähnte Modell von HÄSSIG et al. (2009) und LEMM et al. (2010) zu nennen. Die Anforderungen an die Eingangsdaten dieser Modelle sind zum Teil sehr groß, was ihre Anwendung in der Beratung der Forstbetriebe erschwert bzw. hinauszögert.

2.4.2. Indikator Nährstoffentzugsindex (Bodenvorrat / Entzug)

Angesichts der Komplexität der Entwicklung von Modellen zur Regionalisierung von Nährstoffbilanzen einerseits und dem großen Bedarf der Forstbetriebe an entsprechenden standörtlichen Informationen wurde von STÜBER et al. (2009) als Indikator der Nährstoffentzugsindex vorgeschlagen. Es handelt sich um den Quotienten von Nährstoffvorrat im Boden dividiert durch den Nährstoffentzug durch Biomasseentnahme innerhalb eines Referenzzeitraumes.

Die Kombination von Stoffbilanz und Nährstoffvorrat im Boden, wie sie im vorhergehenden Abschnitt beschrieben wurde, ist in dem einfachen Ansatz des Nährstoffentzugsindexes ansatzweise enthalten, es fehlen die Bilanzglieder Eintrag mit der luftbürtigen Deposition und mit der Verwitterung sowie Austrag mit dem Sickerwasser; lediglich der Nährstoffentzug mit der Biomassenutzung ist als Bilanzglied berücksichtigt. Der Nährstoffentzugsindex ist sozusagen eine verkürzte Form des Verhältnisses von Bodenvorrat dividiert durch die Bilanz; er wurde deshalb vorschlagen, weil einerseits für die bewirtschaftete Fläche Bilanzen vielfach noch nicht mit ausreichender Genauigkeit aufgestellt werden können und andererseits dringend Informationen benötigt werden, damit in den Forstbetrieben Entscheidungen über Nutzungsintensivierungen gefällt werden können.

Für die Überprüfung des Aussagewertes des Nährstoffentzugsindexes von Calcium und Magnesium wurde folgender Vergleich angestellt: Von den niedersächsischen Boden-Dauerbeobachtungsflächen (Standorte mit basenarmen Silikatgestein) wurde der Quotient Bodenvorrat dividiert durch die Bilanz (KLINCK et al. 2011, FORTMANN et al. 2011) dem Nährstoffentzugsindex (Bodenvorrat dividiert durch Entzug durch Nutzung) gegenüber gestellt (Abb. 2.2, Abb. 2.3). Bei beiden Ansätzen haben wir es mit einer Abnahme der Bodenvorräte

an Calcium und Magnesium zu tun (beim Magnesium gibt es einen abweichenden Fall mit einer positiven Bilanz [SLB1 in Abb. 2.3]); wenn nur die Entzüge mit der Ernte der Biomasse betrachtet werden, ist eine Abnahme der Bodenvorräte selbstverständlich, bei der Berücksichtigung der Bilanzen ergibt sich die Abnahme der Bodenvorräte daraus, dass diese bei Calcium und Magnesium (Ausnahme SLB1 in Abb. 2.3) negativ sind. Beim Calcium liegen beide Ansätze im Ergebnis relativ nah bei einander und führen in der Bewertung nicht zu unterschiedlichen Ergebnissen, wenn man sich an der Bewertung orientiert, wie sie in der Forstlichen Standortskartieranleitung (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 2003) aufgeführt ist. Dort wird im Gegensatz zum Nährstoffentzugsindex statt des Entzuges der Elementvorrat im (Alt-)Bestand zum Bodenvorrat ins Verhältnis gesetzt. Da durch die Vornutzungen etwa soviel Nährstoffe entzogen werden wie durch die Endnutzung oder Hauptnutzung, müssen diese Grenzen bei der Anwendung des Nährstoffentzugsindexes mit dem Faktor 2 multipliziert werden. Dem liegt die Vorstellung zugrunde, dass der Bodenvorrat an pflanzenverfügbaren Nährstoffen so hoch sein sollte, wie der Bestand in einer Umtriebszeit benötigt (ULRICH 1993). Dieser Maßstab wurde ebenfalls von BECK und HEINSDORF (2007) benutzt. Es handelt sich um eine Konvention, die plausibel ist und mit der versucht wird, alle Unsicherheiten, die mit der Bewertung der Standorte verbunden sind, abzufangen. Oberhalb eines Calcium-Entzugsindexes von 1 wird das Risiko von Übernutzungen als gering, unterhalb von 0,5 als erhöht eingestuft.

Beim Magnesium ist die Übereinstimmung der beiden Ansätze „Bodenvorrat/Bilanz“ und „Bodenvorrat/Entzug“ (= Nährstoffentzugsindex) weniger gut als beim Calcium; dieses Ergebnis wird jedoch für die standörtliche Bewertung der Vollbaumnutzung mittels des Nährstoffentzugsindexes noch als ausreichend betrachtet. Die Grenzen für die Bewertung sind wie beim Calcium zu setzen: $< 0,5$ = erhöhtes Risiko von Übernutzung; $0,5 - 1$ = mittleres Risiko und > 1 = geringes Risiko.

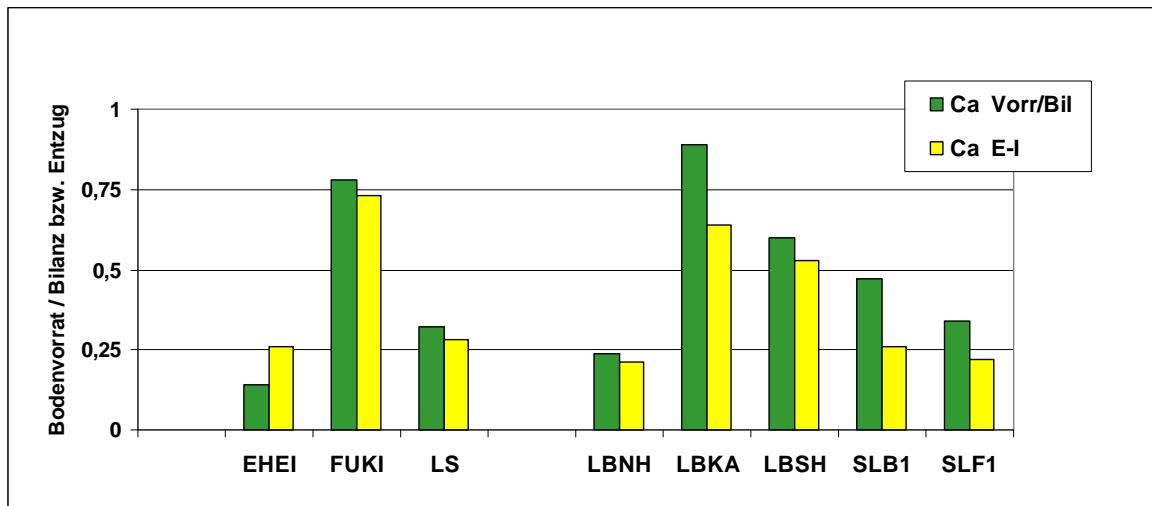


Abbildung 2.2: Vergleich Mineralbodenvorrat/Bilanz (Vorr/Bil) und Mineralbodenvorrat/Entzug (=Entzugsindex [E-I] für Calcium auf niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsflächen beim Szenario Vollbaumnutzung (EHEI = Ehrhorn (bei Sellhorn), FiKi = Fuhrberg, Kiefer; LB = Lange Bramke (Harz) Nordhang (NH), Kamm (KA), Südhang (SH), SLB1, SLF1: Solling-Buche/Fichte)

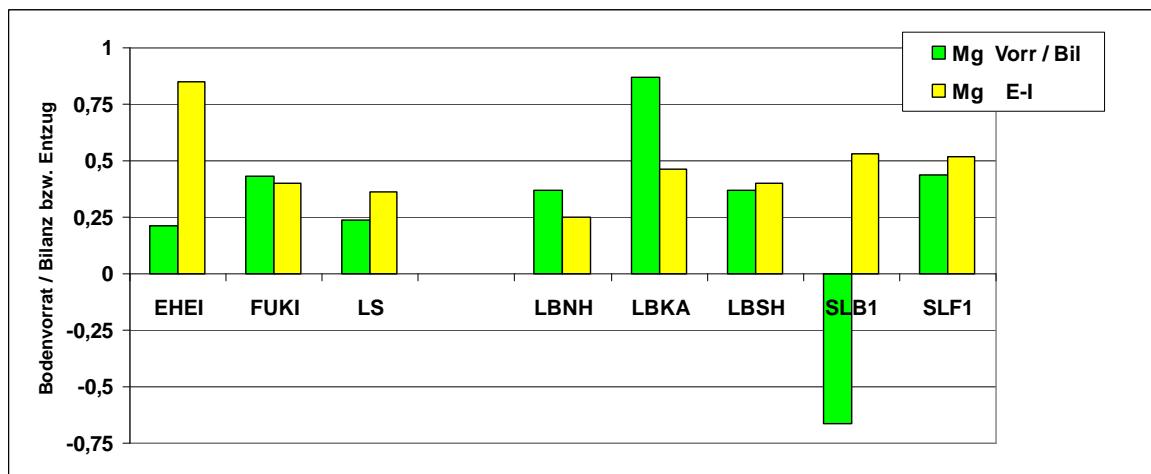


Abbildung 2.3: Vergleich Mineralbodenvorrat/Bilanz (Vorr/Bil) und Bodenvorrat / Entzug (=Entzugsindex [E-I] für Magnesium auf niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsflächen beim Szenario Vollbaumnutzung (EHEI = Ehrhorn (bei Sellhorn), FiKi = Fuhrberg, Kiefer; LB = Lange Bramke (Harz) Nordhang (NH), Kamm (KA), Südhang (SH), SLB1, SLF1: Solling-Buche/Fichte)

Aus dem Vergleich dieser beiden Ansätze „Stoffbilanz in Verbindung mit Bodenvorräten“ und Nährstoffentzugsindex (Bodenvorrat/Nährstoffentzug) wird der Schluss gezogen, dass der vereinfachte Ansatz des Nährstoffentzugsindexes für Calcium und Magnesium geeignet ist, um in Nordwestdeutschland (Hessen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein) auf Standorten mit basenarmen Silikatgestein als Ausgangsmaterial die Standorte hinsichtlich ihrer

Eignung für eine intensive Biomassenutzung zu bewerten. Auf Standorten mit basenreichen Silikatgesteinen als Ausgangssubstrat sind die Verwitterungsraten so hoch (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 2003), dass die Bilanzen auch bei Vollbaumnutzung ausgeglichen sind, und auch die Vorräte an austauschbarem Calcium und Magnesium sind so hoch, dass nur wenig Probleme bei einer Intensivierung der Biomassenutzung erwartet werden. Oberhalb eines Nährstoffentzugsindexes von 1,0 wird das Risiko von Übernutzungen als gering eingestuft, unterhalb von 0,5 als erhöht.

Für das Kalium macht der Vergleich von Nährstoffentzugsindex und dem Quotienten Bodenvorrat dividiert durch die Bilanz, wie er für Calcium und Magnesium dargestellt wurde, wenig Sinn, weil die Bilanzen für Kalium auf den basenarmen silikatischen Standorten, die im Spektrum der niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsflächen liegen, in der Regel positiv bzw. ausgeglichen sind (KLINCK et al. 2011). Dennoch sind beim Kalium im Vergleich zum Calcium und Magnesium Besonderheiten zu berücksichtigen.

Zu deren Erläuterung werden folgende Reihungen der Elemente aufgeführt:

Elemententzug mit der Biomasse	$\text{Ca} > \text{K} > \text{Mg}$
Verwitterungsraten auf Standorten mit basenarmem, silikatischem Ausgangsmaterial	$\text{K} > \text{Mg} > \text{Ca}$
Bindungsstärke austauschbarer Kationen im Boden	$\text{Ca} > \text{Mg} > \text{K}$
Möglichkeiten von Nährstoffzufuhr zur Kompensation und zur Bevorratung im Boden	$\text{Ca} > \text{Mg} > \text{K}$

Die Entzüge mit der Biomasse sind Gegenstand der vorliegenden Untersuchung (siehe Kapitel 5). Die Verwitterungsraten sind, wie oben erläutert, wahrscheinlich mit ausreichender Genauigkeit beschrieben. Die Bodenvorräte an austauschbarem Kalium, die eine der beiden Eingangsgrößen beim Nährstoffentzugsindex darstellen, sind infolge der vergleichsweise geringen Bindungsstärke des Kaliums niedrig. Hier stellt sich die Frage, ob sich die pflanzenverfügbare Fraktion des Kaliums auf das austauschbare Kalium beschränkt oder ob sie mehr umfasst.

In der austauschbaren Bindungsform kann das Kalium leicht mobilisiert werden (TRIPLEX et al. 2006), weswegen das austauschbare Kalium als leicht pflanzenverfügbar angesehen wird. Bei der chemischen Bodenanalyse wird es mit Extraktionsmitteln wie z.B. 1 N NH₄Cl (ULRICH 1966), 1 N BaCl (MEHLICH 1953) oder 0,1 N HCl nach KAPPEN ADRIAN (siehe in FIEDLER et al. 1965) in Lösung gebracht. Diese Verfahren liefern Werte, die weniger als 20 % von einander abweichen (FORTMANN und KÖNIG, mündl. Mittlg.). Das heißt, dass die so erhaltenen Informationen zum austauschbaren Kalium als zuverlässig betrachtet

werden können. In der landwirtschaftlichen Literatur wird darauf hingewiesen, dass neben dem leicht verfügbaren, austauschbaren Kalium schwer verfügbares, also langsam austauschbares bzw. fixiertes oder nicht austauschbares Kalium für die Ernährung der Pflanzen eine wichtige Rolle spielt (RÖMHELD und KIRKBY 2010). Dies wurde in Versuchen mit landwirtschaftlichen Nutzpflanzen in Quarzsandkulturen und zugefügten kaliumhaltigen Mineralen (WANG et al. 2011) oder auch mit Böden (KONG und STEFFENS 1989) gezeigt. Bei mykorrhizierten Kiefernsämlingen konnte ebenfalls gezeigt werden, dass sie aus Biotiten und Mikroklin Kalium aufnehmen können (WALLANDER und WICKMANN 1999). In einem Versuch mit Eukalyptus-Sämlingen und Vermiculit als Kaliumquelle wurde das in 1 M NH₄-Acetat lösliche, leicht austauschbare Kalium und das langsam verfügbare, in heißer 1 M HCl Kalium von den nicht mykorrhizierten Sämlingen auf 60-70 % und von den mykorrhizierten Sämlingen auf 40 % des Wertes der Kontrolle (ohne Sämlinge) abgesenkt (YUAN et al. 2004). Das bedeutet, dass außer dem Kalium, das leicht verfügbar ist, auch schwerer erschließbares Kalium den Bäumen zu Verfügung steht.

Es gibt bisher weder ein einfaches, standardisiertes Routineverfahren zur Bestimmung des langsam verfügbaren Kaliums noch eine klare Zuordnung des extrahierten Kaliums zu bestimmten Bindungsformen, beispielsweise Fixierung des Kaliums im Zwischenschichtraum von Illit-Tonmineralen (BARRÉ et al. 2011) bzw. Freisetzung daraus oder Freisetzung des Kaliums infolge der Auflösung von Mineralstrukturen (DULTZ 2001). Spezielle Untersuchungen zur Verfügbarkeit des Kaliums könnten den Rahmen der Möglichkeiten der intensiven Biomassenutzung erweitern helfen.

Die Möglichkeiten einer Zufuhr von Kalium zur Kompensation hoher Entzüge und zur Bevorratung im Boden sind im Vergleich zum Calcium und Magnesium eingeschränkt. Calcium und Magnesium können in Form von Kalk ($\text{Ca},\text{Mg} (\text{CO}_3)_2$) im Wald ausgebracht werden. Das im Kalk enthaltene Carbonat (CO_3) entweicht unter sauren Bedingungen letztendlich als gasförmiges Kohlendioxid (CO_2); damit fehlt für einen schnellen Transport des Calciums und Magnesium im Sickerwasser das Anion, was der Grund dafür ist, dass Ca und Mg nach Kalkung vergleichsweise langsam ausgetragen werden. Demgegenüber muss Kalium als Sulfat zugeführt werden; das Sulfat wird nur in begrenztem Maße im Boden gespeichert, ein großer Teil wird schnell ausgewaschen (AUGUSTIN et al. 1992) und nimmt entsprechend viel Kalium mit. Deshalb ist bei der Düngung mit leicht löslichen Kalisalzen mit relativ hohen Auswaschungsverlusten zu rechnen, was solche Maßnahmen teuer macht. Unabhängig davon, ob sich ein Forstbetrieb über eine Zertifizierung auf den Verzicht des Einsatzes von Dünger festgelegt hat oder nicht, bleibt festzuhalten, dass bei dem gegenwärtigen Kenntnisstand eine Zufuhr von leicht löslichen Kalisalzen im Wald nicht empfohlen werden kann. Für die Intensivierung der Biomassenutzung bedeutet dies, dass die Grenze, die durch

eine mögliche schlechte Kaliumausstattung des Bodens bzw. durch eine zu geringe Nachlieferung aus der Verwitterung vorgegeben ist, auf keinen Fall überschritten werden darf. Eine Korrektur wäre nur über eine teure Düngung möglich.

Aus den oben stehenden Ausführungen zum Kalium und im Vergleich zum Calcium und Magnesium wird gefolgert, dass die Grenzen der Bewertung nach dem Kalium-Entzugsindex aus 0,4 und 0,7 zu setzen sind.

Die Ausführungen zum Kalium haben gezeigt, dass die Interpretation der Pflanzenverfügbarkeit von Kaliumfraktionen nicht einfach ist. Beim Phosphor ist dies noch schwieriger. Phosphor kommt in primären und sekundären Mineralen, in amorphen anorganischen Verbindungen sowie in organischen Formen vor, die sich bisher nur mit sehr aufwendigen Verfahren bestimmen lassen und deren Bedeutung für die Ernährung der Bäume wenig geklärt ist. Deshalb ist die Beurteilung des Phosphorhaushaltes der Standorte gegenwärtig relativ schwierig. Gegenwärtig liegen aus den forstlichen Standortskartierungen in Nordwestdeutschland nur Daten der Gesamt-Phosphorvorräte vor. Auf sauren Böden muss man damit rechnen, dass in humusarmen Horizonten bis zu 60 % des Phosphors in okkludierter, quasi nicht pflanzenverfügbarer Form vorliegt. Im niedersächsischen Tiefland liegen die Vorräte an Gesamtphosphor (Auflagehumus plus Mineralboden bis 90 cm) der mittleren Standorte bei ca. 1000 kg P/ha, im Bergland bei ca. 2000 - 2500 kg P/ha.

Die Vorräte an Gesamt-Schwefel im Boden sind infolge der hohen luftgetragenen Einträge der letzten Jahrzehnte hoch. Auf schwachen Kiefernstandorten kann man mit Bodenvorräten an Schwefel rechnen, die um den Faktor 10 höher liegen als Kiefern während eines Produktionszeitraumes benötigen.

Dagegen sind die Vorräte an Gesamt-Stickstoff im Boden im Vergleich zu den Entzügen geringer, sie liegen nur etwa um den Faktor 2 – 4 höher als die Entzüge. unterstreicht, dass unter Bedingungen geringer luftgetragener Einträge Stickstoff rasch begrenzend wird.

2.4.3. Biomassequotient

Der Biomassequotient ist dem Nährstoffentzugsindex ähnlich. Es geht ebenfalls um den Vergleich von Bodenvorrat und einem Indikator für den Nährstoffentzug, nämlich den Nährstoffvorrat in einem Bestand im Baumholzalter (KÖLLING 2010, ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 2003). Es wird der Nährstoffentzug durch die Vornutzung nicht berücksichtigt. Für eine statische Betrachtung ist das ohne Belang und man gelangt zu denselben Ergebnissen der Bewertung.

2.5. Folgerungen

Mit der Vollbaumnutzung werden den Waldstandorten im Vergleich zur Biomasse überproportional viel Nährstoffe entnommen. Dies führt zu einer Verschiebung der Nährstoffbilanzen hin zu stärkeren Nährstoffverlusten. Auf den gut mit Nährstoffen ausgestatteten eutrophen Standorten werden durch die Verwitterung ausreichend Nährstoffe nachgeliefert, dagegen ist auf den mittleren und armen Standorten auf basenarmen Silikatgesteinen das Risiko der Übernutzung hoch. Die Nährstoffbilanzen zeigen, dass die Ökosysteme auf mittleren und armen Standorten in starkem Maße von den luftgetragenen Depositionen abhängen; dies betrifft insbesondere den Stickstoff, aber auch den Schwefel und das Calcium, die in der Vergangenheit hoch waren. Der Stickstoffeintrag führt einerseits zu höherem Wachstum und damit zu einem höheren Bedarf an anderen Nährstoffen, andererseits zu einem erhöhten Potenzial für den Sickerwasseraustrag an Nitrat und anderen Nährstoffen. Der im Boden gespeicherte Schwefel wird in der näheren Zukunft weiterhin den Nährstoffaustrag im Sickerwasser bestimmen. Die Calciumeinträge sind soweit zurückgegangen, dass auf den mittleren und armen Standorten auch bei der Derbholznutzung allein die Versorgung mit Calcium eng werden wird. Die Nährstoffbilanzen müssen also in ihrer Dynamik beschrieben werden. Zur Bewertung der Standorte hinsichtlich ihrer Eignung für die Intensivierung der Biomassenutzung ist es erforderlich, dass Nährstoffbilanzen, die bisher in Nordwestdeutschland für einige Beispiele des Intensiven Forstlichen Umweltmonitorings vorliegen, dynamisch modelliert und auf die Wirtschaftsfläche übertragen werden. Ferner müssen die Bilanzen hinsichtlich ihrer Fehler näher charakterisiert werden.

Zur zeitlichen Überbrückung bis zum Vorliegen von Bilanzen in der Wirtschaftsfläche wird mit dem Indikator Nährstoffentzugsindex (= Bodenvorrat dividiert durch Entzug) gearbeitet werden müssen. Auf Basis von bodenchemischen Untersuchungen im Rahmen der forstlichen Standortskartierung und der Bodenzustandserhebung liegen Informationen über die Vorräte an verfügbaren Nährstoffen vor, die je nach der räumlichen Verdichtung der Bodendaten eine zuverlässige Schätzung der verfügbaren Nährstoffe der jeweiligen Standortstypen erlauben.

Die Indikatoren Bilanzen und Nährstoffvorräte im Boden im Vergleich zu den Entzügen basieren auf der Vorstellung, dass im Boden ausreichend Nährstoffe vorhanden sein müssen, damit die Bestände stabil sind und die erwartete Wuchsleistung erbringen können. Mit diesen Indikatoren wird also ein standörtliches Potenzial beschrieben. Inwieweit dieses Potential ausgeschöpft wird oder ausgeschöpft werden kann, ist damit nicht gesagt. Hinweise auf Veränderungen der Wachstumsraten und des Ernährungszustandes können mit ausreichender Trennschärfe nur Versuche zur Vollbaumnutzung liefern. Ergebnisse aus Düngungsversuchen können ebenfalls Informationen zum

Wachstumsverhalten bei unterschiedlicher Nährstoffverfügbarkeit im Boden geben.

3. Biomasseschätzfunktionen von Fichte (*Picea abies* [L.] Karst), Kiefer (*Pinus sylvestris* [L.] Karst), Buche (*Fagus sylvatica* [L.] Karst), Eiche (*Quercus robur* und *petraea* [L.] Karst) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [L.] Karst) für Nordwestdeutschland

Sabine Rumpf, Jürgen Nagel und Matthias Schmidt

3.1. Vorbemerkungen

Zur Berechnung verschiedener Holznutzungsszenarien müssen Biomasse- und Nährstoffvorräte in verschiedenen Baumkompartimenten bekannt sein. Diese können mit Hilfe von Schätzfunktionen abgeleitet werden. Durch Multiplikation mit den jeweiligen Nährstoffkonzentrationen können die Funktionen für die Schätzung der Nährstoffmengen in Baumkompartimenten, einzelnen Bäumen bzw. Beständen genutzt werden.

Neben einer Fülle von Einzelveröffentlichungen gibt es umfassende Sammlungen von standortspezifischen Biomassefunktionen für Nordamerika (JENKINS et al. 2004), für Australien (EAMUS et al. 2000; KEITH et al. 2000) und für Nordeuropa (ZIANIS et al. 2005).

Die Nutzung dieser in der Literatur beschriebenen Biomassefunktionen ist jedoch insbesondere bei speziellen Fragestellungen nur eingeschränkt möglich (GROTHE et al. 2003; JENKINS et al. 2004; WIRTH et al. 2004; MUUKONEN 2007),

da sich viele Untersuchungen zu den einzelnen Baumarten auf räumlich relativ eng begrenzte Gebiete beziehen, deren Klima- und Standortbedingungen oft stark von den hiesigen Verhältnissen abweichen. Es ist aber unbestritten, dass Schätzfunktionen regionale Unterschiede berücksichtigen müssen (CERNY 1990). Hinzu kommt, dass häufig nur ein beschränktes Alters- bzw. Durchmesserspektrum mit deutlich differierenden Stichprobenumfängen erfasst wurde.

Bei der Intensivierung der Biomassenutzung geht es vor allem um die vermehrte Entnahme schwacher Sortimente bzw. von Ästen und Reisig. Schätzfunktionen der entsprechenden Baumkompartimente sind deshalb von besonderer Bedeutung. In den vorhandenen Funktionen sind jedoch häufig die Kompartimente anders definiert. So wurden beispielsweise in Untersuchungen von GSCHWANTNER und SCHADAUER (2006) Äste, die kleiner als 5 cm waren, nicht berücksichtigt.

In der vorliegenden Untersuchung wurden Biomasseschätzfunktionen der verschiedenen Kompartimente für die Baumarten Fichte (*Picea abies* [L.] Karst), Kiefer (*Pinus sylvestris* [L.] Karst), Buche (*Fagus sylvatica* [L.] Karst), Eiche (*Quercus robur* und *petraea* [L.] Karst) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [L.] Karst) für den Norddeutschen Raum benötigt. Hierzu war es erforderlich, eine Probennahme in Beständen dieser Baumarten im Untersuchungsgebiet durchzuführen. Über die zusätzlich erhobenen Daten sollten Funktionen abgeleitet werden, die der Abschätzung von Waldrestholzmassen bzw. -kompartimenten einschließlich der mit ihrer Nutzung verbundenen Nährstoffentzüge dienen und in den ForestSimulator (DUDA 2006; NAGEL 2005; NAGEL et al. 2006; NAGEL 2008) integriert werden sollten.

Da die vollständige Erfassung der oberirdischen Biomasse zu aufwendig ist, mussten Stichprobenverfahren (vgl. hierzu Kapitel 3.2.2) angewandt werden. Die Aufnahmemethodik am Einzelbaum wurde mit der Vorgehensweise zur Biomasseermittlung an der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Biometrie und Informatik abgestimmt, um künftig einen Datenaustausch zu ermöglichen und Ergebnisse vergleichen zu können. Mit einem Teilkollektiv der Fichten fertigte HUSMANN (2010) eine Bachelorarbeit an der Georg-August-Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie-Abteilung für Ökoinformatik, Biometrie und Waldwachstum an (Thema: Vergleich von Biomassefunktionen bei Fichte (*Picea abies* [L.] Karst)).

3.2. Material und Methoden

3.2.1. Datengrundlage

Bei der Auswahl der Probebäume wurde auf eine möglichst breite Streuung der Baumdimensionen geachtet. Die Erhebung sollte möglichst den gesamten Brusthöhendurchmesserbereich (BHD) vom Schwach- (bis 24 cm) über das Mittel- (25-49 cm) bis zum Starkholz (ab 50 cm) abdecken.

Die Außenaufnahmen fanden schwerpunktmäßig in der Einschlagssaison 2009/2010 statt. Aufgrund der Witterung im Winter (viel Schnee, selbst im Flachland) musste die Probennahme bis in den Mai 2010 ausgedehnt werden.

Die Probenahmestände für die verschiedenen Baumarten wurden großräumig über möglichst viele Wuchsbezirke verteilt. Der Untersuchungsraum erstreckte sich über die Bundesländer Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt mit einem Schwerpunkt in Niedersachsen. Einen Überblick über die Forstämter/Forstbetriebe, in denen die Untersuchungen stattfanden, bietet die Abbildung 3.1. Bei der Kiefer wurde beispielsweise ein Ost-West-Gradient vom Forstamt Ankum im Wuchsbezirk Ems-Hase-Hunte-Geest bis zur Nedlitzer-Fläminggrandplatte (Forstbetrieb Anhalt) erfasst; bei der Buche ein Nord-Süd-Gradient vom Forstamt Ahlhorn im Wuchsbezirk Ems-Hase-Hunte-Geest bis zum Forstamt Romrod (Hochfläche des Nördlichen Vogelsberges). Nähere Angaben zu den Beprobungsorten können Tabelle 3.1 entnommen werden.



Abbildung 3.1: Lage der Untersuchungsorte (grün: Forstämter bzw. Forstbetriebe, in denen Bäume beprobt wurden)

Tabelle 3.1: Übersicht über die Probennahmorte

Baumart	Bundesland	Forstämter/ Forstbetrieb	Wuchsbezirk
Buche	Niedersachsen	Münden	Bramwald Brackenberg/ Kaufunger Wald
		Grünenplan	Unteres Weser-Leinebergland
		Ahlhorn	Ems-Hase-Hunte-Geest
		Lauterberg	Montaner Mittel- und Oberharz
	Hessen	Hess. Lichtenau	Kaufunger Wald
		Königstein	Hochtaunus
		Romrod	Hochfläche des Nördlichen Vogelsberg
Eiche	Niedersachsen	Wolfenbüttel	Braunschweiger Hügelland
		Ahlhorn	Geest Mitte
		Fuhrberg	Süd Heide
	Sachsen-Anhalt	Anhalt	Nedlitzer Flämingrandplatte
Fichte	Niedersachsen	Clausthal	Montaner Mittel- und Oberharz
		Münden	Bramwald Brackenberg/ Kaufunger Wald
		Grünenplan	Unteres Weser-Leinebergland
		Sellhorn	Ost Heide
	Hessen	Frankenberg	Östl. Rothaargebirgsausläufer
Kiefer	Niedersachsen	Sellhorn	Ost-Heide
		Göhrde	Ost-Heide
		Ankum	Ems-Hase-Hunte-Geest
	Sachsen-Anhalt	Anhalt	Nedlitzer Flämingrandplatte
Douglasie	Niedersachsen	Unterlüß	Hohe Heide

Innerhalb der Beprobungsregionen wurden Bestände auf unterschiedlich nährstoffversorgten Standorten ausgewählt. Dabei sollten die beprobten Bestände das obere und untere Spektrum der Nährstoffversorgung der Standorte repräsentieren, die in der Waldbauplanung für die jeweiligen Baumarten vorgesehen sind (vgl. Abbildung 3.2).

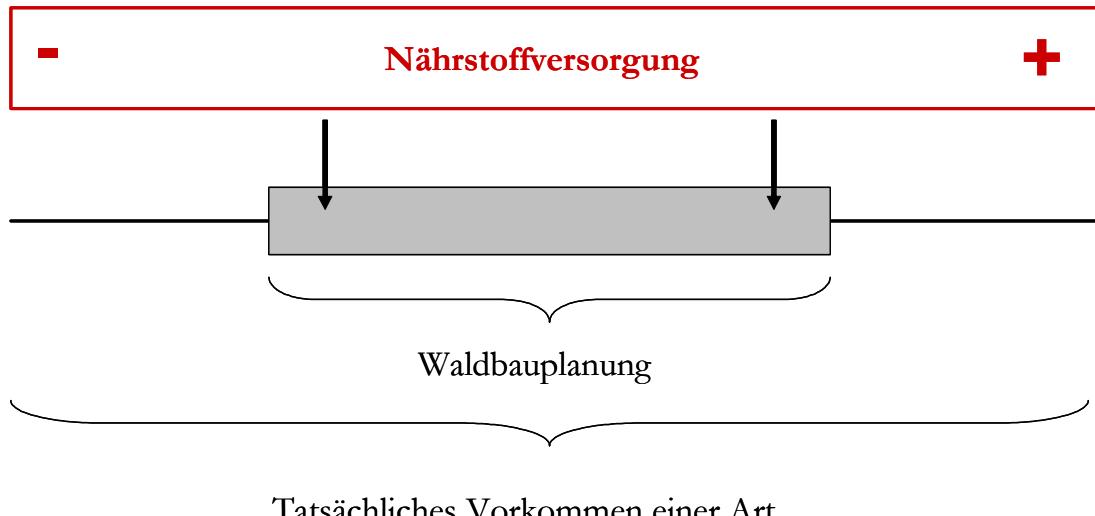


Abbildung 3.2: Auswahl der Untersuchungsbestände nach Standorteigenschaften (Die Pfeile beschreiben die Lage der Untersuchungsbestände innerhalb des Standortsspektrums)

Als Metadaten wurden folgende Bestandesinformationen erhoben:

- Forstamt, Revier, Abteilung, Unterabteilung, Unterfläche
- Forstort
- Gauß-Krüger-Koordinaten (bzw. UTM)
- Höhe ü. NN

3.2.2. Erfassung der oberirdischen Biomasse der Bäume

Um die Position des Probebaumes im Bestand zu charakterisieren, wurde seine soziale Stellung und Höhe ermittelt und die Konkurrenzsituation (Anzahl der Konkurrenten, ihre Höhe und ihr Durchmesser sowie Abstand und Winkel vom Untersuchungsbaum) bestimmt. Am stehenden Probebaum wurden der Brusthöhendurchmesser (BHD) und die Kronenradien in den vier Haupthimmelsrichtungen gemessen.

Insgesamt wurden 153 Bäume untersucht. 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 Douglasie einen BHD von mehr als 60 cm, bei Eiche von mehr als 70 cm. Bei der stärksten Kiefer betrug der BHD 57.7 cm. Die natürliche Altersstufe der Bäume umfasste ein Spektrum von Jungbeständen, bei denen erste Durchforstungseingriffe erfolgten, bis hin zu Altbeständen mit laufenden Zielstärkenutzungen bzw. anstehenden Endnutzungen. Nähere Angaben zu den Probebäumen können Tabelle 3.2 entnommen werden.

Tabelle 3.2: Übersicht über die Probebäume mit Mitteherten, Minimal- und Maximalwerten

Baumart	mittlerer BHD [cm]	BHD- Spektrum [cm]	mittlere Höhe [m]	Höhen- Spektrum [m]	Alters- Spektrum [Jahre]	Anzahl
Buche	32.6	8.0-66.4	24.6	15.3-35.2	21-180	35
Eiche	30.2	8.0-70.5	21.0	9.6-31.9	25-158	33
Fichte	31.9	13.1-61.3	23.1	9.5-38.2	20-140	47
Kiefer	29.2	10.0-57.7	21.9	12.4-32.9	32-168	30
Douglasie	29.6	11.1-64.4	22.3	11.7-34.3	20-65	8

Da eine vollständige Erfassung der oberirdischen Baumbiomasse zu aufwendig ist, wurden Stichprobenverfahren angewandt. Wegen ihrer unterschiedlichen Kronenarchitektur wurden Laub- und Nadelbäume mit unterschiedlichen Methoden aufgenommen.

Laubbäume

Laubbäume wurden aufgrund ihrer Kronenarchitektur mit dem RBS-Verfahren („Randomized Branch Sampling“) aufgenommen, welches zum Beispiel bei VALENTIN et al. (1984), GREGOIRE et al. (1995), GAFFREY u.. SABOROWSKI (1999), SABOROWSKI u. GAFFREY (1999), CANCINO u. SABOROWSKI (2005) sowie KÄNDLER u. BÖSCH (2009) beschrieben ist. Das RBS-Verfahren beruht auf einem methodisch einwandfreien stichproben-theoretischen Hintergrund und liefert Schätzungen ohne systematische Fehler mit der Möglichkeit, auch Stichprobenfehler bestimmen zu können. Darüber hinaus hat es praktische Vorteile, denn es spart Zeit und damit Kosten. Außerdem wird auch weniger Probenmaterial für die Bestimmung der Feuchte- und Elementgehalte benötigt.

Vorgestellt wurde das Verfahren zuerst von JESSEN (1955) zur Fruchtzählung an Obstbäumen. Das RBS ist ein mehrstufiges Stichprobenverfahren zur Schätzung von Pflanzenparametern, wie Blatt-, Nadel- und sonstigen Biomassekompartimenten, bei dem die Auswahlwahrscheinlichkeit proportional zu einer mit der Zielgröße eng korrelierten Hilfsgröße ist. Im vorliegenden Fall war die Zielgröße die Asttrockenmasse, die Hilfsgröße die Querschnittsfläche des Astes an seiner Basis.

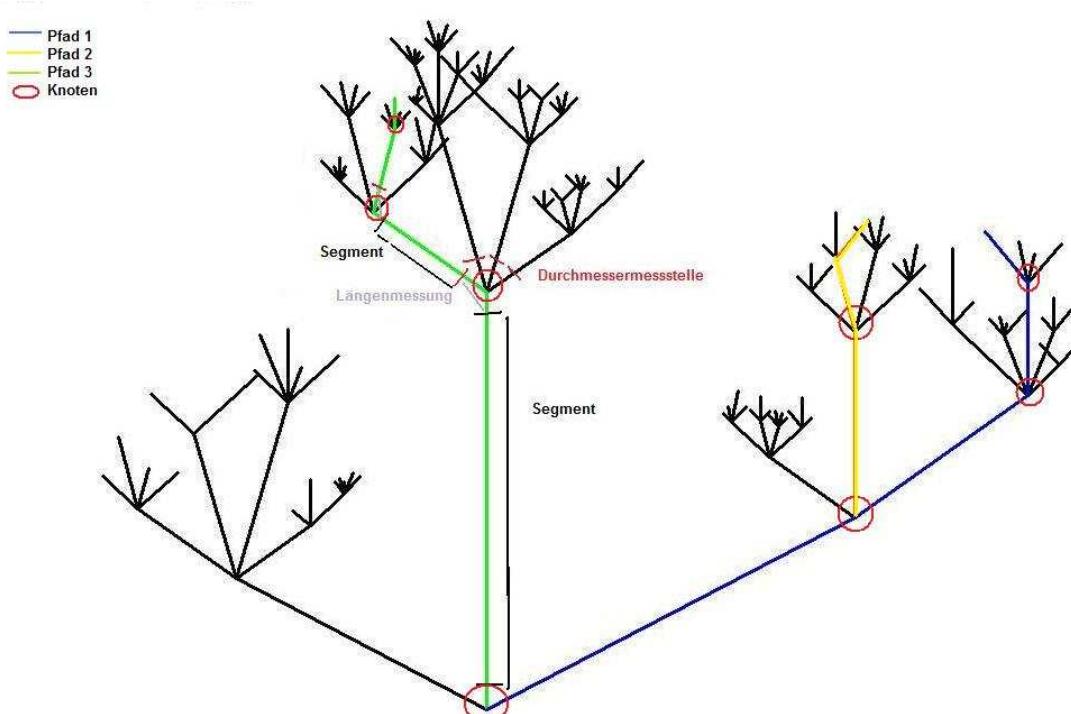


Abbildung 3.3: Verzweigungsschema einer Laubbaukrone und Stichprobenschema des RBS-Verfahrens [Beprobungspfad 1=blau, 2=grün, 3=gelb].

Der Baum wird als verzweigte Struktur betrachtet, die aus Verzweigungspunkten (auch Knoten bezeichnet) und Segmenten (Abschnitten) zwischen aufeinander folgenden Knoten besteht. Ein Pfad ist eine bestimmte Abfolge aufeinander folgender Segmente eines Astes. Das RBS selektiert aus der verzweigten Baumstruktur ausgehend vom Stammfuß einen Pfad aus Segmenten bis zur Terminalknospe. Dabei wird bei jeder Verzweigung eines der darin sitzenden N Astsegmente zufällig ausgewählt, das weiter verfolgt wird. Am ersten Knoten berechnet sich die Auswahlwahrscheinlichkeit q_i des i -ten Segmentes aus

$$q_i = \frac{d_i^e}{\sum_{i=1}^N d_i^e} \quad (3.1),$$

wobei d = Astdurchmesser und $e = 2.67$ und $i = 1$ bis $N =$ Anzahl der Äste am Quirl.

Untersuchungen zu allometrischen Beziehungen haben gezeigt, dass die Masse M proportional zu einer Potenz in Höhe von $8/3$ zum Stammdurchmesser ist, unabhängig von der Größe des Durchmessers (d.h. $M \propto D^{8/3}$) (WEST et al. 1999 sowie ENQUIST u. NIKLAS 2001).

Am nächsten Knoten wird eines der sich anschließenden Segmente mit der Wahrscheinlichkeit q_{ij} gewählt. Ist das Ende eines Pfades z.B. nach 3 Knoten (Segmenten) erreicht, kann die Gesamtbiomasse mit

$$\hat{F} = f + \frac{f_i}{q_i} + \frac{f_{ij}}{q_i q_{ij}} + \frac{f_{ijl}}{q_i q_{ij} q_{ijl}} \quad (3.2)$$

geschätzt werden.

Hierin stehen f_i , f_{ij} und f_{ijl} für die Werte der Zielgröße, z.B. das Volumen der ausgewählten Segmente i , j und l sowie f für den entsprechenden Wert des Stammes.

Aus den unteren (r_u) und oberen (r_o) Stammradien der Segmente sowie der Höhe (h) eines Teilstückes ergibt sich das Volumen V [cm³]. Verwendet wurde eine erweiterte Kegelstumpfformel (vgl. Gleichung 3.3). Holz- und Rindenvolumen wurden getrennt berechnet.

$$V = h * \frac{\Pi}{3} * (r_u^2 + r_u * r_o + r_o^2) \quad (3.3)$$

Durch die Aufnahme mehrerer Pfade (bei der durchgeführten Probenahme waren es drei), kann der Stichprobenfehler einzelbaumbezogen geschätzt werden. Dabei wurde wieder am ersten Knoten begonnen und schrittweise bis zum Ende des neuen Pfades wie beschrieben vorgegangen. Segmente können im durchgeführten Verfahren mehrfach ausgewählt werden („Ziehen mit Zurücklegen“; vgl. GAFFREY u. SABOROWSKI, 1999). Die durchschnittliche Biomasse ergibt sich aus dem Mittelwert aller Pfade (vergleiche Formel 3.4).

$$\hat{F} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(f_i + \frac{f_{ij}}{q_i} + \frac{f_{ijl}}{q_i q_{ij}} + \frac{f_{ijl}}{q_i q_{ij} q_{ijl}} \right) \quad (3.4)$$

Gleichzeitig war der Baum anhand dendrometrischer Größen möglichst umfassend zu beschreiben. Einen Überblick über die Vermessung der Laubbäume bietet Tabelle 3.3.

Tabelle 3.3: Vermessung von Laubbäumen

Bereich des Baumes	Erfasste Parameter
Stock	Höhe [cm] Durchmesser [mm] Alter [Jahre]
Stamm	$d_{0.5}, d_1, d_{1.3}, d_2, d_3, d_5, d_7, \dots d_{\text{Kronenansatz}}$ [mm] Schaftlänge bis Kronenansatz [cm] (Beginn Grünastbereich) Schaftlänge bis Beginn des Dürrastbereiches [cm] Gesamtlänge [cm]
Krone	RBS-Verfahren („Randomized Branch Sampling“)

Endzweige sowie Äste entlang eines Pfades, die nicht als Segment betrachtet wurden, wurden gewogen; abgebrochene Äste (Stummeläste) volumetrisch vermessen. An einem Teilkollektiv der Endäste wurde der Reisiganteil (Astdurchmesser kleiner als 1 cm) bestimmt.

Die Datenerfassung erfolgte mit einem Feldcomputer, der die Pfadauswahl unterstützte. Zu diesem Zweck wurde ein von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg entwickeltes Datenerfassungsprogramm auf ACCESS-Basis genutzt.

Zur Schätzung der Biomasse wurden zusätzlich aus einem Pfad zufällig mehrere Stammscheiben entnommen und deren Raumdichte bestimmt. Die Trockenbiomasse volumetrisch vermessener Baumteile ergibt sich aus

$$\text{Biomasse [kg]} = \text{Volumen [m}^3\text{]} * \text{Raumdichte [kg/m}^3\text{]} \quad (3.5)$$

Die Raumdichte berechnet sich nach

$$\delta = \frac{M}{V} \quad (3.6)$$

(δ = Raumdichte, M= Trockenmasse (atro), V=Frischvolumen)

Die Bereiche der Probenentnahmen sowie die erfassten Parameter sind Tabelle 3.4 zu entnehmen. Je Untersuchungsbaum wurden 15 Proben für die Bestimmung der Raumdichte und 11 Proben, an denen die Elementgehalte ermittelt wurden (vgl. Kapitel 3.2), entnommen und untersucht.

Tabelle 3.4: Entnahme von Proben für die Bestimmung der Feuchtegehalte bzw. Trockengewichte bei Laubbäumen

Bereich des Baumes		Baumteile
Stamm	Stammbasis	Holz, Rinde
	Kronenansatz	Holz, Rinde
Krone	1 Ast > 10 cm	Holz, Rinde
	1 Ast 7-10 cm	Holz, Rinde
	1 Ast 1-7 cm	Holz+Rinde

Die Position der Stammscheibenentnahme innerhalb der Krone erfolgte entsprechend dem Verfahren „Importance Sampling“ (IS) (siehe hierzu u.a. GREGOIRE et al. 1986 sowie VAN DEUSEN u. LYNCH 1987). Bis zum Kronenansatz wurde aus nutzungstechnischen Gründen auf diese Möglichkeit verzichtet und jeweils nur eine Scheibe an der Stammbasis und am Kronenansatz genommen.

Die Raumdichte wurde bei Stammscheiben, die an der Stammbasis, am Kronenansatz sowie im Bereich der Krone für die Kompartimente „Äste > 10 cm“ und „Äste 7-10 cm“ entnommen wurden, für Holz und Rinde getrennt bestimmt. Für „Äste 1-7 cm“ wurde sie inklusive Rinde ermittelt.

Die ca. 4 bis 5 cm starken Stamm- und Astscheiben wurden mit der Motorsäge herausgeschnitten. Zur Bestimmung des Volumens wurden an den Scheiben im feuchten Zustand auf zwei senkrecht zu einander stehenden Linien der Durchmesser mit Rinde, die Rindenstärke sowie an vier Punkten die Höhe der Scheibe bestimmt. Anschließend wurden die Stammscheiben gewogen. Gewichte wurden auf 1/10 Gramm und Längenmaße auf 1/10 Millimeter genau gemessen.

Um die zugehörigen Trockengewichte bestimmen zu können, mussten von allen Proben Feuchtegehalte bestimmt werden. Dazu wurden Teilproben entnommen, ca. 14 Tage bei 103 °C im Umluft-Trockenschränk getrocknet und anschließend erneut gewogen.

Nadelbäume

Bei Nadelbäumen wurde ein modifiziertes Stichprobenverfahren angewandt, welches auf der sektionsweisen Vermessung des Schaftes sowie der Erfassung der Quirle (Höhe, Anzahl der Äste, Astbasis-Durchmesser) beruht.

Das Stammvolumen (Holz und Rinde getrennt) wurde durch Aufaddieren der über die Kegelstumpf-Gleichung ermittelten Rauminhalte der Einzelsektionen errechnet. Kompartimente, die nicht volumetrisch bestimmt werden konnten (Dürräste [Dürrastkrone], Kronenmanteläste [Internodienäste innerhalb der Lichtkrone] sowie die Restkrone [Durchmesser <5cm]), wurden im Ganzen oder in repräsentativen Aliquoten gewogen. Die Position der Flächenstichproben erfolgte wieder Importance Sampling (IS)-gesteuert. Bei der Lichtkrone wurde eine Vollmantelfläche entnommen, für die Dürrastkrone eine Halbmantelfläche beprobt. Die Mantelflächen besaßen jeweils eine Länge von einem Meter.

Nähere Angaben sind der Tabelle 3.5 sowie Abbildung 3.4 zu ersehen.

Tabelle 3.5: Vermessung von Nadelbäumen

Baumteil	Erfasste Parameter
Stock	Höhe [cm] Durchmesser [mm] Alter [Jahre]
Stamm	Durchmesser [mm] in 0.5 m, 1 m, 2 m Baumhöhe, ab 3 m alle 2 m Höhe der Ansätze von Dürrast-, Grünast- und Lichtkrone [cm] Höhe der Restkrone ($d < 5$ cm) [cm] Gesamtlänge [cm]
Quirle	An jedem Quirl Höhe und Anzahl der Äste An jedem 2. Quirl Astbasisdurchmesser

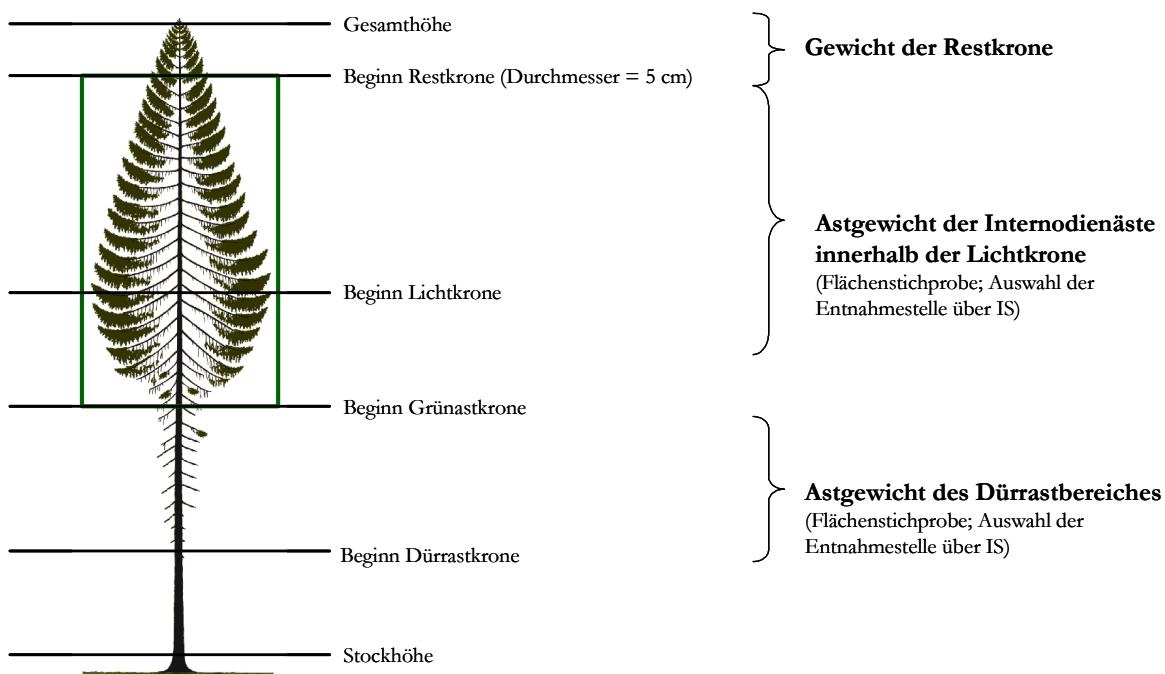


Abbildung 3. 4: Kronenbereiche bei Nadelbäumen

Einen Überblick über die Probenentnahme zur Bestimmung der trockenen Biomasse in Stamm und Ästen bietet Tabelle 3.6. Die Behandlung der Scheiben zur Bestimmung der Raumdichte erfolgte analog dem Verfahren, wie es bei den Laubbäumen beschrieben wurde. Die Rindendichte wurde an der Stammbasis sowie am Zopf 10 cm separat erfasst. Bei den Ästen und der Restkrone wurden an einer gesonderten Teilprobe der Reisiganteil (Äste kleiner 1 cm Durchmesser) sowie der Anteil der Nadeln am Reisig bestimmt.

Tabelle 3.6: Entnahme von Proben für die Bestimmung der Feuchtegehalte bzw. Trockengewichte bei Nadelbäumen

Bereich des Baumes		Baumteile
Stamm	Stammbasis	Holz, Rinde
	Zopf 10 cm	Holz, Rinde
	Zopf 5 cm	Holz mit Rinde
Restkrone	Komplett gewogen, ein repräsentativer Teil beprobt	Holz+Rinde+Nadeln
Äste	an jedem 4. Quirl wird ein vollst. Ast entnommen und ein repräsentativer Anteil beprobt	Holz+Rinde+Nadeln
Flächenproben	<u>Dürräste</u> : Halbmantelfläche beprobt (IS)	Holz+Rinde+Nadeln
	<u>Lichtkrone</u> : Vollmantelfläche beprobt (IS)	Holz+Rinde+Nadeln

Bei der Kiefer wurde der sich im Laufe ihres Baumlebens verändernden Morphologie Rechnung getragen. Probanden mit einem ähnlich der Fichte Habitus (i.w. junge Bäume) wurden mit dem Nadelbaumverfahren erfasst; die Übrigen mit dem Laubbaumverfahren (RBS). Alle erhobenen Messgrößen wurden in der Access-Datenbank des Datenerfassungsprogrammes gespeichert.

3.2.3. Datenergänzung bei Einzelbäumen

Nicht erfasste Größen eines Einzelbaumes wurden über statistische Modelle als Funktion von Baumparametern ermittelt. So wurden bei Nadelbäumen beispielsweise die Astgewichte nur an jedem 4. Quirl an einem zufällig ausgewählten Probeast gemessen (vgl. Kapitel 2.2.2). Zur Bestimmung des Astgewichtes des gesamten Baumes mussten die restlichen Gewichte geschätzt werden. Ergaben sich unzureichende Zusammenhänge, wurden Mittelwerte deskriptiver Statistiken verwendet. Zur Berechnung der Rindenstärke wurden Funktionen von ALTHERR et al. (1978) benutzt. Tabelle 3.7 gibt eine Übersicht über die Anzahl entwickelter Teilmodelle.

Tabelle 3.7: Für die Datenergänzung bei Einzelbäumen entwickelte Schätzfunktionen (f) bzw. Schätzwerte (s)

RD=Raumdichte [kg/m^3] (getrennt nach Derbholz/Holz, Derbholz/Rinde, Äste); RiSt=Rindenstärke [mm] (ALTHERR et al. 1978); AG=Astgewicht [g]; AD_g=Astdurchmesser der Grünäste [g]; AD_d=Astdurchmesser der Dürräste [g]; StA=Astgewicht der abgebrochenen Äste [g]; RS=Reisiganteil; Ndl=Nadelanteil; TA=Totastanteil

Baumart	RD*	RiSt*	AG	AD _g	AD _d	StA	RS	Ndl	TA
Buche	<i>s</i>	<i>f</i>	<i>f</i>	-	-	<i>f</i>	<i>f</i>	-	<i>s</i>
Eiche	<i>s</i>	<i>f</i>	<i>f</i>	-	-	<i>f</i>	<i>f</i>	-	<i>s</i>
Fichte	<i>f</i>	<i>f</i>	<i>f</i>	<i>f</i>	<i>f</i>	-	<i>f</i>	<i>s</i>	<i>s</i>
Kiefer	<i>s</i>	<i>f</i>	<i>f</i>	$f_{(NH)}$	$f_{(NH)}$	$f_{(LH)}$	<i>f</i>	<i>s</i>	<i>s</i>
Douglasie	<i>s</i>	<i>f</i>	<i>f</i>	<i>f</i>	<i>f</i>	-	<i>f</i>	<i>s</i>	<i>s</i>

Die Datenverarbeitung und Modellbildung erfolgte unter Verwendung des Statistikpaketes R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2009) sowie der Programmbibliothek *mgcv* (WOOD 2006) und *nlme* (PINHEIRO u. BATES 2009).

Da aufgrund der Datenstruktur mit räumlich geklumpten Einzelindividuen nicht von einer Unabhängigkeit der Beobachtungen ausgegangen werden konnte, war die Berücksichtigung von Zufallseffekten auf Ebene der Einzelbäume für die Schätzfunktionen geboten. Es wurden deshalb verallgemeinerte additive gemischte Regressionsmodelle (GAMM) (Formel 3.7) verwendet.

Mit denen wird die baumspezifische Variabilität über Zufallseffekte erfasst und quasi einzelbaum-spezifische Modell parametrisiert. Hierdurch wird eine höhere Prognosegenauigkeit für die Einzelbäume erreicht.

$$g(\mu_{ij}) = f_1(x_{1ij}) + f_2(x_{2ij}) + \dots + f_n(x_{nij}) + Z_j b_j \quad (3.7)$$

μ_{ij} : Erwartungswert der Zielgröße für Ast i an Baum j

g : link Funktion (z.B. logistic-link)

f_1, f_2, \dots, f_n : eindimensionale glättende Funktionen (penalized cubic regressionsplines)

$x_{1ij}, x_{2ij}, \dots, x_{nij}$: 1 ... n Prädiktorvariablen zugehörig zu Ast i bzw. Baum j

- Z_j : eine Zeile in der Modellmatrix mit Dummyvariablen zur Kodierung der Zufallseffekte für die Bäume j mit $j = 1, \dots, 46$
- b_j : ein Vektor von Zufallseffekten mit unbekannter positiv definiter Kovarianzmatrix ψ , für die gilt: $b_j \sim N(0, \psi)$. Für die Zufallseffekte wird unterstellt, dass sie unabhängig und identisch normalverteilt sind

Zur Vereinfachung wurden danach die Effekte linear approximiert, so dass ein gemischtes lineares Modell (GLMM) resultierte. Für die Parametrisierung wurde auf die Bibliotheken *MASS* (VENABLES u. RIPLEY 2002) und *nlme* (PINHEIRO et al. 2009) zurückgegriffen.

War der Stichprobenumfang zu gering (z.B. zur Schätzung des Astgewichtes bei Douglasie), wurden Verallgemeinerte Additive Regressionsmodelle (GAM) bzw. lineare Modelle (GLM) ohne Berücksichtigung von Zufallseffekten parametrisiert.

$$g(\mu_i) = f_1(x_{1i}) + f_2(x_{2i}) + \dots + f_n(x_{ni}) \quad (3.8)$$

wobei $\mu = E(y)$, weitere Definitionen siehe Gleichung 3.7.

Für die Ermittlung der Reisiganteile (Gewichtsanteil der Äste mit einem Durchmesser kleiner 1 cm) wurden zur Datenanalyse verallgemeinerte additive Modelle (GAM) verwendet (Gleichung 3.8). Unter der Annahme, dass die Zielgröße quasibinomial verteilt ist und unter Verwendung einer logistischen Linkfunktion, bietet dieses Vorgehen gegenüber der direkten Vorhersage des Reisiganteils den Vorteil, dass die geschätzten Werte im Intervall zwischen null und eins begrenzt sind. Auf diese Weise ist sichergestellt, dass das Modell keine unplausiblen Reisiganteile größer eins bzw. kleiner Null schätzt.

In allen anderen Fällen wurde von Normalverteilungsannahmen $eij \sim N(0, S_d)$ mit identischer Linkfunktion ausgegangen.

Die ermittelten Funktionen zur Datenergänzung der Einzelbäume und die Zufallseffekte der Bäume der GLMMs befinden sich in Tabellen der ACCESS-Datenbank. Statistische Kenngrößen der ermittelten Funktionen können dem Anhang entnommen werden.

Die Berechnung der Volumina bzw. Trockenmassen der Kompartimente eines Baumes erfolgte mit Hilfe eines Java-Programmes, welches die notwendigen Einzelinformationen aus der Access-Datenbank bezieht. Das Programm kann bei Bedarf bei der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt bezogen werden. Detaillierte Angaben zur Berechnung können dem beigefügten Source-Code entnommen werden. Die Output-Tabellen für Laub- und Nadelbäume sind in den folgenden Tabellen dargestellt.

Tabelle 3.8: Übersicht über die berechneten Trockengewichte der Kompartimente je Baum in der Java-Ausgabetabelle bei Laubbäumen

Derbholzvolumen [m ³]	Derbholzgewicht [kg]	
Rindenvolumen des Derbholzes [m ³]	Rindengewicht des Derbholzes [kg]	
	Gewicht der Endäste [kg]: • Äste > 1 cm	Reisiggewicht [kg]
	Gewicht der Grünäste [kg]: • Äste > 1 cm	
	Gewicht der Trockenäste [kg]	

Tabelle 3.9: Trockengewichte der Kompartimente je Baum in der Java-Ausgabetabelle bei Nadelbäumen

Stammvolumen [m ³]	Stammgewicht [kg]
Rindenvolumen [m ³]	Rindengewicht [kg]
	Quirlastgewicht [kg]: • Äste 1-7 cm • Reisig • Nadelanteil am Reisig
	Gewicht der Lichtkrone [kg]
	Gewicht des Trockenastbereiches [kg]
	Gewicht der Restkrone [kg]: • Äste 1-7 cm • Reisig • Nadelanteil am Reisig

3.2.4. Verfahren zur Ermittlung von Biomassefunktionen

Ziel der Datenerhebung war es, Schätzfunktionen für verschiedene Kompartimente der Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie zu entwickeln. Mit Hilfe leicht messbarer bzw. leicht modellierbarer Baumerkmale, wie dem Brusthöhendurchmesser (BHD) oder der Baumhöhe, sollte auf die Biomasse bzw. Nährelementmengen eines Baumes bzw. seiner Kompartimente geschlossen werden. Biomasseerhebungen vorangegangener Untersuchungen der NW-FVA (vgl. Zwischenbericht Mai 2010) wurden aufgrund markanter Unterschiede der den Stichproben zugrunde liegenden Grundgesamtheiten bei der Parametrisierung der Biomassefunktionen nicht verwendet. Einen Überblick über die zu ermittelnden Funktionen gibt Tabelle 3.10.

Tabelle 3.10: Übersicht der Kompartimente für die separaten Funktionen

Baumteil	Funktionen
Derbholz	Holz
	Rinde
Äste	1-7 cm
	Reisig
	Nadeln (bei Nadelholz)
Oberirdische Biomasse des gesamten Baumes	

Bei der Berechnung wurde auf Funktionen zurückgegriffen, die auch außerhalb des eingeschränkten Definitionsbereiches für die Hauptvariablen BHD und Baumhöhe plausible Werte liefern. Verwendet wurde ein verallgemeinertes nicht-lineares Regressionsmodell zur Berücksichtigung heterogener Varianz der Residuen (GNLS) unter Anwendung der Programmbibliothek *nlme* (PINHEIRO et al. 2009). Dabei wurde deutlich, dass sich die heterogene Varianz als Potenzfunktion der Schätzwerte (power of the mean) beschreiben lässt.

$$y_i = f(x_i, \theta_i) + \varepsilon_i \quad (3.9)$$

y_i : Biomasse des Kompartimentes i
 f : Funktioneller Zusammenhang
 x_i : Ein Vektor von unabhängigen Prädiktorvariablen für Kompartiment i
 θ_i : Parametervektor für Kompartiment i
 ε_i : Ein unabhängig verteilter Fehlerterm
mit

$$Var(\varepsilon_{ij}) = \sigma^2 |v_{ij}|^{2\delta}, g(v_{ij}, \delta) = |v_{ij}|^\delta \quad (3.10)$$

$Var(\varepsilon_{ij})$: Heterogene Varianz der Residuen
 σ^2 : Homogene Standardabweichung der Residuen
 v_{ij} : Bedingter (geschätzter) Erwartungswert des Kompartiments i für Baum j
 s_{ij} : Variable
 g : Varianzfunktion
 δ : Varianzparameter

Es wurden jeweils verschiedene aus der Literatur bekannte Funktionstypen getestet und derjenige mit dem geringsten AIC (Akaike Information Criterion) gewählt. Das AIC-Kriterium, das sich für alle über das Maximum-likelihood-Verfahren geschätzte berechnen lässt, ist wie folgt definiert:

-2*log-likelihood-Wert aus der Modellschätzung + 2*Anzahl der im Modell verwendeten Parameter

In Einzelfällen wurden die Ergebnisse der Residualanalyse mit in die Entscheidung miteinbezogen.

3.3. Ergebnisse

Nachfolgend werden die entwickelten Biomassefunktionen für die untersuchten Baumarten beschrieben. Außerdem werden im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse Modellschätzungen in Abhängigkeit ausgewählter Prädiktorvariablen dargestellt. In den Unterkapiteln getrennt aufgeführt sind die Ergebnisse der Schätzungen für die Kompartimente Derbholz und Äste. Die Funktionen für die gesamte oberirdische Biomasse wurden aus Kontrollzwecken ermittelt. Dargestellt werden jeweils die verwendeten Schätzfunktionen mit ihren statistischen Kenngrößen und es folgt ein Vergleich mit in der Literatur beschriebenen Modellen.

3.3.1. Fichte

In der vorliegenden Untersuchung standen 47 Probenäume zur Verfügung. Die Durchmesserverteilung wies ein Minimum von 13.1 cm, ein Maximum von 61.3 cm und einen Mittelwert von 31.9 cm auf (vgl. Kapitel 3.2.1, Tabelle 3.2).

Nachfolgend werden die für die Kompartimente Derbholz ohne Rinde, Derbholzrinde und Äste sowie die oberirdische Biomasse in der Modellselektion geprüften Funktionen aufgeführt (Tabelle 3.11).

Tabelle 3.11: In der Modellselektion geprüfte Funktionen getrennt nach Kompartimenten und die zugehörigen AIC-Werte, die für die Modellselektion genutzt wurden

Kompartiment	Funktionstyp	AIC
Derbholz ohne Rinde	INGERSLEV u. HALLBÄKEN (1999)	421.1
	SCHWARZMEIER (2000)	476.4
Derbholzrinde	INGERSLEV u. HALLBÄKEN (1999)	214.4
	POEPPEL (1989)	278.1
Äste	ECKMÜLLNER (2006)	341.3
	HOCHBICHLER et al. (2006)	348.7
Oberirdische Biomasse	ZELL (2008)	451.5
	MUUKONEN (2007)	475.8
	FIEDLER (1986)	489.6

Derbholz ohne Rinde

Die mittlere Biomasse des Derbholzes ohne Rinde betrug 381 kg/ Baum. Der Datenbereich für diese Baumart wies ein Minimum von 23 kg/ Baum und ein Maximum von 1381 kg/ Baum auf.

Für das Derbholz ohne Rinde der Fichte ergab der Funktionstyp von INGERSLEV u. HALLBÄKEN (1999) die beste Anpassung (vgl. Tabelle 3.12). Eingangsgrößen sind der BHD [cm] und die Baumhöhe [m].

Als statistische Kenngrößen sind die Koeffizienten mit ihren Standardfehlern sowie der Koeffizient der Varianzfunktion δ und der Restfehler (SE) mit den jeweiligen Ober- und Untergrenzen ihrer 95 %-Konfidenzintervalle angegeben.

Der Koeffizient der Varianzfunktion δ ist signifikant unterschiedlich von Null und somit ist die Varianz der Reststreuung als heterogen zu bezeichnen. Sämtliche nachfolgend beschriebenen Biomassefunktionen weisen eine signifikante Heteroskedastizität auf, worauf in den einzelnen Beschreibungen nicht noch einmal gesondert hingewiesen wird.

Tabelle 3.12: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Derbholzgewichtes ohne Rinde

$$\text{Derbholz ohne Rinde : } \hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD^\phi * \text{Höhe})) \quad (3.11)$$

mit \hat{Y} = Derbholzgewicht [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-3.989202	0.14294315	-27.907615	0
β	1.124427	0.09849367	11.416233	0
ϕ	1.561215	0.19562588	7.980616	0
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.03353351	0.10706678	0.34184595	
σ^2	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
	0.03353351	0.10706678	0.34184595	

In Abbildung 3.5 sind Trockenmassen des Derbholzes ohne Rinde [kg] in Abhängigkeit vom Durchmesser (BHD) grafisch dargestellt. Angegeben sind die Messdaten der Probenäume und die aus der Schätzung resultierenden Erwartungswerte. Die bedingte Streuung der Schätzwerte zu einem BHD resultiert aus dem Umstand, dass neben dem BHD auch die Baumhöhe als Prädiktor in die Schätzung (Gleichung 3.11) einging.

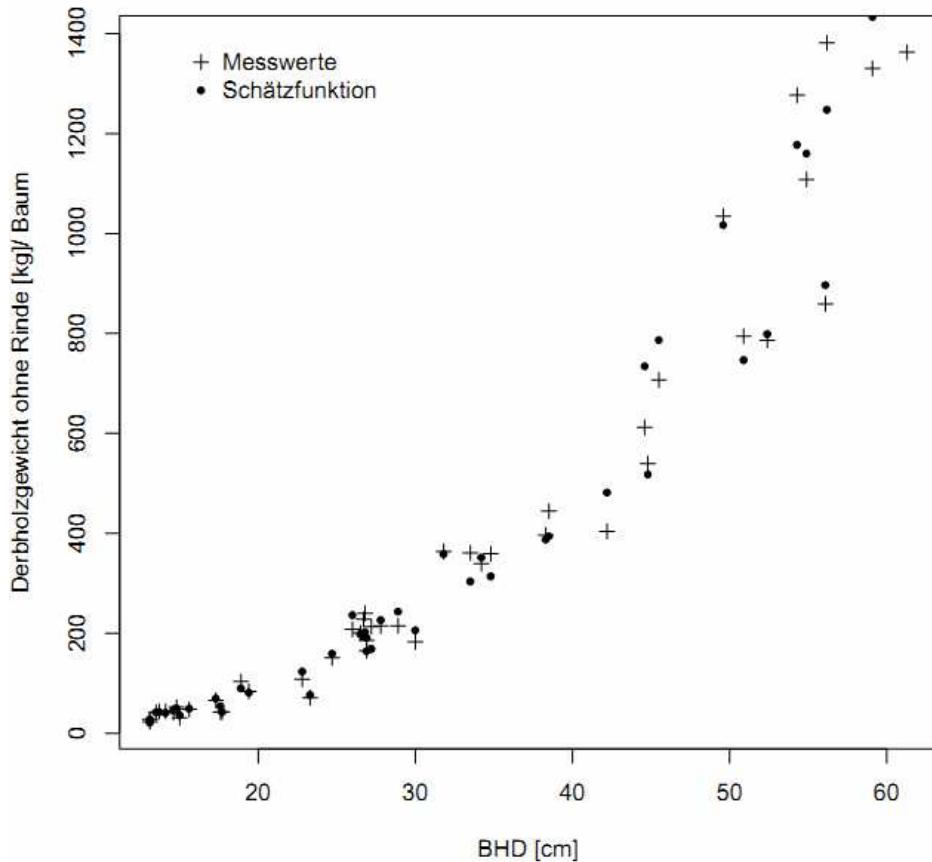


Abbildung 3.5: Beobachtete und geschätzte Derbholzgewichte ohne Rinde über den zugehörigen Durchmessern (BHD) für die Fichte

In Tabelle 3.13 sind die Verzerrung (Bias) und die Streuung (Standardabweichung) der Schätzung der Derbholzgewichte getrennt nach Durchmesserklassen aufgeführt. Zu entnehmen sind ferner die Anzahl Bäume je Durchmesserklasse sowie die auf den jeweiligen vorhergesagten Klassenmittelwert bezogenen relativen mittleren Abweichungen und Streuungen.

Der Bias wurde definiert als

$$\frac{\sum_{i=1}^n (Y - \hat{Y})}{n}$$

Negative Werte sind demzufolge als Über-, positive als Unterschätzung zu werten. Die Standardabweichung ergibt sich aus

$$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y - \hat{Y})^2}{n - 1}}$$

Auffällig ist die vergleichsweise hohe Überschätzung von 23.8 kg in der Durchmesserklasse 35.0 bis 44.9 cm. Prozentual ist die mittlere Abweichung mit 4.7 % im Verhältnis zum vorhergesagten Klassenmittelwert jedoch gering. Es stehen in diesem Durchmesserbereich allerdings nur fünf Bäume zur Verfügung. Weiterhin treten keine gerichteten Verzerrungen über benachbarte Durchmesserstufen hinweg auf, d.h. das Über- und Unterschätzungen zufällig zu variieren scheinen. Insgesamt können Verzerrung und Streuung als vergleichsweise gering bewertet werden, was jedoch zukünftig durch zusätzliche Datenerhebungen weiter abgesichert werden sollte.

Tabelle 3.13: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Derbholzgewichtes ohne Rinde getrennt nach Durchmesserklassen für die Fichte

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	7	0.64	1.67	2.40	6.27
15.0-24.9	10	-3.39	-4.35	8.04	10.32
25.0-34.9	14	8.47	3.53	29.63	12.36
35.0-44.9	5	-23.83	-4.74	72.99	14.51
≥45.0	10	-7.03	-0.66	80.55	7.52

Einen Vergleich des hier parametrisierten Modells (Gleichung 3.11) zum Originalmodell von INGERSLEV u. HALLBÄCKEN (1999) sowie zu einer Funktion von SCHWARZMEIER (2000) erlaubt Abbildung 3.6. Die Modelle aus der Literatur wurden dabei nicht anhand der eigenen Daten reparametrisiert, sondern mit ihren ursprünglichen Koeffizienten verwendet. Danach liegen die Schätzwerte der Funktion von INGERSLEV u. HALLBÄCKEN (1999) ab einem BHD von 46 cm niedriger. Die Abweichungen in den Schätzungen können durch die verschiedenen Funktionstypen und/oder Unterschiede in der Datenbasis (beispielsweise unterschiedliche Alters-Höhen-Beziehungen und/oder Standräume der Einzelbäume sowie verschiedene Ertragsniveaus) begründet sein.

Die Durchmesserspanne der Untersuchung von INGERSLEV u. HALLBÄCKEN (1999) in einem 59-jährigen Reinbestand erstreckte sich von 14 bis 26 cm; die Schätzwerte für stärkere Dimensionen befinden sich demnach im Extrapolationsbereich. Eine weitere mögliche Ursache für die im Vergleich geringeren Biomassen kann aber auch in den deutlich schwächeren

Standortverhältnissen begründet sein. Bei SCHWARZMEIER (2000) ergeben sich durchweg höhere Biomassen. Die hier dargestellte Funktion wurde mit Daten parametrisiert, die einem 85-jährigen Reinbestand mit hoher Wuchsleistung entstammten. Erklärende Variable ist hier ausschließlich der BHD.

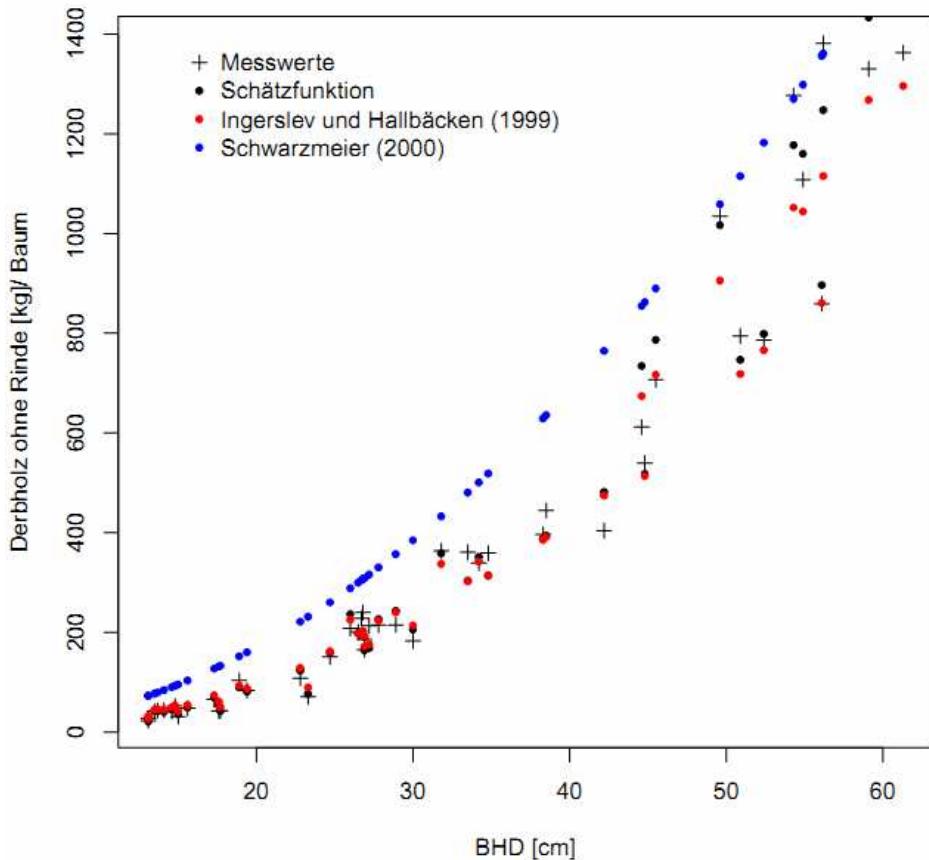


Abbildung 3.6: Beobachtete und geschätzte Derbholzgewichte ohne Rinde im Vergleich zu Schätzungen auf der Grundlage von Funktionen aus der Literatur für die Fichte

Rinde des Derbholzes

Die mittlere Biomasse der Rinde des Derbholzes betrug 45 kg/ Baum, was einem Rindenanteil von 11.4 % entspricht. Die Rindenanteile schwankten in einer Spanne von 3 kg und 157 kg je Baum. Der von INGERSLEV u. HALLBÄKEN (1999) verwendete Funktionstyp ergab wieder die beste Anpassung (vgl. Tabelle 3.14). Eingangsparameter sind auch hier der BHD [cm] und die Baumhöhe [m]. Abbildung 3.7 zeigt die Lage der Mess- und Schätzwerte zueinander, Tabelle 3.15 die Verzerrung und Streuung bei der Schätzung des Rindengewichtes getrennt nach Durchmesserklassen. Die mittlere Abweichung der Residuen ist in allen Durchmesserklassen sehr gering.

Tabelle 3.14: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Rindengewichtes des Derbholzes

$$\text{Rindengewicht (Derbholz)} : \hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD^\phi * \text{Höhe})) \quad (3.12)$$

mit \hat{Y} = Rindengewicht [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-5.463447	0.11158268	-48.96322	0
β	1.026013	0.07624698	13.45645	0
ϕ	1.628599	0.17148894	9.49682	0
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.8908407	1.109528	1.328216	
σ^2	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
	0.02865488	0.06011987	0.12613553	

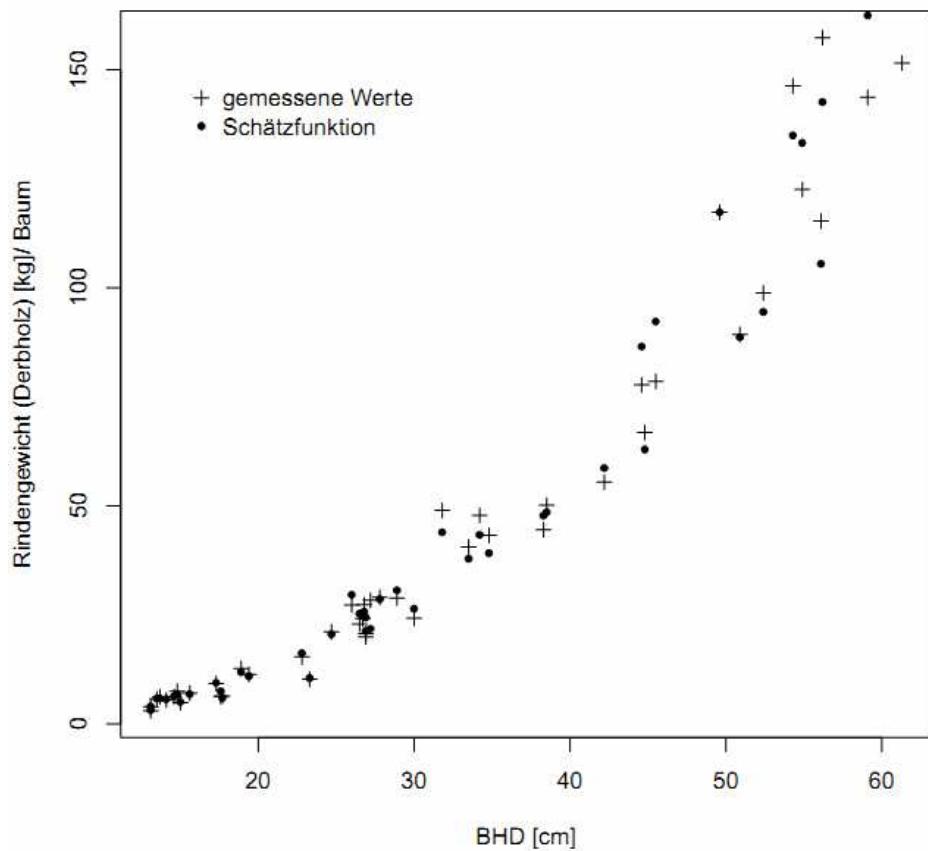


Abbildung 3.7: Beobachtete und geschätzte Rindengewichte (Derbholz) über dem Durchmesser (BHD) für die Fichte

Tabelle 3.15: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Rindengewichtes getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	7	0.08	1.41	0.32	5.97
15.0-24.9	10	-0.02	-0.23	0.64	6.07
25.0-34.9	14	0.75	2.47	3.30	10.93
35.0-44.9	5	-1.95	-3.21	4.93	8.09
≥ 45.0	10	-1.56	-1.23	11.82	9.56

Den Vergleich zu den Modellen von INGERSLEV u. HALLBÄCKEN (1999) und POEPPEL (1989) zeigt Abbildung 3.8. Diese Modelle wurden für den Vergleich wieder mit den originalen Koeffizienten aus der Literatur angewendet. Die Messwerte und die Schätzungen des neu parametrisierten Modells (Gleichung 3.12) liegen bei den stärkeren Dimensionen wieder über den originalen Schätzwerten von INGERSLEV u. HALLBÄCKEN (1999) und auch denen von POEPPEL (1989). Dafür können ähnliche Ursachen wie beim Derbholz ohne Rinde angenommen werden. Außerdem ist auch bei POEPPEL (1989) zu berücksichtigen, dass nur Dimensionen bis 26 cm BHD in die Untersuchungen eingingen. Einzige erklärende Variable in der Gleichung von POEPPEL (1989) war der BHD.

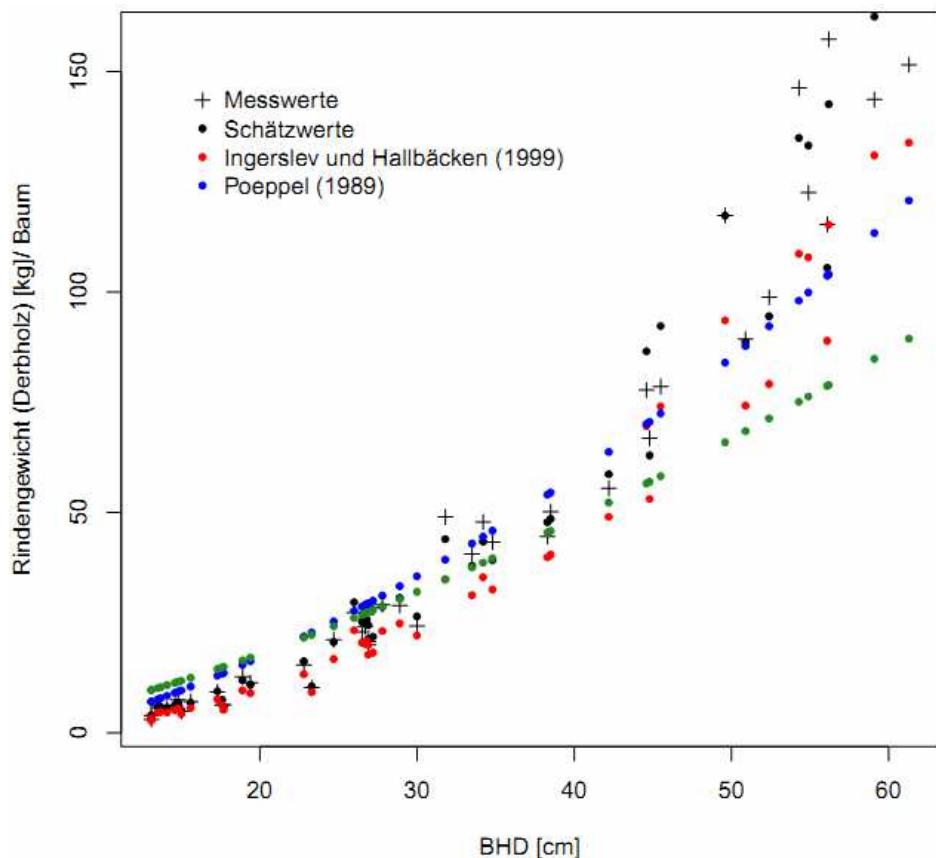


Abbildung 3.8: Beobachtete und geschätzte Rindengewichte im Vergleich zu Schätzungen auf der Grundlage von Funktionen aus der Literatur

Äste 1- 7 cm

Die mittlere Biomasse der Äste mit einem Durchmesser von 1 bis zu 7 cm betrug 64 kg/ Baum, das Spektrum reichte von 7 bis 269 kg/ Baum. Beim Reisig lag die mittlere Biomasse der untersuchten Bäume bei 57 kg/ Baum. Hier wurden zwischen 11 und 167 kg Reisig je Baum ermittelt.

Zur Beschreibung der Astbiomasse wurde ein Modell parametrisiert, das auf einem von ECKMÜLLNER (2006) verwendeten Funktionstyp basiert (Tabelle 3.16). Als unabhängige Variable werden der BHD [cm], die Baumhöhe [m] sowie der Kronenanteil verwendet. Der Kronenanteil ist definiert als das Verhältnis der Kronenlänge [m] zur Baumhöhe [m]. In die Originalgleichung von ECKMÜLLNER (2006) ging zusätzlich eine Dummy-Variable ein, die den Nadelverlust eines Baumes berücksichtigt. Diese Variable entfiel in der vorliegenden Untersuchung. In Abbildung 3.9 sind die geschätzten Astgewichte den beobachteten Werten gegenüber gestellt.

Tabelle 3.16: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Astgewichtes

Astgewicht (1 bis 7 cm) :

$$\hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD) - \phi * \ln(Höhe) + \gamma * \ln(1 - Kronenanteil)) \quad (3.13)$$

mit \hat{Y} = Astgewicht [kg], BHD [cm], Höhe [m], Kronenanteil = Kronenlänge/Höhe

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-3.191516	0.3943989	-8.092103	0
β	2.506105	0.155214	16.146128	0
ϕ	0.569541	0.232824	2.446231	0.0187
γ	0.274572	0.0854656	3.212664	0.0025
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.9987139	1.190542	1.38237	
σ^2	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
	0.05156246	0.10765292	0.22475947	

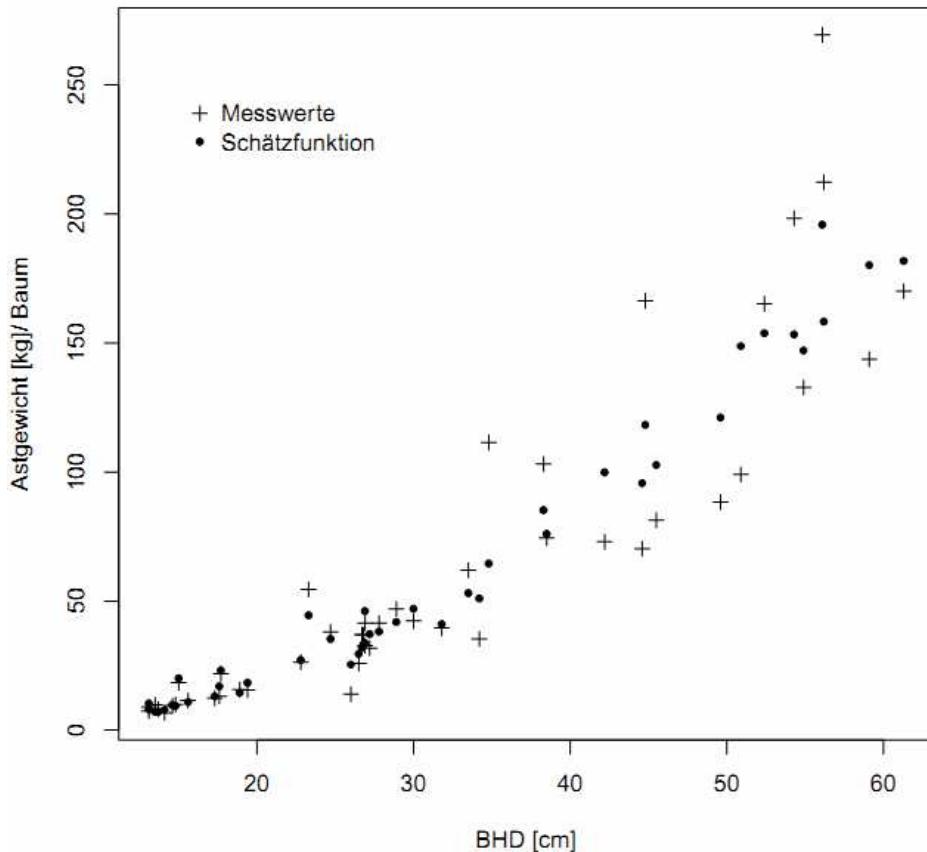


Abbildung 3.9: Beobachtete und geschätzte Astgewichte (Äste 1-7 cm) über dem Durchmessern (BHD) für die Fichte.

Die Verzerrung und Streuung der Schätzung der Astgewichte in Abhängigkeit vom Durchmesser (BHD) (vgl. Tabelle 3.17) sind insbesondere bei größeren Baumdimensionen größer als bei den Schätzungen des Derbholzes. Die mittleren prozentualen Abweichungen innerhalb der BHD-Klassen betragen hier maximal 4.4 % (BHD 25.0 bis 34.9 cm). Die relative Streuung schwankt bei Durchmessern über 25 cm zwischen 27.4 und 35.7 %.

Tabelle 3.17: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Astgewichtes (Äste 1-7 cm) getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	7	0.14	1.60	1.47	17.30
15.0-24.9	10	0.37	1.63	3.88	17.34
25.0-34.9	14	1.79	4.36	14.63	35.69
35.0-44.9	5	2.41	2.53	31.52	33.17
≥45.0	10	1.75	1.13	42.32	27.43

Reisig

Auch beim Reisig wurde die Funktion von ECKMÜLLNER (2006) genutzt. Allerdings insoweit modifiziert, dass nur der BHD und der Kronenanteil als erklärende Variable in die Gleichung eingehen (Tabelle 3.18). Der Einfluss der Höhe ist nicht signifikant. Der Einfluss des Durchmessers auf das Reisiggewicht je Baum ist nahezu linear (Abbildung 3.10). Die Verzerrung und Streuung der Modellschätzungen ist insgesamt ähnlich hoch wie bei den Ästen von 1-7 cm Stärke (Tabelle 3.19). Lediglich in der Durchmesserklasse größer 45 cm tritt eine höhere prozentuale Unterschätzung von 6.3 % auf. Die Streuung bezogen auf den vorhergesagten Klassenmittelwert ist bei Baumdurchmessern (BHD) größer 25 cm mit Werten zwischen 13.2 und 23.7 % geringer als bei den Ästen (1-7 cm).

Tabelle 3.18: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Reisiggewichtes

$$\text{Reisiggewicht: } \hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD) + \phi * \ln(1 - \text{Kronenanteil})) \quad (3.14)$$

mit \hat{Y} = Reisiggewicht [kg], BHD [cm], Höhe [m], Kronenanteil = Kronenlänge/Höhe

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-1.5655207	0.1854373	-8.442318	0
β	1.5048151	0.05188061	29.00535	0
ϕ	0.4059826	0.05466546	7.426674	0
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.9493774	1.274255	1.599133	
σ^2	2.5 Quantil 0.01566308	Erwartungswert 0.05553827	97.5 Quantil 0.19692805	

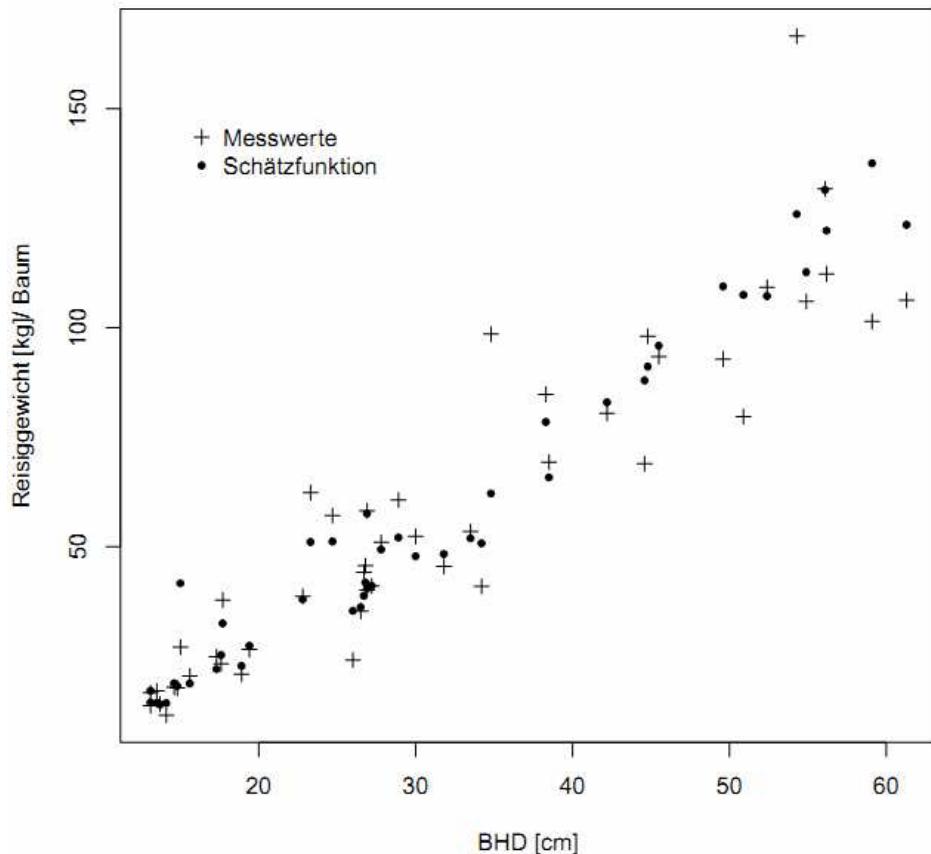


Abbildung 3.10: Beobachtete und geschätzte Reisiggewichte über dem Durchmesser (BHD) für Fichte

Tabelle 3.19: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Reisiggewichtes getrennt nach Durchmesserklassen für Fichte

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	7	-0.35	-2.22	1.63	10.28
15.0-24.9	10	0.85	2.56	6.80	20.57
25.0-34.9	14	2.68	5.74	11.08	23.73
35.0-44.9	5	-0.95	-1.17	10.76	13.24
≥45.0	10	-7.39	-6.30	20.84	17.76

In Abbildung 3.11 sind die Mess- und Schätzwerte erneut Schätzungen gegenübergestellt, die mit den Modellen aus der Literatur in ihrer ursprünglichen Form resultieren. Zu beachten ist, dass für Vergleiche von Ästen mit einem Durchmesser kleiner als 7 cm einschließlich Reisig ein zusätzliches Modell parametrisiert wurde, weil es differenziertere Funktionen (Trennung: Äste [1 bis 7 cm] und Reisig) in der Literatur nicht gibt. Gegenüber den parametrisierten Schätzwerten verläuft die Originalfunktion von ECKMÜLLNER (2006) etwas tiefer. Bei HOCHBICHLER et al. (2006) ergeben sich bei Durchmessern (BHD) größer 40 cm höhere Werte. Ab einem BHD von 43 cm beginnt hier jedoch der Extrapolationsbereich. Erklärende Variable ist in diesem Fall ausschließlich der Durchmesser (BHD).

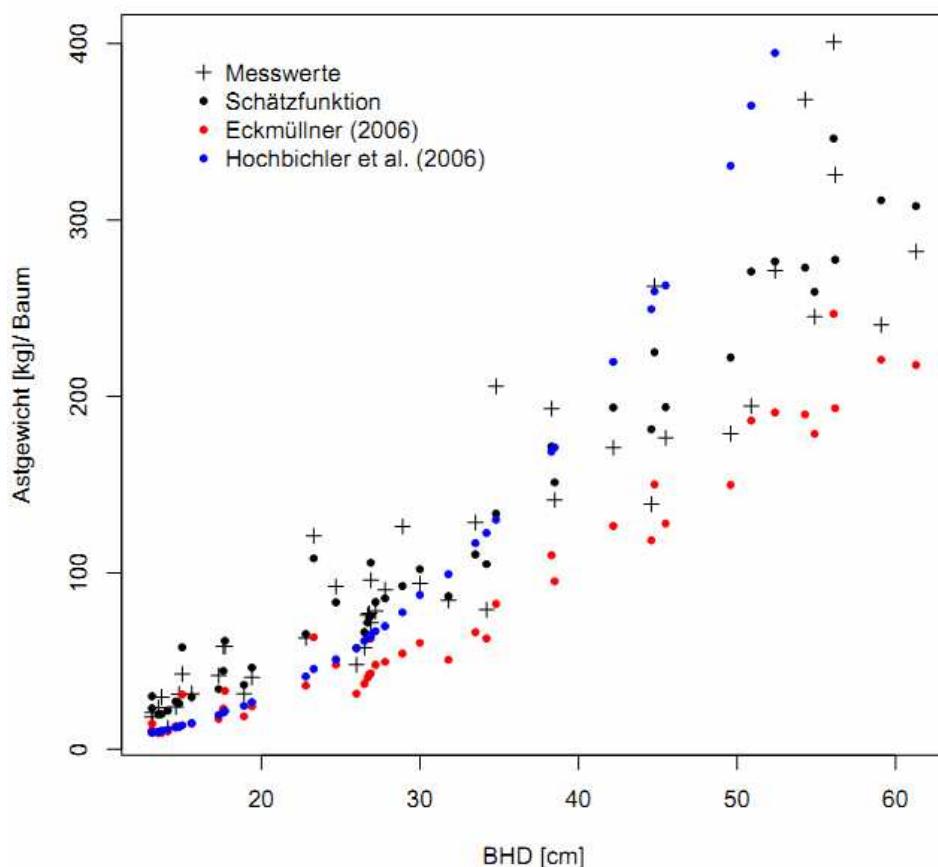


Abbildung 3.11: Beobachtete und geschätzte Astgewichte im Vergleich zu Schätzungen auf der Grundlage von Funktionen aus der Literatur für Fichte

Gesamte oberirdische Biomasse

Die mittlere Baumbiomasse für Fichte betrug 581 kg/ Baum. Der Datenbereich für diese Baumart wies ein Minimum von 53 kg/ Baum und ein Maximum von 1869 kg/ Baum auf.

Für die oberirdische Biomasse der Fichte ergab der Funktionstyp von ZELL (2008) die beste Anpassung (vgl. Tabelle 3.20). Unabhängige Variablen sind der BHD [cm] und die Baumhöhe [m]. Die Gegenüberstellung der geschätzten und beobachteten Werte (Abb. 3.12) unterstreicht diese gute Anpassung.

Tabelle 3.20: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung der oberirdischen Biomasse

$$\text{Oberirdische Biomasse : } \hat{Y} = \alpha * (BHD^\beta) * (Höhe^\phi) \quad (3.15)$$

mit \hat{Y} = Oberirdische Biomasse [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	0.1558394	0.01758582	8.86165	0
β	1.9157968	0.05706244	33.57369	0
ϕ	0.4193738	0.0767671	5.46294	0
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.948896	1.146347	1.343797	
σ^2	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
	0.01160704	0.03727795	0.11972439	

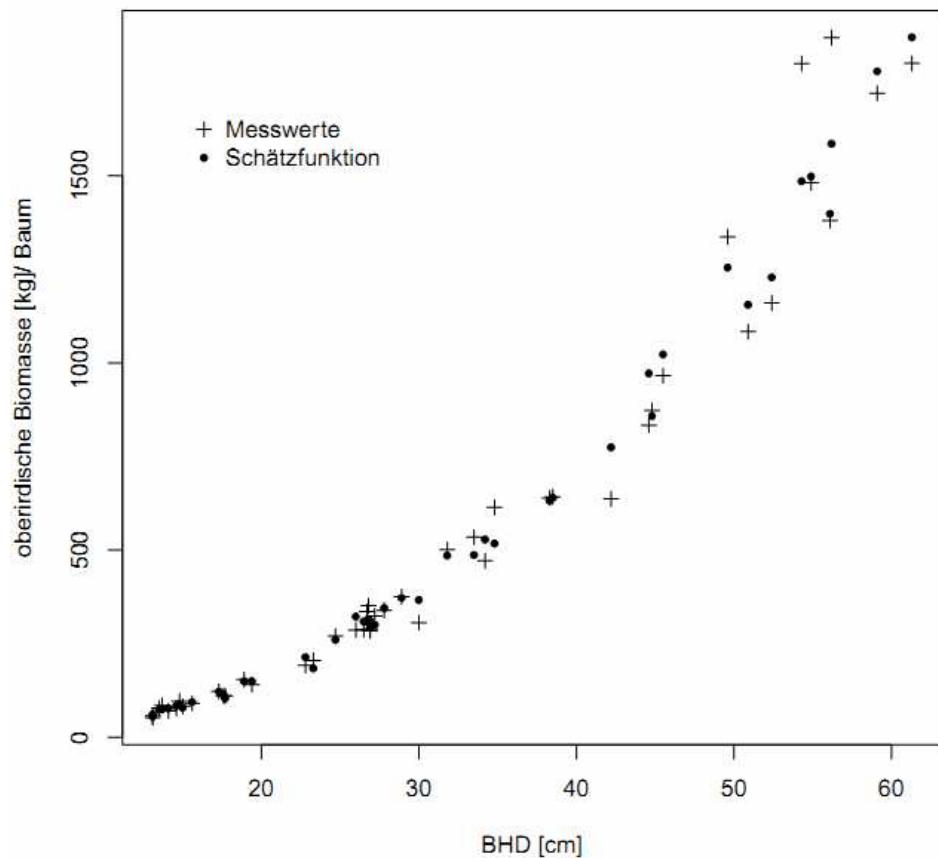


Abbildung 3.12: Beobachtete und geschätzte Gewichte der oberirdischen Biomasse über den zugehörigen Durchmessern (BHD) für die Fichte

Verzerrung und Streuung der Schätzungen der oberirdischen Biomasse sind insgesamt niedrig (Tabelle 3.21). Die größte prozentuale Abweichung innerhalb der Durchmesserklassen tritt wieder im Durchmesserbereich 35.0 bis 44.9 cm mit einer Überschätzung von 6.5 % und einer Streuung von 10.3 % auf, bei einer wie erwähnt sehr geringen Anzahl untersuchter Bäume ($N=5$). In den übrigen Durchmesserstufen liegen die Verzerrungen unter 2.3 %. Die mittleren Abweichungen sind insgesamt nicht gerichtet. Auch die relative Streuung kann mit maximal 11.3 % als vergleichsweise gering betrachtet werden.

Tabelle 3.21: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung der oberirdischen Biomasse getrennt nach Durchmesserklassen für die Fichte

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	7	0.32	0.44	7.00	9.51
15.0-24.9	10	0.92	0.63	11.52	7.82
25.0-34.9	14	2.66	0.71	42.61	11.33
35.0-44.9	5	-50.10	-6.46	80.18	10.34
≥ 45.0	10	32.03	2.24	148.13	10.38

Einen Vergleich zum Originalmodell von ZELL (2008) sowie zu Funktionen von MUUKKONEN (2007) und FIEDLER (1986) erlaubt Abbildung 3.13. MUUKKONEN (2007) und FIEDLER (1986) nutzten ausschließlich den BHD als unabhängige Variable. MUUKKONEN (2007) hat einen Funktionstyp gewählt, wie er von MARKLUND (1987, 1988) entwickelt wurde. Er parametrisierte getrennte Modelle für die temperierte und die boreale Klimazone. In der Abbildung 3.13 sind die Schätzungen auf der Grundlage des Modells für die temperierte Zone dargestellt.

Die Schätzwerte auf der Basis des neu parametrisierten Modells (Gleichung 3.15) und des Modells von ZELL (2008) liegen relativ eng beieinander. Bei stärkeren Baumdimensionen sind ZELLS Schätzwerte etwas höher. Die Funktionen von FIEDLER (1986) und MUUKKONEN (2007) sind mit dem BHD als einziger unabhängiger Variablen relativ starr, was im mittleren Durchmesserbereich zu höheren, im Starkholz, zu niedrigeren Biomasseschätzungen führt. Dies ist bei Anwendung des Modells von MUUKKONEN (2007) deutlicher ausgeprägt.

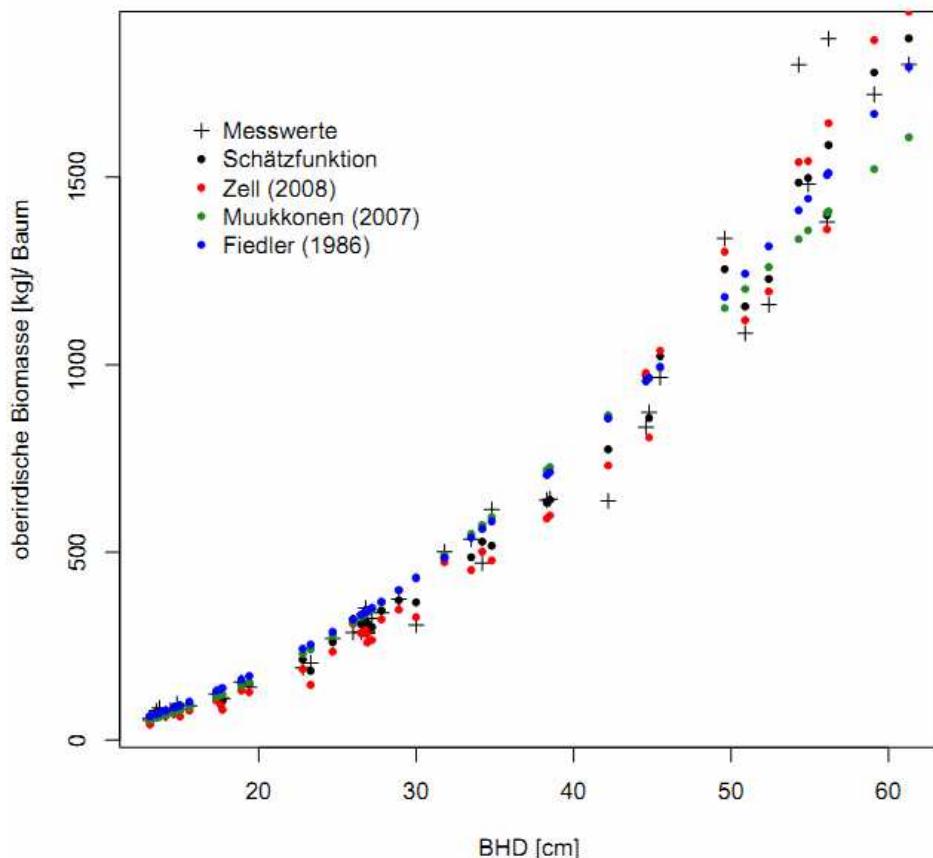


Abbildung 3.13: Beobachtete und geschätzte Gewichte der oberirdischen Biomasse im Vergleich zu Schätzungen auf der Grundlage von Funktionen aus der Literatur für die Fichte

Abbildung 3.14 zeigt die Verteilung der absoluten Werte und der Anteile der Kompartimente an der oberirdischen Biomasse eines Baumes über dem Durchmesser (BHD). Die übrigen unabhängigen Variablen, die in einige der zugrunde liegenden Modellschätzungen eingingen, wurden aus funktionalen Zusammenhängen (z.B. Höhenkurve) abgeleitet, die anhand des Datenmaterials parametrisiert wurden. Beim Kronenanteil wurde der Datenmittelwert verwendet.

Der Derbholzanteil (inklusive Rinde) an der gesamten oberirdischen Biomasse nimmt mit steigender Baumdimension (BHD 10-60 cm) von 65 auf 82 % zu. Die Schätzungen für den Rindenanteil resultieren in einem nahezu konstanten Wert unabhängig von der Baumdimension, obwohl sich die absoluten Beträge mit den Durchmessern erhöhen. Der Anteil des Nichtderbholzes (Äste 1-7 cm und Reisig) nimmt mit steigendem BHD ab. Bei einer Fichte mit einem BHD von 50 cm macht das Derbholz ohne Rinde im Mittel 72 %, die Derbholzrinde im Mittel 8 % und das Nichtderbholz im Mittel 20 % der gesamten oberirdischen Holzbiomasse aus.

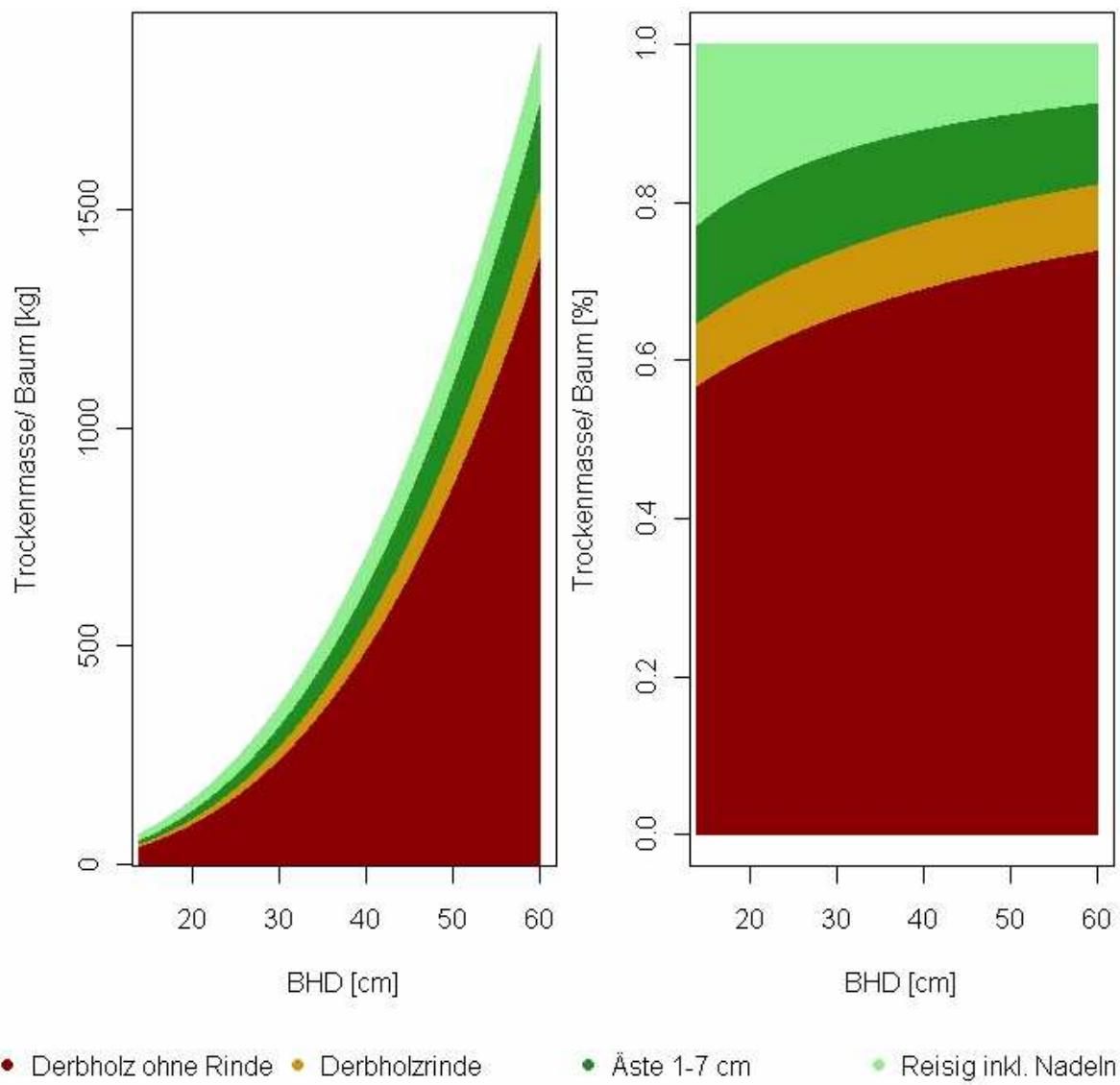


Abbildung 3.14: Verteilung der absoluten Werte und der relativen Anteile der Kompartimente an der oberirdischen Biomasse für die Fichte über dem BHD

3.3.2. Buche

In der vorliegenden Untersuchung standen 35 Probeäume zur Verfügung. Die Durchmesserverteilung wies ein Minimum von 8.0 cm, ein Maximum von 66.4 cm und einen Mittelwert von 32.6 cm auf (vgl. Kapitel 3.2.1, Tabelle 3.2).

Nachfolgend (vgl. Tabelle 3.22) werden die in der Modellselektion geprüften Funktionen aufgeführt. Die in den Unterkapiteln angegebenen statistischen Kenngrößen entsprechen denen der Fichte.

Tabelle 3.22: In der Modellselektion geprüfte Funktionen getrennt nach Kompartimenten und die zugehörigen AIC-Werte, die für die Modellselektion genutzt wurden

Kompartiment	Funktionstyp	AIC
Derbholz ohne Rinde	BARTELINK (1997)	374.0
	LE GOFF u. OTTORINI (2001)	390.8
	HOCHBICHLER (2002)	374.0
	KRAUß u. HEINSTORF (2008)	
Derbholzrinde	LE GOFF u. OTTORINI (2001)	218.6
	KRAUß u. HEINSTORF (2008)	218.6
Äste	BARTELINK (1997)	331.4
	HOCHBICHLER et al. (2006)	331.4
	GESCHWANTNER u. SCHADAUER (2006)	
	LEDERMANN u. NEUMANN (2006)	
Oberirdische Biomasse	BARTELINK (1997)	380.8
	ZELL (2008)	
	WUTZLER et al. (2008)	
	MESCHEDERU (1997)	398.7
	KRAUß u. HEINSTORF (2008)	380.8

Derbholz ohne Rinde

Die mittlere Biomasse des Derbholzes ohne Rinde betrug 765 kg/ Baum. Der Datenbereich für diese Baumart wies ein Minimum von 14 kg/ Baum und ein Maximum von 3378 kg/ Baum auf.

Für das Derbholz ohne Rinde der Buche ergab der Funktionstyp von HOCHBICHLER (2002) die beste Anpassung (vgl. Tabelle 3.23). Eingangsgrößen sind der BHD [cm] und die Baumhöhe [m].

Tabelle 3.23: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Derbholzgewichtes ohne Rinde

$$\text{Derbholz ohne Rinde : } \hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD) + \phi * \ln(Höhe)) \quad (3.16)$$

mit \hat{Y} = Derbholzgewicht [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-4.497735	0.4434631	-10.1423	0.00E+00
β	2.218938	0.0961562	23.07638	0.00E+00
ϕ	0.97528	0.2214652	4.40376	1.00E-04
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.8958591	1.071004	1.246149	
σ^2	2.5 Quantil 0.03687302	Erwartungswert 0.10435646	97.5 Quantil 0.29534523	

Abbildung 3.15 zeigt die Trockenmassen des Derbholzes ohne Rinde [kg] in Abhängigkeit vom Durchmesser (BHD). Angegeben sind die Messdaten der Probebäume und die aus den Schätzungen resultierenden Erwartungswerte. Die bedingte Streuung der Schätzwerte zu einem BHD resultiert wieder daraus, dass neben dem BHD auch die Baumhöhe als Prädiktor in die Schätzung (Gleichung 3.16) einging.

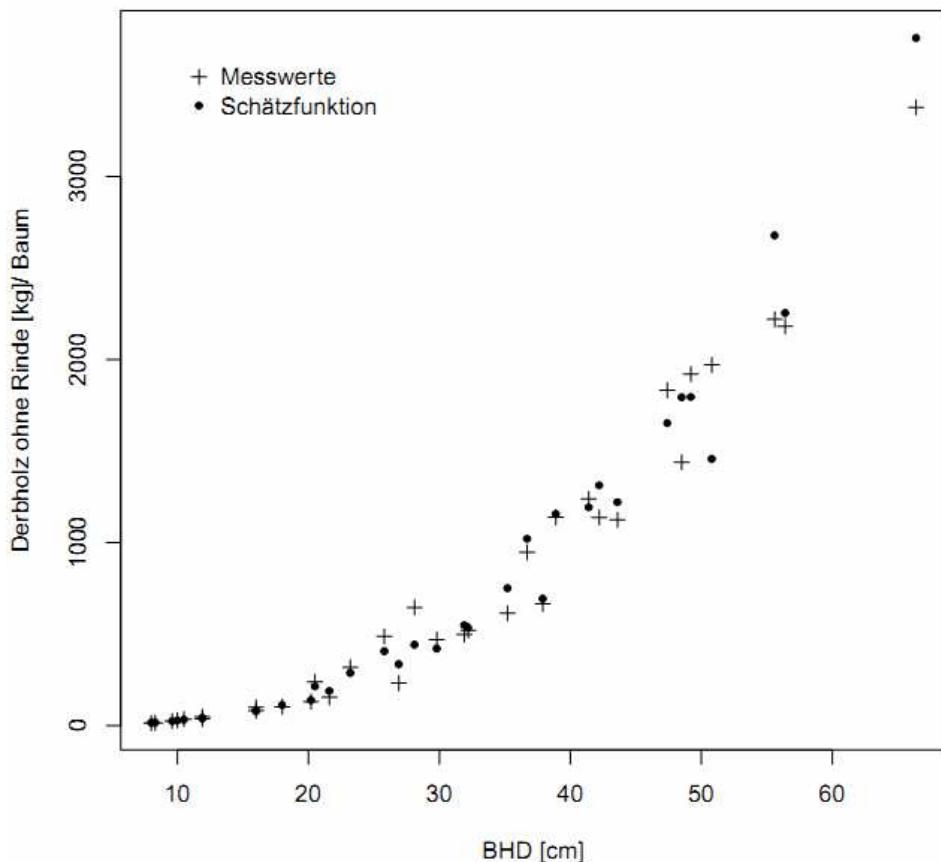


Abbildung 3.15: Beobachtete und geschätzte Derbholzgewichte ohne Rinde über den zugehörigen Durchmessern (BHD) für die Buche

In Tabelle 3.24 sind der Bias (Verzerrung) und die Standardabweichung (Streuung) der Schätzung der Derbholzgewichte getrennt nach Durchmesserklassen festgehalten. Zu entnehmen sind ferner wieder die Anzahl Bäume je Durchmesserklasse sowie die auf den jeweiligen vorhergesagten Klassenmittelwert bezogenen relativen mittleren Abweichungen und Streuungen.

Auffällig sind die mit steigenden Durchmessern zunehmenden absoluten Abweichungen, die allerdings nicht gerichtet sind. So tritt in den 4 stärksten Durchmesserstufen jeweils 2-mal eine Über- und Unterschätzung auf. Bei Baumdimensionen größer 55.0 cm wird die absolut höchste Überschätzung mit 302.9 kg erreicht. Relativ gesehen ergibt sich eine Überschätzung der mittleren Abweichung zum vorhergesagten Klassenmittelwert von -10.5 %. In diesem Durchmesserbereich stehen allerdings nur 3 Bäume zur Verfügung. Die Verzerrungen innerhalb der übrigen BHD-Klassen beträgt maximal 6.9 %. Sie sind damit ab einem Durchmesserbereich (BHD) größer 25 cm etwas höher als bei der Fichte. Auch die prozentuale Streuung innerhalb der BHD-Klassen ist im Vergleich zur Fichte etwas größer. Sie betrug maximal 24.3 %.

Tabelle 3.24: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Derbholzgewichtes ohne Rinde getrennt nach Durchmesserklassen.

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	7	0.50	1.70	3.87	13.20
15.0-24.9	7	3.38	2.14	22.82	14.40
25.0-34.9	6	27.83	6.20	109.08	24.32
35.0-44.9	7	-69.12	-6.58	75.47	7.19
45.0-54.9	4	116.03	6.93	357.55	21.35
≥ 55.0	3	-302.94	-10.46	204.01	7.04

Ein Vergleich des hier parametrisierten Modells (Gleichung 3.16) mit dem Originalmodell von HOCHBICHLER (2002) sowie zu Funktionen von BARTLINK (1997), LE GOFF u. OTTORINI (2001) und KRAUSS u. HEINSDORF (2008) erlaubt Abbildung 3.16. Die Modelle aus der Literatur wurden dabei erneut nicht mit den eigenen Daten reparametrisiert, sondern mit ihren originären Koeffizienten verwendet. Erklärende Variable bei KRAUSS u. HEINSDORF (2008) ist ausschließlich der BHD. Die Schätzwerte der Funktion von HOCHBICHLER (2002) liegen über den Werten des hier parametrisierten Modells. Diese dient allerdings auch der Schätzung der gesamten oberirdischen Biomasse. Die übrigen Funktionen ergeben niedrigere Stammholzbiomassen. Die Abweichungen in den Schätzungen können sowohl aufgrund der verschiedenen Funktionstypen und der Unterschiede in der Datenbasis begründet sein, als auch durch abweichende Definitionen des Stammholzbereiches.

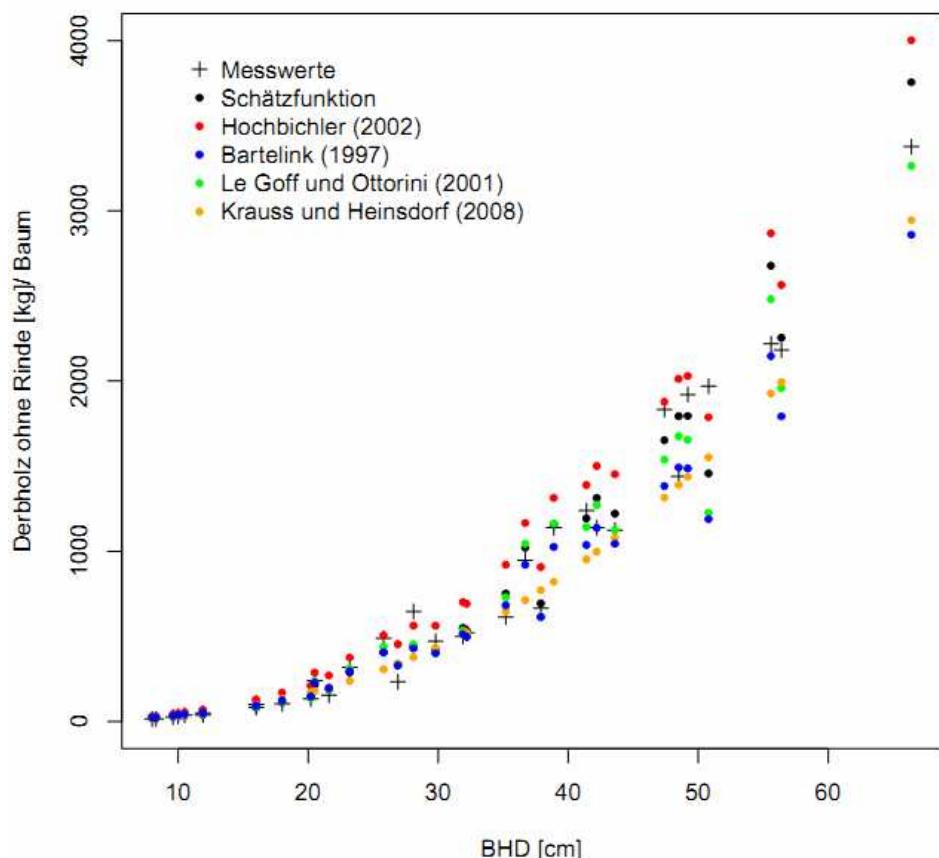


Abbildung 3.16: Beobachtete und geschätzte Derbholzgewichte ohne Rinde im Vergleich zu Schätzungen auf der Grundlage von Funktionen aus der Literatur für die Buche

Rinde des Derbholzes

Die mittlere Biomasse der Rinde des Derbholzes betrug 67 kg/ Baum, was einem Rindenanteil von 8.6 % entspricht. Es wurde ein Minimum von 2 kg/ Baum und ein Maximum von 266 kg/ Baum beobachtet.

Bei der Buche sind in der Literatur nur wenige Schätzfunktionen für das Kompartiment „Rinde“ zu finden. Der von HEINSDORF UND KRAUSS (2008) verwendete Funktionstyp (vgl. Tabelle 3.25) ergab die beste Anpassung. Eingangsparameter sind der BHD [cm] und die Baumhöhe [m]. Abbildung 3.17 zeigt die Lage der Mess- und Schätzwerte zueinander. Die mittlere Abweichung der Residuen beträgt maximal 14.1 % (vgl. Tabelle 3.26). Sie ist bei Baumdimensionen mit einem BHD von mehr als 25 cm etwas höher als bei der Fichte. Die prozentuale Streuung der Einzelwerte bezogen auf den geschätzten Klassenmittelwert bewegt sich in einem Rahmen, der mit dem für Derbholz ohne Rinde vergleichbar war.

Tabelle 3.25: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Rindengewichtes des Derbholzes

$$\text{Rindengewicht: } \hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD) + \phi * \ln(Höhe)) \quad (3.17)$$

mit \hat{Y} = Rindengewicht [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr($> t $)
α	-5.654878	0.4488416	-12.598829	0
β	1.958749	0.0946652	20.69133	0
ϕ	0.882996	0.2234966	3.950826	4.00E-04
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.9764208	1.156406	1.336391	
σ^2	2.5 Quantil 0.04892917	Erwartungswert 0.0918551	97.5 Quantil 0.17978922	

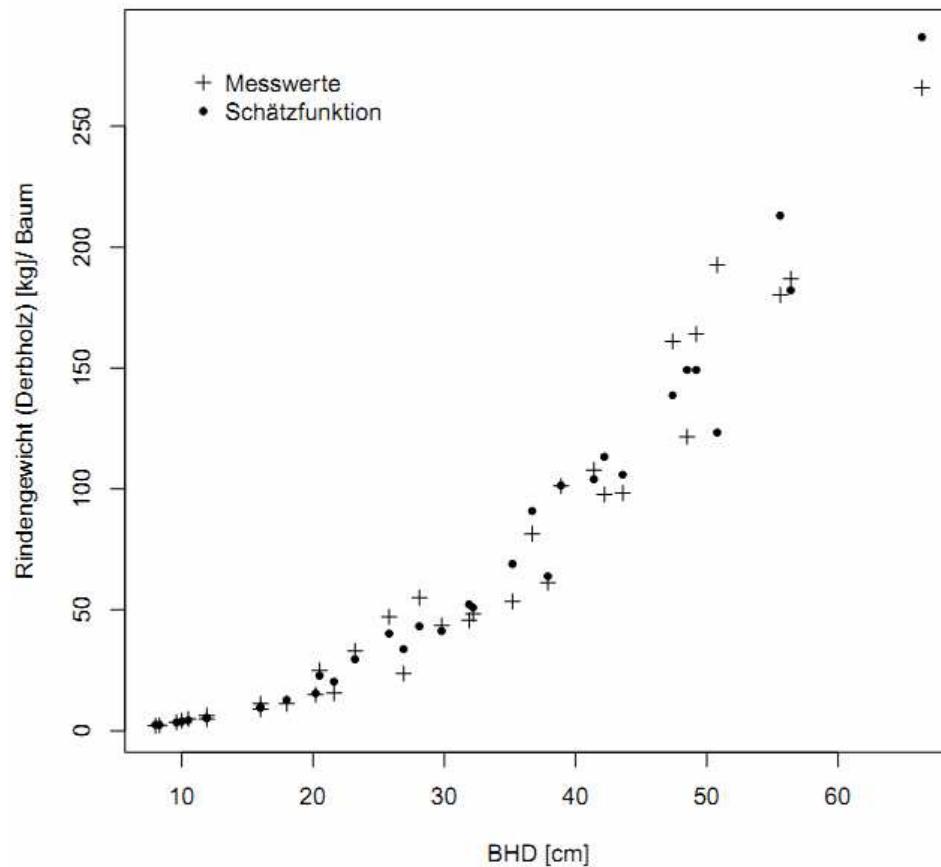


Abbildung 3.17: Beobachtete und geschätzte Rindengewichte (Derbholz) über dem Durchmesser (BHD) für die Buche

Tabelle 3.26: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Rindengewichtes getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	7	0.16	4.06	0.50	12.85
15.0-24.9	7	-0.05	-0.31	2.72	15.84
25.0-34.9	6	0.33	0.76	8.28	18.99
35.0-44.9	7	-6.73	-7.27	7.46	8.05
45.0-54.9	4	19.69	14.05	39.70	28.32
≥ 55.0	3	-16.30	-7.17	19.22	8.45

Den Vergleich des reparametrisierten Modells zum originalen Modell von KRAUSS u. HEINSDORF (2008) sowie zu einer Funktion von LE GOFF u. OTTORINI (2001) zeigt Abbildung 3.18. Es wurden für den Vergleich bei der Schätzfunktion von KRAUSS u. HEINSDORF (2008) und LE GOFF u. OTTORINI (2001) erneut die ursprünglichen Koeffizienten aus der Literatur angewendet. In die Gleichung von LE GOFF u. OTTORINI (2001) geht ausschließlich der BHD als erklärende Variable ein.

Die Messwerte und die Schätzungen des neu parametrisierten Modells (Gleichung 3.17) liegen gegenüber KRAUSS u. HEINSDORF (2008) durchweg, gegenüber LE GOFF u. OTTORINI (2001) bei stärkeren Dimensionen über deren Modellschätzungen. Dafür können ähnliche Ursachen wie beim Derbholz ohne Rinde angenommen werden.

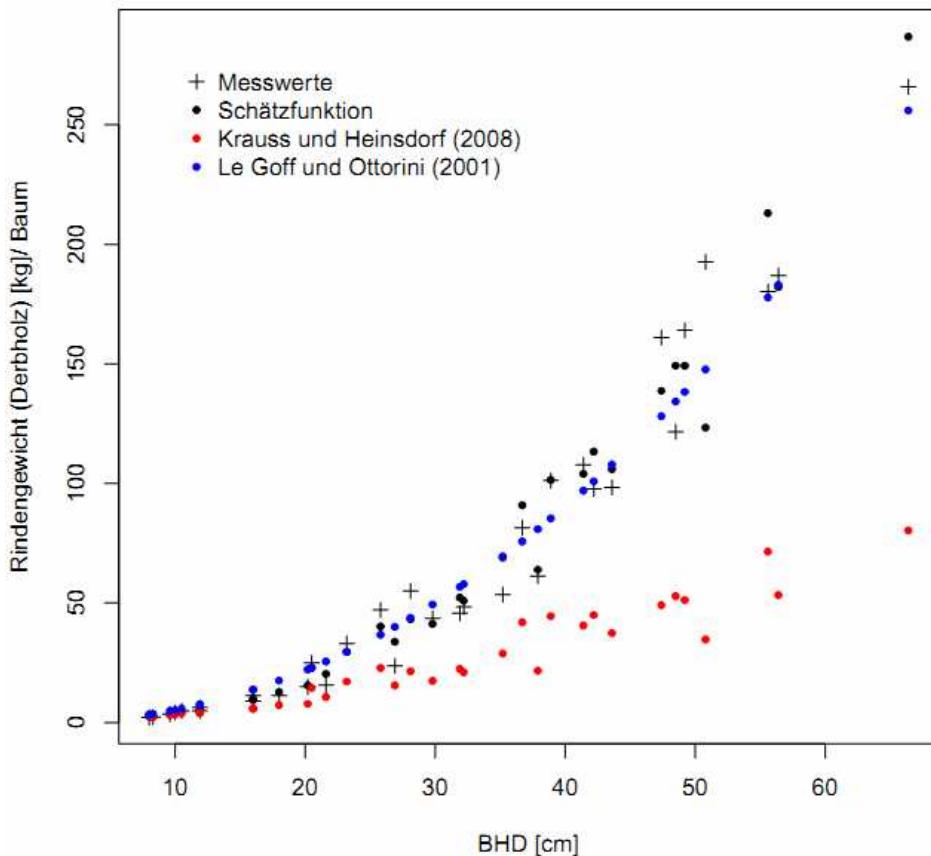


Abbildung 3.18: Beobachtete und geschätzte Rindengewichte im Vergleich zu Schätzungen auf der Grundlage von Funktionen aus der Literatur für die Buche

Äste 1-7 cm

Die mittlere Biomasse der Äste bis zu einem Durchmesser von 7 cm betrug 93 kg/Baum, das Spektrum reichte von 7 bis 394 kg/Baum.

Zur Beschreibung der Astbiomasse wurde ein Modell parametrisiert, das auf einem von HOCHBICHLER (2006) verwendeten Funktionstyp basiert (vgl. Tabelle 3.27). Als unabhängige Variable wird der BHD [cm] verwendet. Die Baumhöhe [m] und der Kronenanteil haben keinen signifikanten Effekt. In Abbildung 3.19 sind die geschätzten den gemessenen Werten gegenüber gestellt.

Tabelle 3.27: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Astgewichtes

$$\text{Astgewicht (1 bis 7 cm)} : \hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD)) \quad (3.18)$$

mit \hat{Y} = Astgewicht [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-1.27522	0.42501	-3.000447	0.0052
β	1.62219	0.1394855	11.629813	0
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.9538237	1.212936	1.472049	
σ^2	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
	0.07649864	0.22125894	0.63995281	

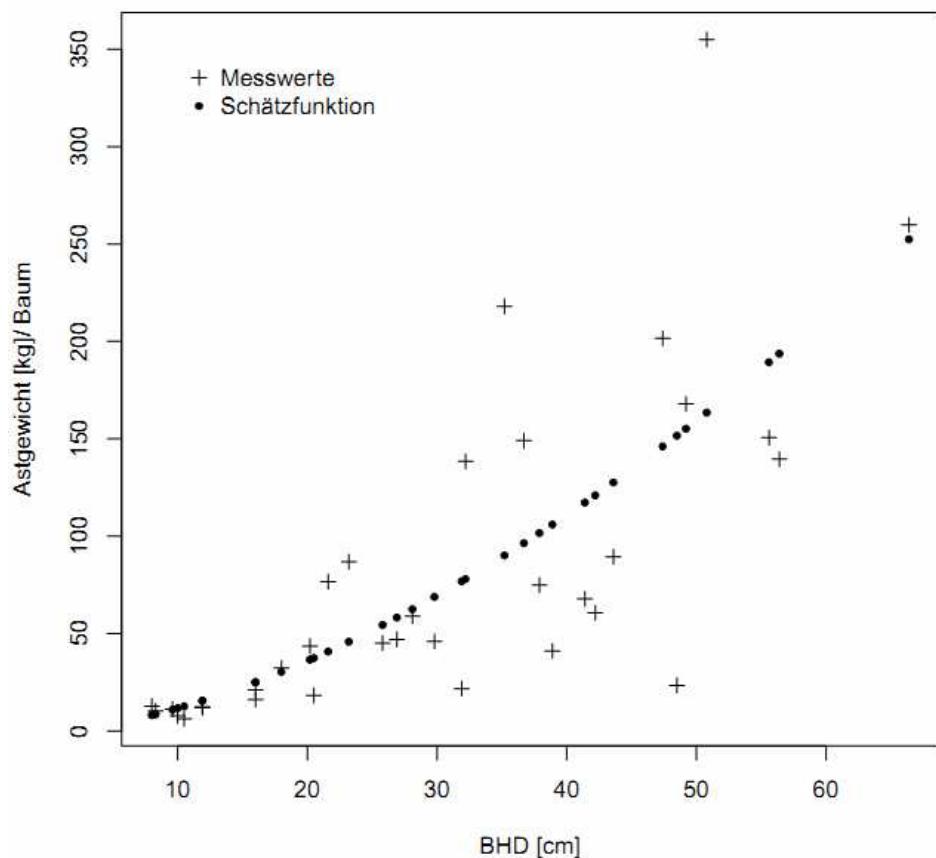


Abbildung 3.19: Beobachtete und geschätzte Astgewichte (Äste 1-7 cm) über den Durchmessern (BHD) für die Buche

Die Verzerrung und Streuung der Schätzung der Astgewichte in Abhängigkeit vom Durchmesser (BHD) ist im Vergleich zu den Schätzungen des Derbholzes der Buche und den Astbiomassen der Fichte, insbesondere bei größeren Baumdimensionen sehr hoch (Tabelle 3.28). Die mittleren prozentualen Abweichungen innerhalb der BHD-Klassen betragen maximal 22.3 % (BHD 15.0-24.9 cm), die Streuung der Einzelwerte innerhalb der Durchmesserklassen erreicht bei Baumdimensionen [BHD] von 45.0 bis 54.9 cm bezogen auf den vorhergesagten Klassenmittelwert einen Wert von 85.4 %. Wie bei den vorhergehenden Ergebnisdarstellungen muss dabei auf den relativ geringen Stichprobenumfang hingewiesen werden. Weiterhin treten auch hier keine gerichteten Verzerrungen über benachbarte Durchmesserstufen hinweg auf, d.h. das Über- und Unterschätzungen zufällig zu variieren scheinen.

Tabelle 3.28: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Astgewichtes (Äste 1-7 cm) getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	7	-1.47	-12.34	3.81	32.11
15.0-24.9	7	7.69	22.30	22.65	65.70
25.0-34.9	6	-6.95	-10.45	37.77	56.80
35.0-44.9	7	-8.43	-7.77	71.95	66.26
45.0-54.9	4	32.86	21.32	131.64	85.43
≥ 55.0	3	-28.48	-13.45	32.01	15.12

Reisig

Auch beim Reisig wurde die Funktion von HOCHBICHLER (2006) genutzt (siehe Tabelle 3.29). Die Streuung der Messwerte sind insgesamt noch höher als jene bei den Ästen von 1-7 cm Stärke (Abbildung 3.20 u. Tabelle 3.30). Bei Baumdimensionen von 45.0 bis 54.9 cm BHD ergeben sich eine mittlere relative Überschätzung von -41.5 % und in der Durchmesserkategorie größer 50 cm treten -62.2 % auf. Die Streuung bezogen auf den vorhergesagten Klassenmittelwert beträgt maximal 124.8 % (BHD 35.0-44.9 cm). Ansonsten liegt sie zwischen 28.7 und 72.6 %.

Tabelle 3.29: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Reisiggewichtes

$$\text{Reisiggewicht: } \hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD)) \quad (3.19)$$

mit \hat{Y} = Reisiggewicht [kg], BHD [cm]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-3.832933	0.5510673	-6.955473	0
β	1.861995	0.1936871	9.613419	0
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	1.065031	1.327309	1.589587	
σ^2	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
	0.1944296	0.3643386	0.6827284	

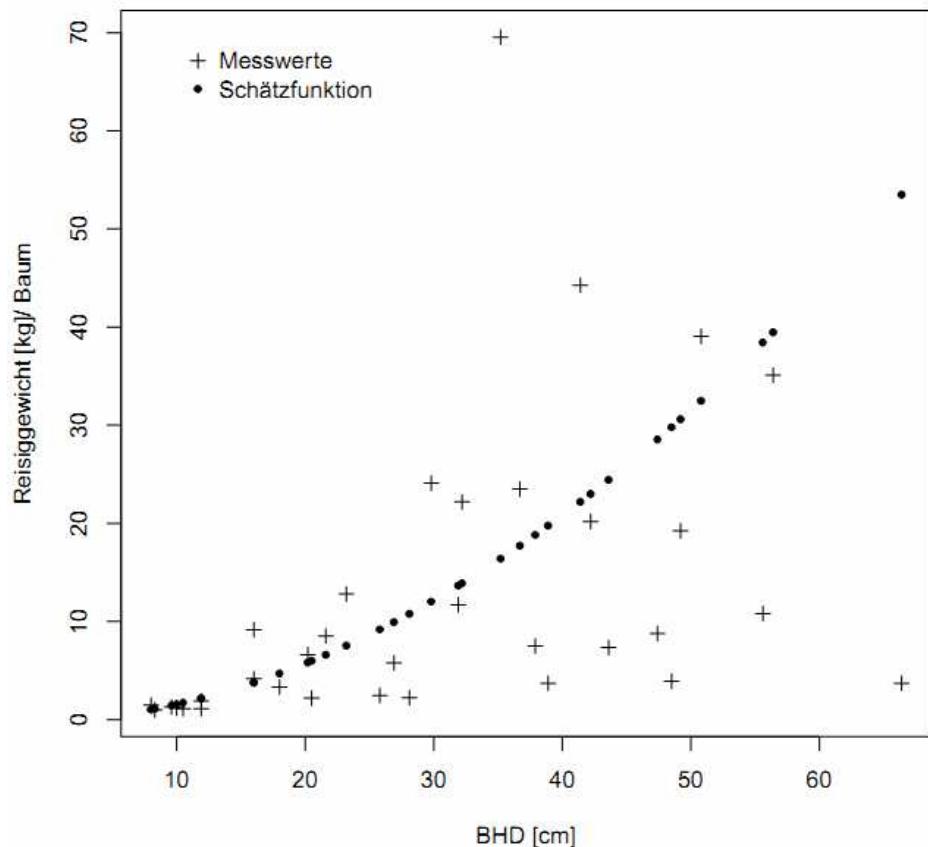


Abbildung 3.20: Beobachtete und geschätzte Reisiggewichte über den Durchmessern (BHD) für die Buche

Tabelle 3.30: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Reisiggewichtes getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	7	-0.31	-19.11	0.46	28.67
15.0-24.9	7	1.22	22.28	3.34	61.15
25.0-34.9	6	-0.17	-1.49	8.41	72.57
35.0-44.9	7	4.82	23.68	25.39	124.82
45.0-54.9	4	-12.61	-41.53	14.11	46.47
≥ 55.0	3	-27.25	-62.23	22.71	51.85

Auf einen Vergleich der Mess- und Schätzwerte mit Schätzungen, die bei Anwendung von Modellen aus der Literatur resultieren, wurde bei den Ästen verzichtet. Zum einen, weil es nur wenige Funktionen zur Schätzung von Astbiomassen der Buche gibt, die zudem nicht zwischen Ästen und Reisig differenzieren, zum anderen, weil die Definition von Ästen sehr unterschiedlich gehandhabt wird.

Gesamte oberirdische Biomasse

Die mittlere Baumbiomasse für Buche betrug 925 kg/ Baum. Der Datenbereich für diese Baumart wies ein Minimum von 29 kg/ Baum und ein Maximum von 3907 kg/ Baum auf.

Für die oberirdische Biomasse der Buche ergab der Funktionstyp von HOCHBICHLER (2002) die beste Anpassung (vgl. Tabelle 3.31). Unabhängige Variablen sind der BHD [cm] und die Baumhöhe [m]. Die Gegenüberstellung der Mess- und Schätzwerte erfolgt in Abbildung 3.21.

Tabelle 3.31: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung der oberirdischen Biomasse

Oberirdische Biomasse :

$$\hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD) + \phi * \ln(Höhe)) \quad (3.20)$$

mit \hat{Y} = Oberirdische Biomasse [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-3.538373	0.3664784	-9.655065	0
β	2.031439	0.0718958	28.25532	0
ϕ	0.954456	0.1788417	5.336879	0
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	1.107588	1.291388	1.475187	
σ^2	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
	0.0071415	0.0223341	0.0698475	

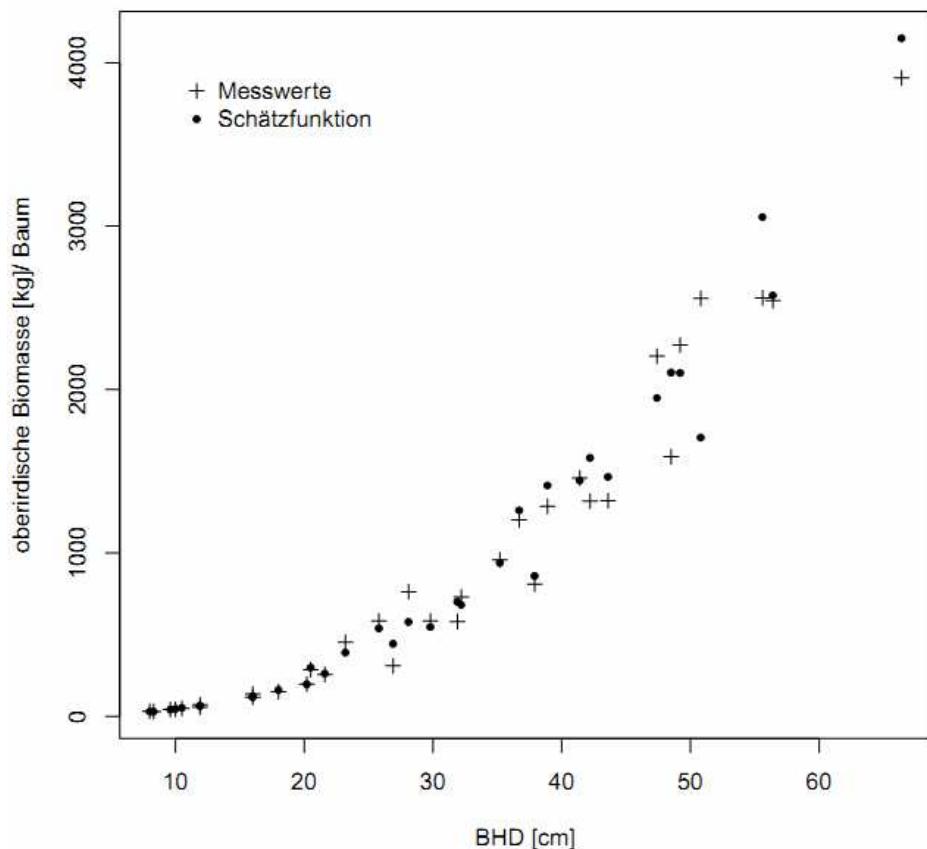


Abbildung 3.21: Beobachtete und geschätzte Gewichte der oberirdischen Biomasse über den zugehörigen Durchmessern (BHD) für die Buche

Die Verzerrung und Streuung der Schätzungen der oberirdischen Biomasse (Tabelle 3.32) sind vergleichbar mit den Werten, die sich beim Derbholz ohne Rinde ergeben. Auffällig sind wieder die mit steigenden Durchmessern zunehmenden absoluten Abweichungen. Bei Baumdimensionen größer 55.0 cm beträgt sie -256.3 kg, prozentual ergibt sich eine Überschätzung der mittleren Abweichung zum vorhergesagten Klassenmittelwert von 7.9 %. In diesem Durchmesserbereich stehen allerdings nur noch 3 Bäume zur Verfügung. Die höchste relative Abweichung (9.7 %) tritt in der BHD-Klasse 45.0-54.9 cm auf. Die Verzerrung bei den geringeren Baumdimensionen beträgt maximal 6.8 %. Sie liegt damit ab einem Durchmesserbereich (BHD) größer 25 cm etwas höher als bei der Fichte. Eine gerichtete Verzerrung liegt nicht vor. Die prozentuale Streuung innerhalb der BHD-Klassen ist im Vergleich zur Fichte etwas größer, wobei das Maximum 28.5 % beträgt.

Tabelle 3.32: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung der oberirdischen Biomasse getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	7	-0.75	-1.62	4.37	9.38
15.0-24.9	7	7.32	3.32	26.21	11.87
25.0-34.9	6	10.52	1.81	120.33	20.70
35.0-44.9	7	-87.79	-6.86	100.29	7.83
45.0-54.9	4	190.51	9.70	559.86	28.49
≥ 55.0	3	-256.33	-7.86	231.22	7.09

Einen Vergleich zu den Modellen von HOCHBICHLER (2002) sowie zu Funktionen von BARTELINK (1997), MESCHEREDU (1997), WUTZLER et al. (2008), KRAUSS u. HEINSDORF (2008) und ZELL (2008) erlaubt Abbildung 3.22. Die Modellentwicklung von MESCHEDERU (1997) erfolgte auf Basis der Daten von PELLINEN (1986). Er nutzte ausschließlich den BHD als unabhängige Variable. In die übrigen dargestellten Modelle gingen sowohl der BHD als auch die Baumhöhe als Prädiktoren ein.

Die Schätzwerte auf der Basis des neu parametrisierten Modells (Gleichung 3.20) liegen geringfügig höher als bei HOCHBICHLER (2002). Bei stärkeren Baumdimensionen ergeben die Funktionen von MESCHEREDU (1997), WUTZLER et al. (2008), KRAUSS UND HEINSDORF (2008) sowie ZELL (2008) etwas niedrigere Biomassen, die von BARTELINK (1997) geringfügig höhere Schätzwerte.

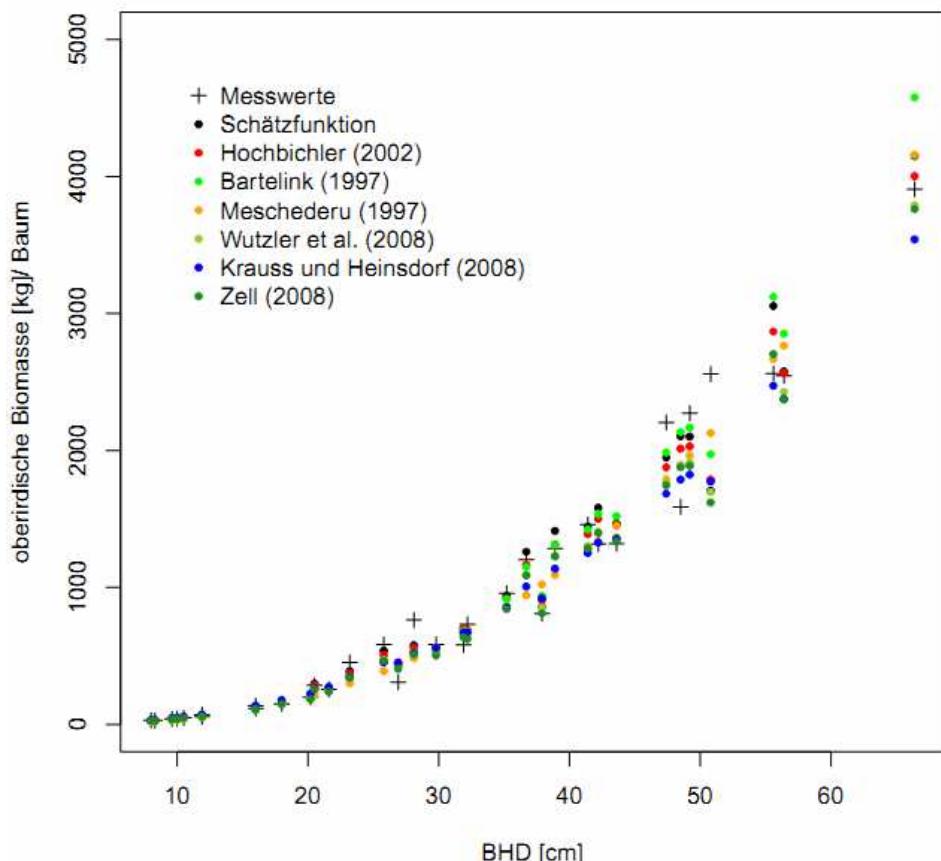


Abbildung 3.22: Beobachtete und geschätzte Gewichte der oberirdischen Biomasse im Vergleich zu Schätzungen auf der Grundlage von Funktionen aus der Literatur für die Buche

Abbildung 3.23 zeigt die Verteilung der absoluten Werte und der Anteile der Kompartimente an der oberirdischen Biomasse eines Baumes über dem Durchmesser (BHD). Die Baumhöhe, die als unabhängige Variable in einige zugrunde liegende Modellschätzungen eingeht, wurde erneut über einen Höhentarif in Abhängigkeit vom BHD geschätzt, der anhand des vorliegenden Datenmaterials parametrisiert wurde. Der Derbholzanteil (inklusive Rinde) an der gesamten oberirdischen Biomasse ist insgesamt höher als bei der Fichte. Er nimmt mit steigenden Baumdimensionen von 77 auf 90 % zu. Die Schätzungen für den Rindenanteil resultieren in einem nahezu konstanten Wert unabhängig von der Baumdimension, obwohl sich die absoluten Beträge mit zunehmenden Durchmessern erhöhen. Der Anteil des Nichtderbholzes (Äste 1-7 cm und Reisig) nimmt mit steigendem BHD ab. Bei einer Buche mit einem BHD von 50 cm macht das Derbholz ohne Rinde im Mittel 81 %, die Derbholzrinde im Mittel 7 % und das Nichtderbholz im Mittel 12 % der gesamten oberirdischen Holzbiomasse aus.

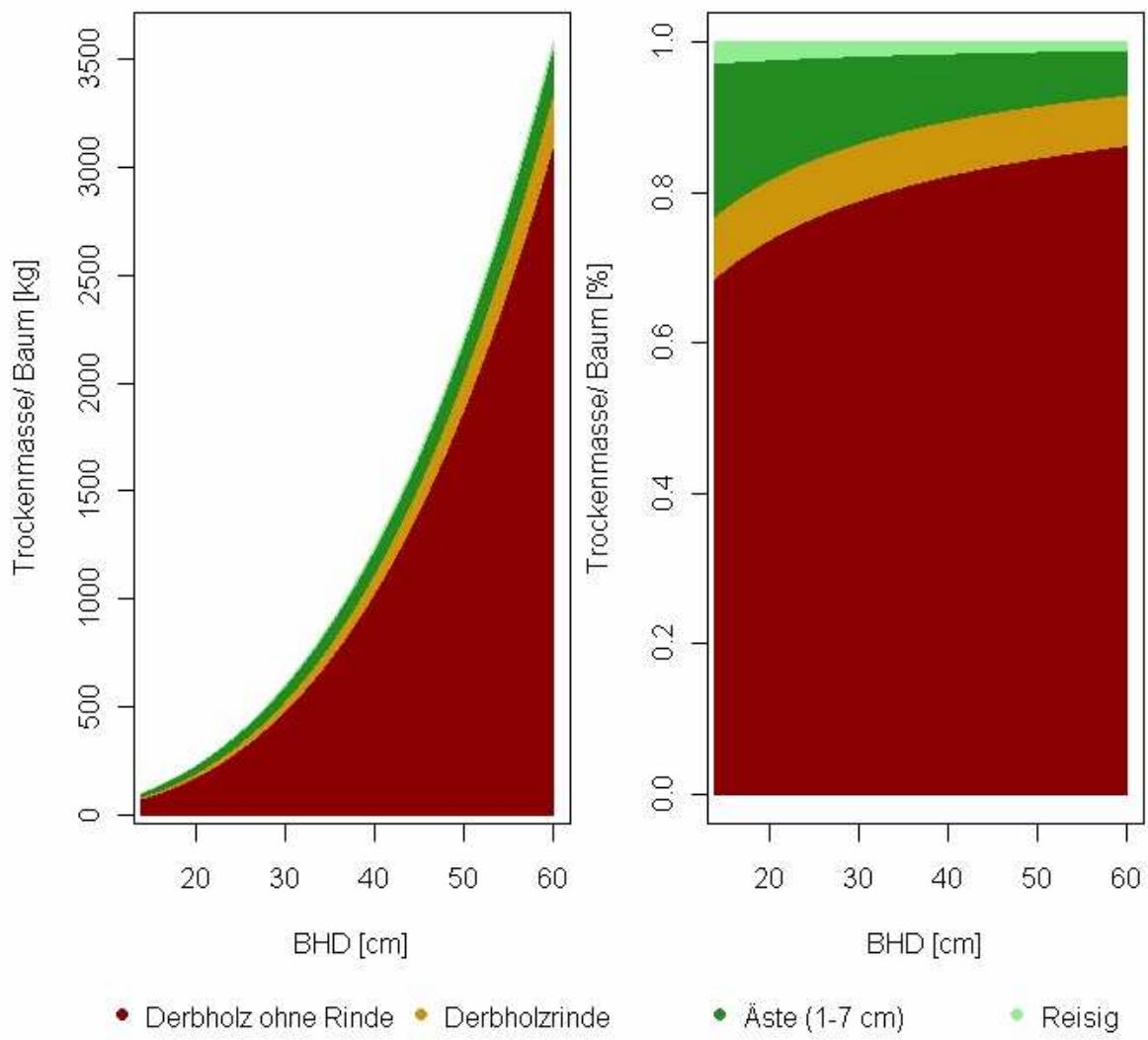


Abbildung 3.23: Verteilung der absoluten Werte und der relativen Anteile der Kompartimente an der oberirdischen Biomasse für die Buche über dem BHD

3.3.3. Eiche

Für die vorliegende Untersuchung standen 33 Probeäume zur Verfügung. Die Durchmesserverteilung wies ein Minimum von 8.0 cm, ein Maximum von 70.5 cm und einen Mittelwert von 30.2 cm auf (vgl. Kapitel 3.2.1, Tabelle 3.2).

Nachfolgend (vgl. Tabelle 3.33) werden die in der Modellselektion geprüften Funktionen aufgeführt. Bei der Eiche sind in der Literatur nur wenige Funktionstypen zu finden. Die in den Unterkapiteln angegebenen statistischen Kenngrößen entsprechen denen der Fichte und Buche.

Tabelle 3.33: In der Modellselektion geprüfte Funktionen getrennt nach Kompartimenten und die zugehörigen AIC-Werte, die für die Modellselektion genutzt wurden

Kompartiment	Funktionstyp	AIC
Derbholz ohne Rinde	CIENCIALA (2008)	325.6
Derbholzrinde	CIENCIALA (2008)	233.1
Äste	GESCHWANTNER (2006) CIENCIALA (2008)	288.2
Oberirdische Biomasse	HOCHBICHLER (2006)	362.7
	MUUKONEN (2007)	353.1
	CIENCIALA (2008)	344.5
	ZELL (2008)	362.7

Derbholz ohne Rinde

Die mittlere Biomasse des Derbholzes ohne Rinde betrug 588 kg/ Baum. Der Datenbereich für diese Baumart wies ein Minimum von 4 kg/ Baum und ein Maximum von 2719 kg/ Baum auf.

Für das Derbholz ohne Rinde der Eiche ergab der Funktionstyp von CIENCIALA (2008) die beste Anpassung (vgl. Tabelle 3.34). Eingangsgrößen sind der BHD [cm] und die Baumhöhe [m].

Tabelle 3.34: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Derbholzgewichtes ohne Rinde

Derbholz ohne Rinde : $\hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD) + \phi * \ln(Höhe))$ (3.21)

mit \hat{Y} = Derbholzgewicht [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-5.825136	0.4054101	-14.368501	0
β	1.920523	0.1389504	13.821644	0
ϕ	1.679022	0.2601481	6.454101	0
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.7953565	0.9198223	1.044288	
σ^2	2.5 Quantil 0.1306057	Erwartungswert 0.2630427	97.5 Quantil 0.5297737	

Abbildung 3.24 zeigt die Trockenmassen des Derbholzes ohne Rinde [kg] je Baum in Abhängigkeit vom Durchmesser (BHD). Angegeben sind erneut die Messdaten der Probeäume und die aus den Schätzungen resultierenden Erwartungswerte. Die bedingte Streuung der Schätzwerte zu einem BHD resultiert daraus, dass neben dem BHD auch die Baumhöhe als Prädiktor in die Schätzung (Gleichung 3.21) einging.

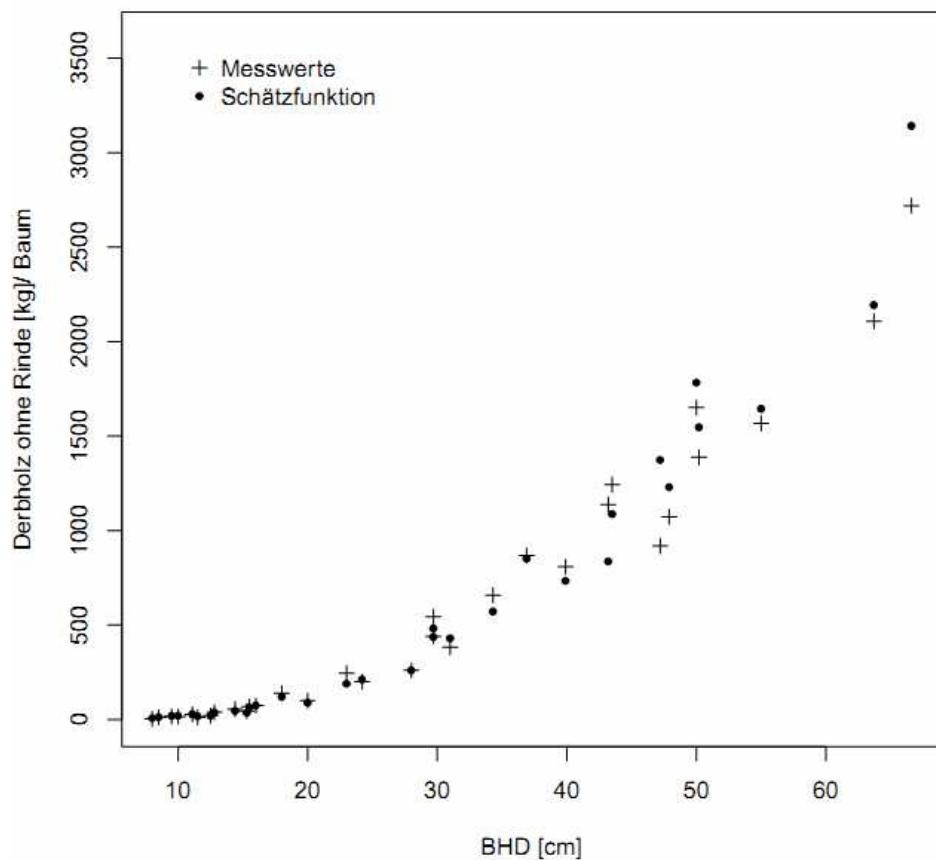


Abbildung 3.24: Beobachtete und geschätzte Derbholzgewichte ohne Rinde über den zugehörigen Durchmessern (BHD) für die Eiche

In Tabelle 3.35 sind der Bias (Verzerrung) und die Standardabweichung der Schätzung der Derbholzgewichte getrennt nach Durchmesserklassen sowie die Anzahl Bäume je Durchmesserkategorie und die auf den jeweiligen vorhergesagten Klassenmittelwert bezogenen relativen mittleren Abweichungen und Streuungen dargestellt.

Auffällig ist die vergleichsweise hohe Überschätzung von -225.64 kg in der Durchmesserkategorie 45.0 bis 54.9 cm, was einem prozentualen Wert von 15.2 % entspricht. Es stehen in diesem Durchmesserbereich aber auch nur vier Bäume zur Verfügung. Die Verzerrung innerhalb der übrigen BHD-Klassen liegt zwischen -2.8 und 15.6 %. Sie ist damit ab einem Durchmesserbereich (BHD) größer 25 cm etwas höher als bei Buche und Fichte. Auch hier treten keine gerichteten Verzerrungen über benachbarte Durchmesserstufen hinweg auf, d.h. das Über- und Unterschätzungen zufällig zu variieren scheinen.

Die prozentuale Streuung innerhalb der BHD-Klassen ist im Vergleich zur Fichte etwas größer, aber geringer als bei der Buche. Sie beträgt maximal 19.5 %.

Tabelle 3.35: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Derbholzgewichtes ohne Rinde getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	9	-0.66	-2.85	4.48	19.34
15.0-24.9	7	12.81	11.44	21.80	19.47
25.0-34.9	5	20.94	4.80	53.17	12.20
35.0-44.9	4	137.26	15.65	123.08	14.03
45.0-54.9	4	-225.64	-15.21	153.65	10.36
≥ 55.0	3	-195.01	-8.38	196.68	8.46

Einen Vergleich des hier parametrisierten Modells (Gleichung 3.21) zum ursprünglichen Modell von CIENCIALA (2008) erlaubt Abbildung 3.25. Das Modell aus der Literatur wurde dabei erneut nicht anhand der eigenen Daten reparametrisiert, sondern mit den originären Koeffizienten verwendet. Die Schätzwerte der Funktion von CIENCIALA (2008) liegen ab einem BHD von 40 cm unter den Werten des parametrisierten Modells. Die Abweichungen in den Schätzungen können sowohl aufgrund der verschiedenen Funktionstypen und der Unterschiede in der Datenbasis verursacht sein, wie auch durch eine abweichende Definition des Stammholzbereiches.

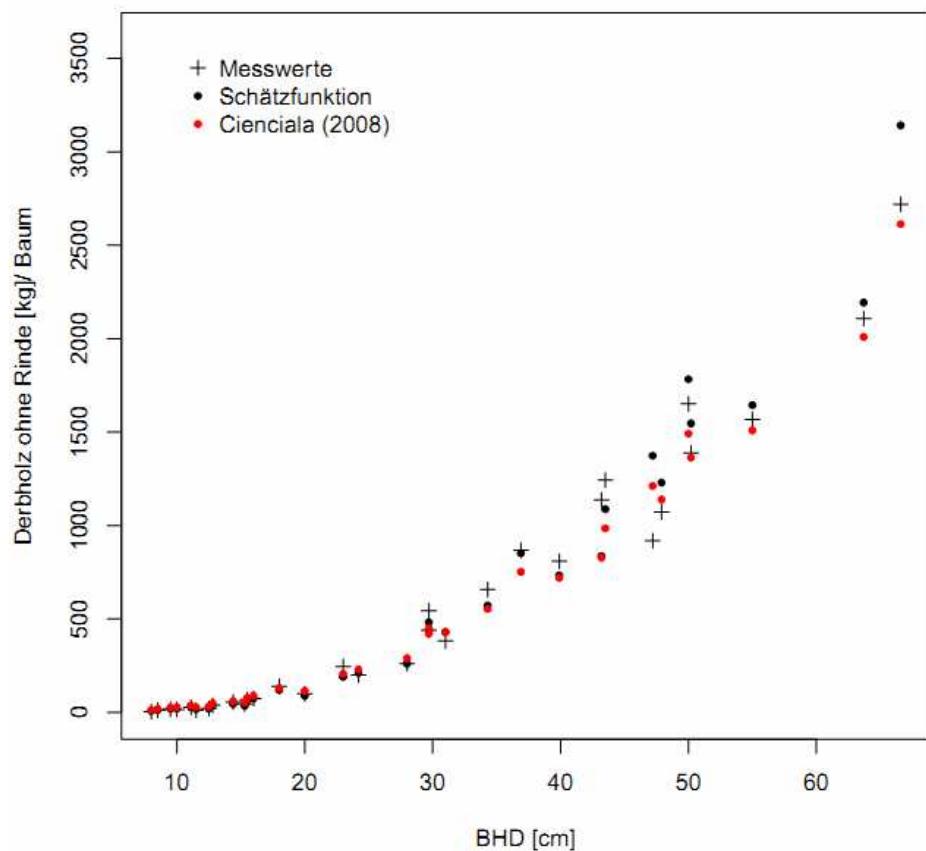


Abbildung 3.25: Beobachtete und geschätzte Derbholzgewichte ohne Rinde im Vergleich zur Schätzung für Eiche von CIENCIALA (2008)

Rinde des Derbholzes

Die mittlere Biomasse der Rinde des Derbholzes betrug 114 kg/ Baum, was einem Rindenanteil von 18 % entspricht. Es wurde ein Minimum von 2 kg/ Baum und ein Maximum von 460 kg/ Baum beobachtet.

Der von CIENCIALA (2008) verwendete Funktionstyp ergab die beste Anpassung (vgl. Tabelle 3.36). Eingangsparameter waren so auch hier der BHD [cm] und die Baumhöhe [m]. Abbildung 3.26 zeigt die Lage der Mess- und Schätzwerte zueinander.

Tabelle 3.36: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Rindengewichtes des Derbholzes

Rindengewicht (Derbholz) :

$$\hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD) + \phi * \ln(Höhe)) \quad (3.22)$$

mit \hat{Y} = Rindengewicht [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-5.906065	0.3633299	-16.255376	0
β	1.602422	0.1309026	12.241329	0
ϕ	1.573465	0.2396835	6.564762	0
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.839881	0.9850506	1.13022	
σ^2	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
	0.09513423	0.17546135	0.32361312	

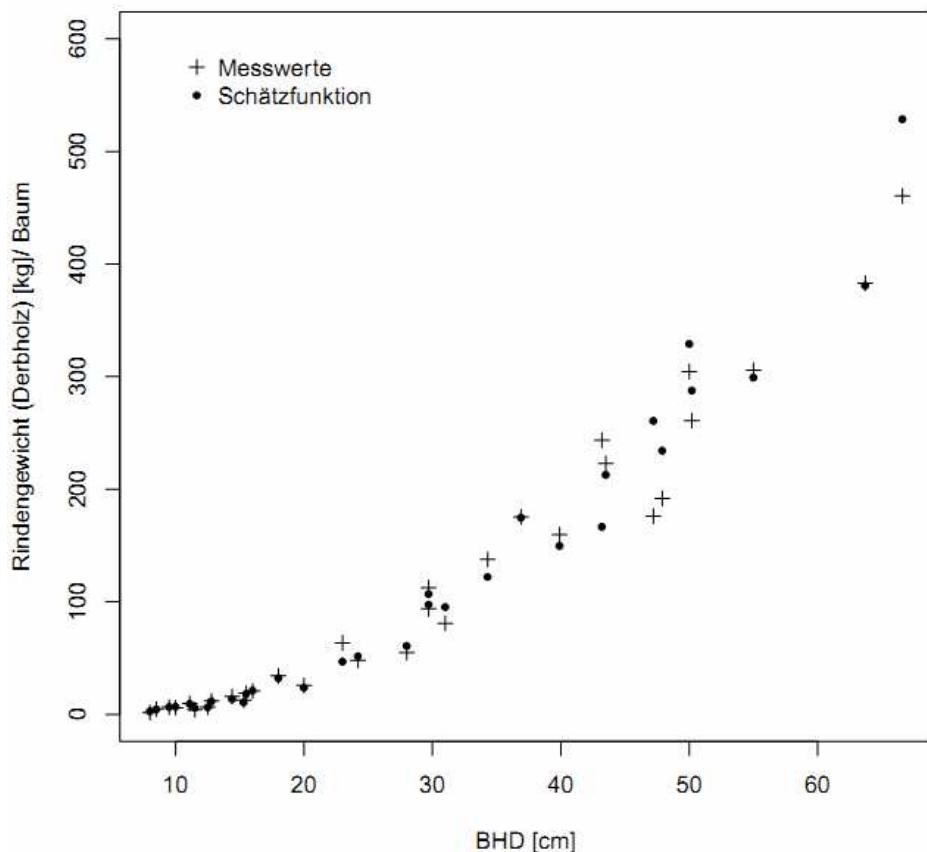


Abbildung 3.26: Beobachtete und geschätzte Rindengewichte (Derbholz) über dem Durchmesser (BHD) für die Eiche

In Tabelle 3.37 sind der Bias und die Standardabweichung (Streuung) der Schätzung der Rindengewichte (Derbholz) getrennt nach Durchmesserklassen aufgeführt. Zu entnehmen sind ferner wieder die Anzahl Bäume je Durchmesserklasse sowie die auf den jeweiligen vorhergesagten Klassenmittelwert bezogenen relativen mittleren Abweichungen und Streuungen.

Wie beim Derbholz ohne Rinde sind die absoluten Abweichungen in der Durchmesserklasse 45.0 bis 54.9 cm mit -44.5 kg am größten, was einer mittleren prozentualen Abweichung von -16 % entspricht. Bei Baumdimensionen zwischen 35.0 und 44.9 cm tritt eine prozentuale Verzerrung von 14.0 % auf. Die Verzerrung innerhalb der übrigen BHD-Klassen liegt durchweg unter 10 %. Auch hier ist keine gerichtete mittlere Abweichung zu verzeichnen. Es kommt jeweils 3mal zu Über- und Unterschätzungen. Insgesamt sind die mittleren Abweichungen höher als bei Buche und Fichte. Die prozentuale Streuung innerhalb der BHD-Klassen ist im Vergleich zur Fichte etwas größer und bewegt sich in einem ähnlichen Rahmen wie bei der Buche. Es ergeben sich Werte zwischen 8.1 und 28.3 %.

Tabelle 3.37: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Rindengewichtes getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	9	0.07	0.89	1.08	14.57
15.0-24.9	7	2.82	9.65	6.45	22.09
25.0-34.9	5	-0.53	-0.55	11.50	11.91
35.0-44.9	4	24.47	13.91	35.21	20.01
45.0-54.9	4	-44.52	-16.02	27.79	10.00
≥ 55.0	3	-19.86	-4.93	41.89	10.40

Den Vergleich des reparametrisierten Modells zum Originalmodell von CIENCIALA (2008) zeigt Abbildung 3.27. Es wurden für den Vergleich bei der Schätzfunktion von CIENCIALA (2008) erneut die in der Literatur beschriebenen Koeffizienten verwendet. Die Messwerte und die Schätzungen des neu parametrisierten Modells (Gleichung 3.22) liegen bei den stärkeren Dimensionen deutlich über den Schätzwerten der ursprünglichen Funktion von CIENCIALA (2008). Dafür können ähnliche Ursachen wie beim Derbholz ohne Rinde angenommen werden.

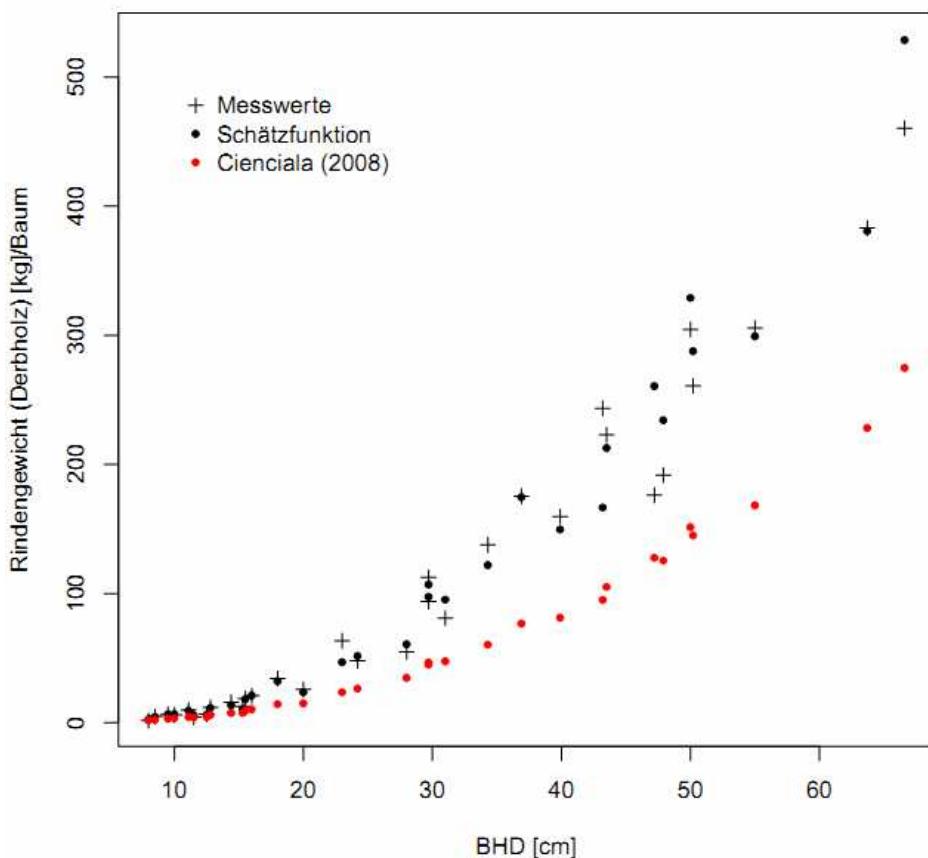


Abbildung 3.27: Beobachtete und geschätzte Derbholzgewichte (Rinde) im Vergleich zur Schätzung für Eiche von CIENCIALA (2008)

Äste 1-7 cm

Die mittlere Biomasse der Äste bis zu einem Durchmesser von 7 cm betrug 87.1 kg/ Baum, das Spektrum reichte von 8 bis 473 kg/ Baum.

Zur Beschreibung der Biomasse der Äste (1-7 cm) wurde ein Modell parametrisiert, das auf einem verwendeten Funktionstyp von GESCHWANTNER (2006) basiert. Einzige unabhängige Variable ist der BHD [cm]. Die Baumhöhe [m] und der Kronenanteil hatten keinen signifikanten Einfluss (Tabelle 3.38). Abbildung 3.28 zeigt die Lage der Mess- und Schätzwerte zueinander.

Tabelle 3.38: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Astgewichtes

$$\text{Astgewicht (1 bis 7 cm)} : \hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD)) \quad (3.23)$$

mit \hat{Y} = Astgewicht [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-1.850638	0.3262736	-5.672043	0
β	1.78631	0.1153835	15.481504	0
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	1.103323	1.309242	1.515161	
σ^2	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
	0.05521376	0.12724465	0.29324575	

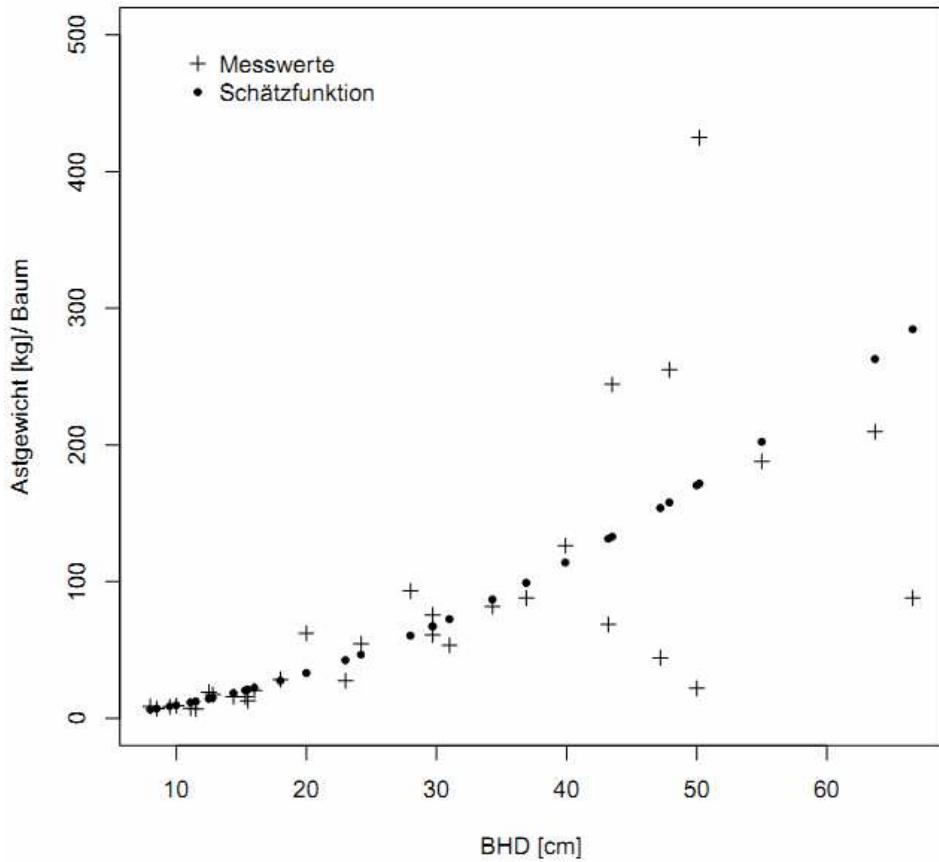


Abbildung 3.28: Beobachtete und geschätzte Astgewichte (Äste 1-7 cm) über den Durchmessern (BHD) für die Eiche

Die Verzerrung und Streuung der Schätzung der Astgewichte in Abhängigkeit vom BHD (Tabelle 3.39) sind bei Baumdimensionen über 35 cm gegenüber den Astbiomassen der Fichte deutlich größer. Die Streuung der Einzelwerte innerhalb der Durchmesserklassen übersteigt bei Durchmessern zwischen 45.0 und 54.9 cm mit 114.7 % die maximale Streuung bei der Buche erheblich. Bei geringeren Baumdimensionen ist die mittlere prozentuale Abweichung allerdings mit Werten von -3.2 bis 3.8 % deutlich geringer als bei der Buche. Weiterhin treten auch hier keine gerichteten Verzerrungen über benachbarte Durchmesserstufen hinweg auf, d.h. das Über- und Unterschätzungen zufällig zu variieren scheinen.

Tabelle 3.39: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Astgewichtes (Äste 1-7 cm) getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	9	-0.38	-3.25	3.34	28.99
15.0-24.9	7	1.17	3.82	14.28	46.80
25.0-34.9	5	2.14	3.00	19.67	27.75
35.0-44.9	4	12.56	10.50	72.95	61.14
45.0-54.9	4	23.04	14.07	187.50	114.67
≥ 55.0	4	-87.94	-35.22	96.03	38.43

Reisig

Zur Beschreibung der Reisigbiomasse wurde erneut das Modell parametrisiert, das auf einem von GESCHWANTNER (2006) verwendeten Funktionstyp basiert (Tabelle 3.40). Die einzige unabhängige Variable ist der BHD [cm].

Tabelle 3.40: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Reisiggewichtes

$$\text{Reisiggewicht: } \hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD)) \quad (3.24)$$

mit \hat{Y} = Reisiggewicht [kg], BHD [cm]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-1.784272	0.6874053	-2.595663	0.0143
β	1.214941	0.2047763	5.933018	0
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.5496045	0.9168142	1.284024	
σ^2	2.5 Quantil 0.390487	Erwartungswert 0.8803545	97.5 Quantil 1.9847629	

Die Streuung der Messwerte ist bei geringen Baumdimensionen deutlich höher als bei den bei Ästen von 1-7 cm Stärke (Abbildung 3.29 u. Tabelle 3.41).

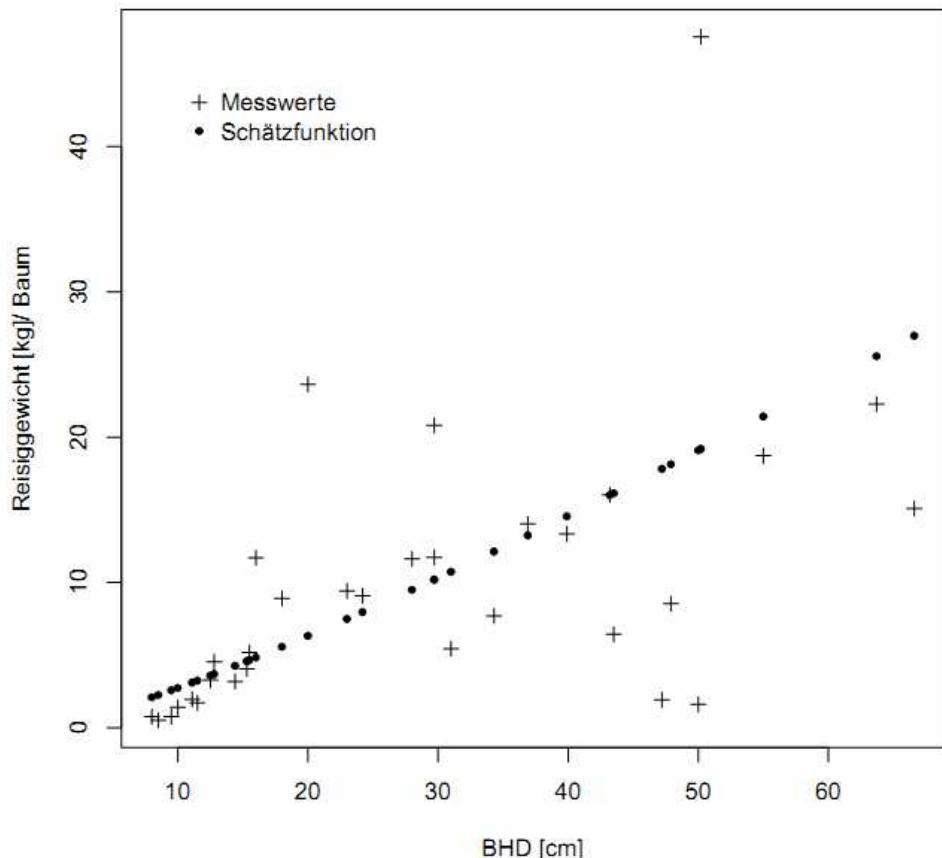


Abbildung 3.29: Beobachtete und geschätzte Reisiggewichte über den Durchmessern (BHD) für die Eiche

Bei Baumdimensionen (BHD) von 15.0 bis 24.9 cm ergibt sich eine prozentuale Unterschätzung von 73.7 %, in der Durchmesserklasse größer 7.0 bis 14.9 cm tritt eine Überschätzung von -34.3 % auf. Die Streuung bezogen auf den vorhergesagten Klassenmittelwert beträgt maximal 116.5 % (BHD 45.0-54.9 cm). Es ist beim Reisig allerdings zu berücksichtigen, dass die absoluten Mengen insgesamt vergleichsweise gering sind.

Tabelle 3.41: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Reisiggewichtes getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	9	-1.05	-34.29	0.84	27.38
15.0-24.9	7	4.36	73.74	6.19	104.57
25.0-34.9	5	0.92	8.69	6.38	60.50
35.0-44.9	4	-2.53	-16.85	4.86	32.43
45.0-54.9	4	-3.66	-19.70	21.61	116.45
≥ 55.0	4	-5.96	-24.18	5.14	20.83

Auf einen Vergleich der Mess- und Schätzwerte mit Schätzungen, die sich aus der Anwendung von Modellen aus der Literatur ergeben, wurde bei den Ästen verzichtet. Zum einen, weil es kaum Funktionen zur Schätzung von Astbiomassen der Eiche gibt; zum anderen, weil sich die Definition von Ästen zu unterschiedlich ist.

Gesamte oberirdische Biomasse

Die mittlere Baumbiomasse für Eiche betrug 790 kg/ Baum. Der Datenbereich für diese Baumart wies ein Minimum von 15 kg/ Baum und ein Maximum von 3284 kg/ Baum auf.

Für die oberirdische Biomasse der Eiche ergab der Funktionstyp von CIENCIALA (2008) die beste Anpassung (vgl. Tabelle 3.42). Unabhängige Variablen sind der BHD [cm] und die Baumhöhe [m]. Die Gegenüberstellung der Mess- und Schätzwerte erfolgt in Abb.30.

Tabelle 3.42: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung der oberirdischen Biomasse

Oberirdische Biomasse :

$$\hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD) + \phi * \ln(Höhe)) \quad (3.25)$$

mit \hat{Y} = Oberirdische Biomasse [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-3.786878	0.3095121	-12.234989	0
β	1.960767	0.1133924	17.291876	0
ϕ	1.105109	0.2058271	5.369116	0
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.8644889	1.015255	1.16602	
σ^2	2.5 Quantil 0.05435039	Erwartungswert 0.1333745	97.5 Quantil 0.32729766	

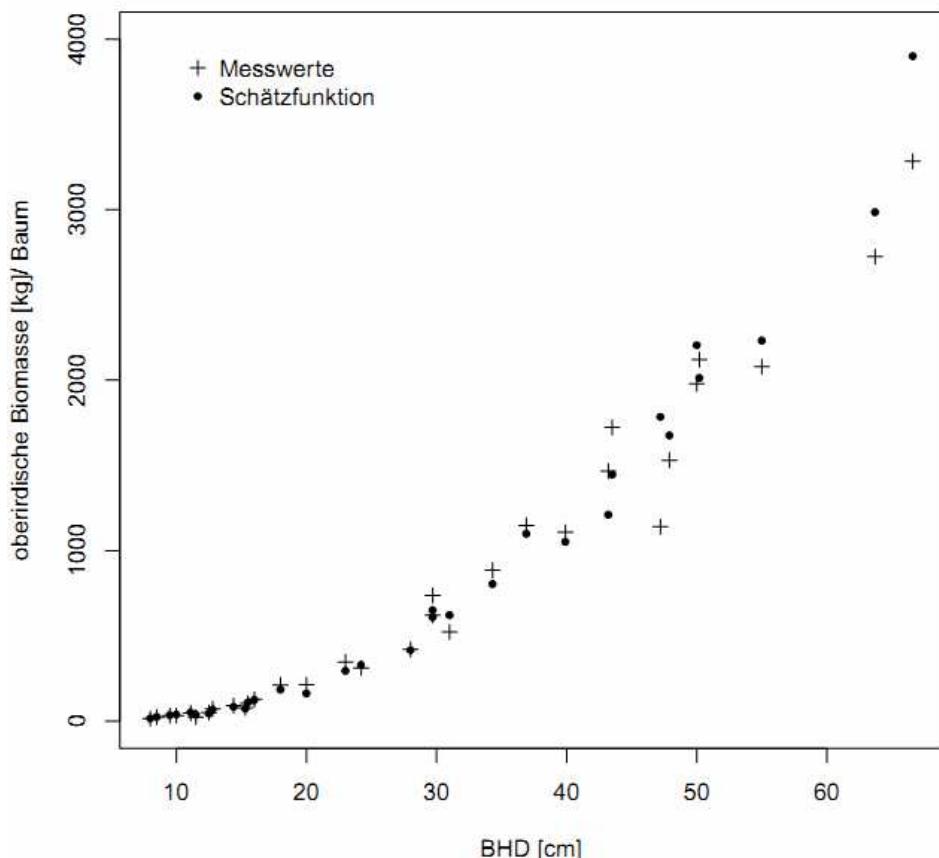


Abbildung 3.30: Beobachtete und geschätzte Gewichte der oberirdischen Biomasse über den zugehörigen Durchmessern (BHD) für die Eiche

Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407)

Verzerrung und Streuung der Schätzungen der oberirdischen Biomasse sind vergleichbar mit den Werten, die sich beim Derbholz ohne Rinde ergeben. Die mittleren Abweichungen der Residuen lagen etwas höher als bei Buche und Fichte. Die absoluten Abweichungen nehmen mit steigendem Durchmesser zu (vgl. Tabelle 3.43). Bei Baumdimensionen größer 55.0 cm beträgt sie -343.4 kg, was einer prozentualen Überschätzung von -11.3 % entspricht. Die höchste relative Abweichung (13.25 %) tritt in der BHD-Klasse 35.0 - 44.9 cm auf, wenngleich die Anzahl untersuchter Bäume in diesem Durchmesserbereich nur 3 bzw. 4 Bäume beträgt. Bei Baumdimensionen kleiner 35.0 cm liegen die Werte unter 10 %. Eine gerichtete Verzerrung konnte auch hier nicht beobachtet werden. Die prozentuale Streuung innerhalb der BHD-Klassen ist im Vergleich zur Fichte etwas größer und im Vergleich zur Buche etwas geringer, wobei das Maximum 16.3 % erreicht.

Tabelle 3.43: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung der oberirdischen Biomasse getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	9	-0.86	-1.92	6.64	14.92
15.0-24.9	7	16.48	9.01	27.12	14.83
25.0-34.9	5	17.26	2.78	75.18	12.11
35.0-44.9	4	159.38	13.26	124.06	10.32
45.0-54.9	4	-226.98	-11.82	312.44	16.27
≥ 55.0	3	-343.42	-11.30	242.49	7.98

Einen Vergleich zu den Modellen von CIENCALA (2008) sowie von HOCHBICHLER (2002), MUUKKONEN (2007) u. ZELL (2008) erlaubt Abbildung 3.31. HOCHBICHLER (2002), MUUKKONEN (2007) und ZELL (2008) nutzten ausschließlich den BHD als unabhängige Variable, bei CIENCALA (2008) geht zusätzlich die Höhe als Prädiktor in das Modell ein. MUUKKONEN (2007) wählte einen Funktionstyp, wie er von MARKLUND (1987 u. 1988) entwickelt wurde. Er parametrisierte getrennte Modelle für die temperierte und die boreale Klimazone. In Abbildung 3.31 sind die Schätzungen auf der Grundlage des Modells für die temperierte Zone dargestellt.

Bei schwächeren und mittleren Baumdimensionen liegen die Schätzwerte aller Modelle relativ dicht zusammen. Auf der Basis des neu parametrisierten Modells (Gleichung 3.25) ergeben sich vor allem bei stärkeren Baumdimensionen etwas höhere Schätzwerte als bei CIENCIALA (2008). Die Werte der übrigen Modelle liegen im Starkholzbereich noch niedriger.

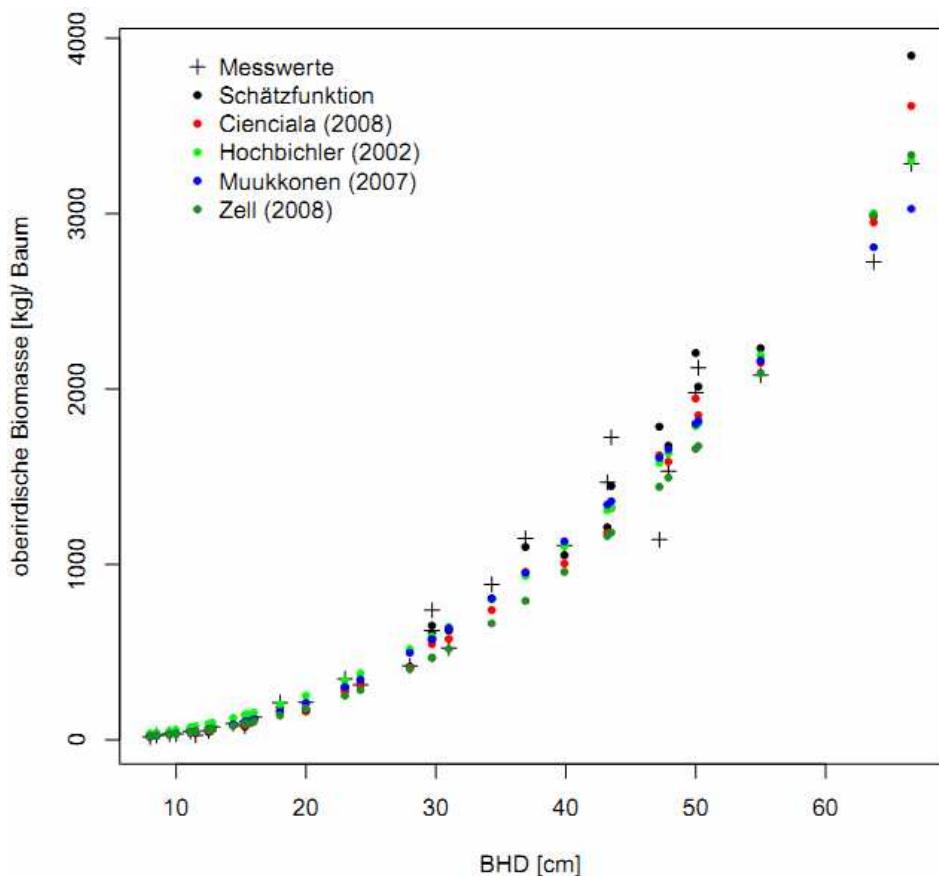


Abbildung 3.31: Beobachtete und geschätzte Gewichte der oberirdischen Biomasse im Vergleich zu Schätzungen auf der Grundlage von Funktionen aus der Literatur für die Eiche

Abbildung 3.32 zeigt die Verteilung der absoluten Werte und der relativen Anteile der Kompartimente an der oberirdischen Biomasse eines Baumes über dem Durchmesser (BHD). Die Baumhöhe, die als unabhängige Variable in einige der zugrunde gelegten Modellschätzungen eingeht, wurde erneut über einen Höhentarif in Abhängigkeit vom BHD geschätzt, der anhand des vorliegenden Datenmaterials parametrisiert wurde. Der Derbholzanteil (inklusive Rinde) an der gesamten oberirdischen Biomasse ist insgesamt höher als bei der Fichte. Er nimmt mit steigenden Baumdimensionen von 72 auf 90 % zu. Im Vergleich zur Buche besitzt die Eiche einen höheren Rindenanteil. Die Schätzungen für den Rindenanteil resultieren in einem nahezu konstanten Wert unabhängig von der Baumdimension, obwohl sich die absoluten Beträge mit zunehmenden Durchmessern erhöhen. Der Anteil des Nichtderbholzes (Äste 1-7 cm und Reisig) nimmt mit steigendem BHD entsprechend ab. Bei einer Eiche mit einem BHD von 50 cm macht das Derbholz ohne Rinde im Mittel 74 %, die Derbholzrinde im Mittel 14 % und das Nichtderbholz im Mittel 12 % der gesamten oberirdischen Holzbiomasse aus.

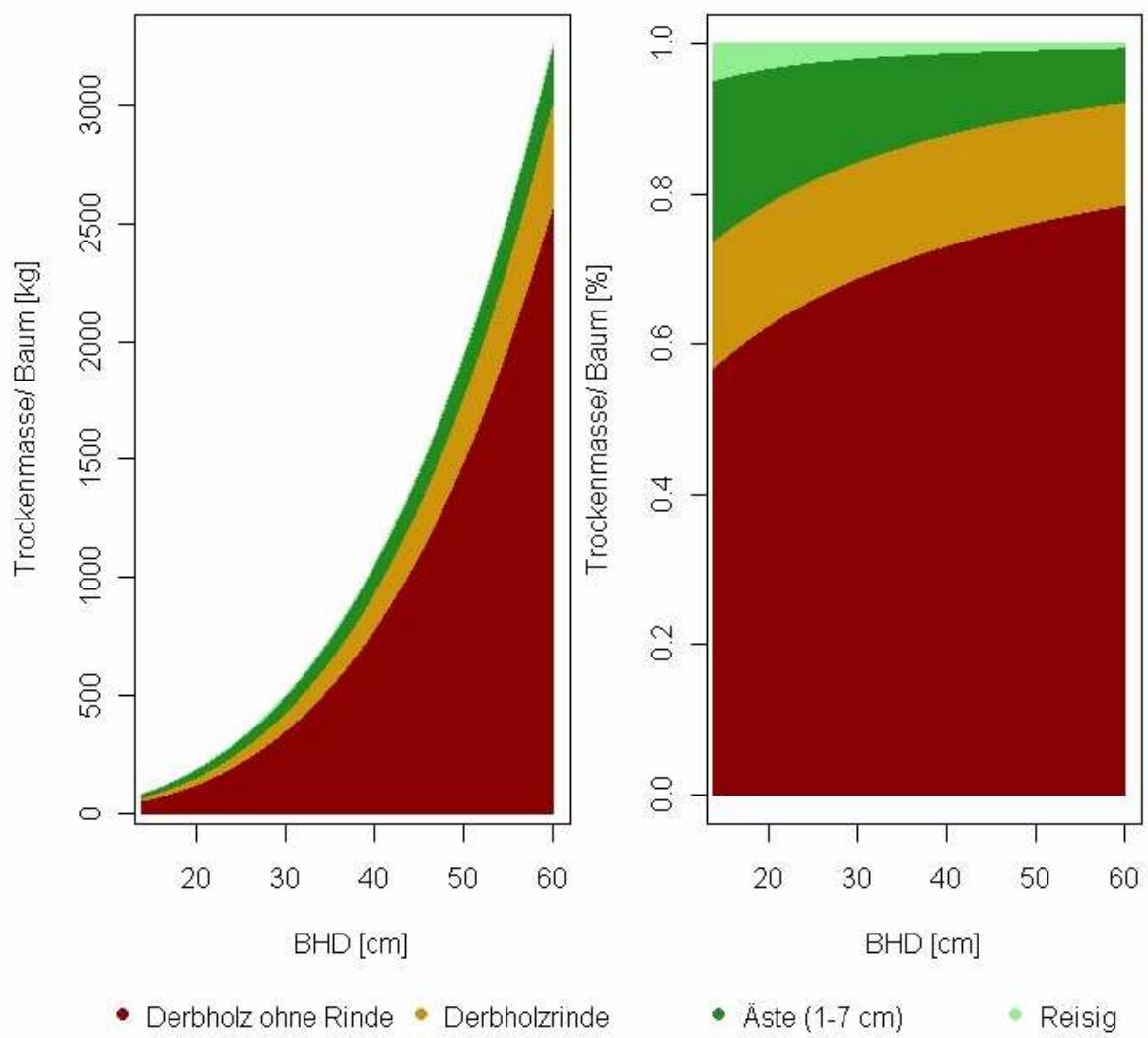


Abbildung 3.32: Verteilung der absoluten Werte und der relativen Anteile der Kompartimente an der oberirdischen Biomasse für die Eiche über dem BHD

3.3.4. Kiefer

In der vorliegenden Untersuchung standen 30 Probebäume zur Verfügung. Die Durchmesserverteilung wies ein Minimum von 10.0 cm, ein Maximum von 57.7 cm und einen Mittelwert von 29.2 cm auf (vgl. Kapitel 3.2.1, Tabelle 3.2).

Nachfolgend (vgl. Tabelle 3.44) werden die in der Modellselektion geprüften Funktionen aufgeführt. Die in den Unterkapiteln angegebenen statistischen Kenngrößen entsprechen denen der bisher beschriebenen Baumarten.

Tabelle 3.44: In der Modellselektion geprüfte Funktionen getrennt nach Kompartimenten und die zugehörigen AIC-Werte, die für die Modellselektion genutzt wurden

Kompartiment	Funktionstyp	AIC
Derbholz ohne Rinde	CHROUST (1985)	288.3
	MARKLUND (1988)	272.1
	MUUKONEN (2007)	289.3
	PEICHL u. ARAIN (2007)	263.3
Derbholzrinde	KORHONEN u. MALTARNO (1998)	139.3
	PEICHL u. ARAIN (2007)	139.3
Äste	CHROUST (1985)	261.7
	MÄKELÄ u. VANNINEN (1998)	261.9
	HOCHBICHLER (2006)	263.6
	MUUKONEN (2007)	263.7
	PEICHL u. ARAIN (2007)	263.6
Oberirdische Biomasse	OLEKSY et al. (1999)	301.6
	CIENCIALA (2006)	284.3
	ZELL (2008)	
	MUUKONEN (2007)	302.2
	HEINSDORF und KRAUB (1999)	

Derbholz ohne Rinde

Die mittlere Biomasse des Derbholzes ohne Rinde betrug 367 kg/ Baum. Der Datenbereich für diese Baumart wies ein Minimum von 21 kg/ Baum und ein Maximum von 1275 kg/ Baum auf.

Für das Derbholz ohne Rinde der Kiefer ergab der Funktionstyp von PEICHL u. ARAIN (2007) die beste Anpassung (vgl. Tabelle 3.45). Eingangsgrößen sind der BHD [cm] und die Baumhöhe [m].

Tabelle 3.45: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Derbholzgewichtes ohne Rinde

$$\text{Derbholz ohne Rinde : } \hat{Y} = \alpha * (BHD^\beta) * (Höhe^\phi) \quad (3.26)$$

mit \hat{Y} = Derbholzgewicht [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	0.0188641	0.00438867	4.298368	2.00E-04
β	2.0471208	0.07092316	28.863925	0.00E+00
ϕ	0.846005	0.13150795	6.433109	0.00E+00
Varianzparameter				
δ	2.5 Quantil 0.6371824	Erwartungswert 0.818803	97.5 Quantil 1.000424	
σ^2	2.5 Quantil 0.08190278	Erwartungswert 0.22043221	97.5 Quantil 0.59326873	

Abbildung 3.33 zeigt die Trockenmassen des Derbholzes ohne Rinde [kg] in Abhängigkeit vom Durchmesser (BHD). Angegeben sind die Messdaten der Probebäume und die aus den Schätzungen resultierenden Erwartungswerte. Die bedingte Streuung der Schätzwerte zu einem BHD resultiert daraus, dass neben dem BHD auch die Baumhöhe als Prädiktor in die Schätzung (Gleichung 3.26) einging.

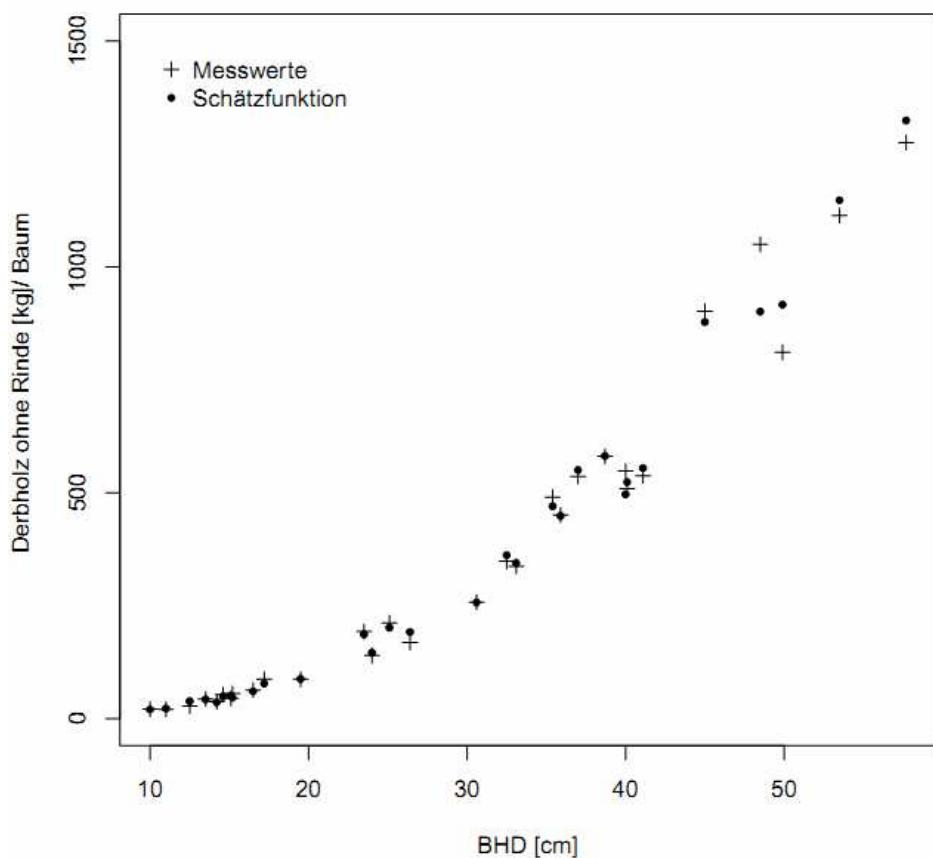


Abbildung 3.33: Beobachtete und geschätzte Derbholzgewichte ohne Rinde über den zugehörigen Durchmessern (BHD) für die Kiefer.

In Tabelle 3.46 sind der Bias (Verzerrung) und die Standardabweichung der Schätzung der Derbholzgewichte ohne Rinde getrennt nach Durchmesserklassen sowie die Anzahl Bäume je Durchmesserklasse und die auf den jeweiligen vorhergesagten Klassenmittelwert bezogenen relativen mittleren Abweichungen und Streuungen erfasst.

Die Verzerrung und Streuung (Standardabweichung) der Schätzungen der Derbholzgewichte sind bei der Kiefer im Vergleich zu den übrigen Baumarten am niedrigsten. Die größte prozentuale Abweichung ergibt sich mit -2.8 % im Durchmesserbereich 7.0 bis 14.9 cm. Weiterhin treten auch hier keine gerichteten Verzerrungen über benachbarte Durchmesserstufen hinweg auf, d.h. das Über- und Unterschätzungen zufällig zu variieren scheinen.

Die prozentuale Streuung der Einzelwerte beträgt maximal 15.0 % (BHD-Klasse 7.0 bis 14.9 cm). In den übrigen Durchmesserbereichen ergeben sich Werte zwischen 4.8 und 9.4 %.

Tabelle 3.46: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Derbholzgewichtes ohne Rinde getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	6	-0.98	-2.80	5.22	14.99
15.0-24.9	7	1.98	2.11	6.60	7.04
25.0-34.9	5	-6.63	-2.44	13.13	4.84
35.0-44.9	7	4.01	0.77	24.66	4.76
≥45.0	5	-2.99	-0.29	96.76	9.36

Einen Vergleich des hier parametrisierten Modells (Gleichung 3.26) zum Originalmodell von PEICHEL u. ARAIN (2007) sowie zu Funktionen von CHROUST (1985), MARKLUND (1988) und MUUKKONEN (2007) erlaubt Abbildung 3.34. Die Modelle aus der Literatur wurden dabei nicht anhand der eigenen Daten reparametrisiert, sondern erneut mit ihren ursprünglichen Koeffizienten verwendet.

Erklärende Variable bei CHROUST (1985), MARKLUND (1988) sowie MUUKKONEN (2007) war ausschließlich der BHD. Zielgröße der Schätzfunktionen von CHROUST (1985), MARKLUND (1988) und MUUKKONEN (2007) war der Stamm einschließlich Rinde. Die Schätzwerte des parametrisierten Modells und der originären Funktion von PEICHEL u. ARAIN (2007) liegen vergleichsweise eng beieinander. Die auf Grundlage der Funktion von CHROUST (1985) ermittelten Biomassen sind im Starkholzbereich höher, die übrigen Funktionen ergeben bei größeren Baumdimensionen (> 40 cm) niedrigere Derbholzbiomassen. Die Abweichungen in den Schätzungen können sowohl durch die verschiedenen Funktionstypen und die Unterschiede in der Datenbasis begründet sein, als auch durch abweichende Definitionen des Stammholzbereiches.

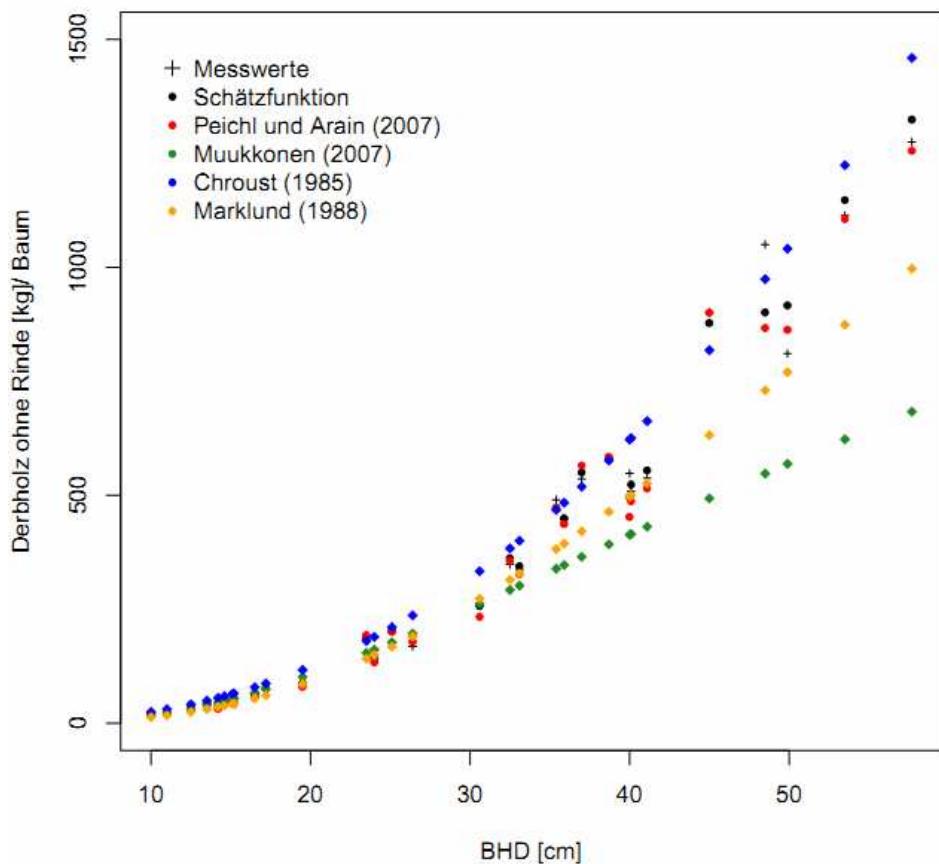


Abbildung 3.34: Beobachtete und geschätzte Gewichte des Derbholzes ohne Rinde im Vergleich zu Schätzungen auf der Grundlage von Funktionen aus der Literatur für die Kiefer

Rinde des Derbholzes

Die mittlere Biomasse der Rinde des Derbholzes betrug 39 kg/ Baum, was einem Rindenanteil von 10 % entspricht. Es wurde ein Minimum von 3 kg/ Baum und ein Maximum von 135 kg/ Baum beobachtet. Der von PEICHL u. ARAIN (2007) verwendete Funktionstyp ergab erneut die beste Anpassung (vgl. Tabelle 3.47). Eingangsparameter sind auch hier der BHD [cm] und die Baumhöhe [m]. Abbildung 3.35 zeigt die Lage der Mess- und Schätzwerte zueinander. Die mittleren Abweichungen der Residuen bei der Schätzung der Rindengewichte (Derbholz) und die Streuung der Einzelwerte innerhalb der Durchmesserklassen sind wie beim Derbholz ohne Rinde sehr gering (vgl. Tabelle 3.48). Insgesamt ergeben sich deutlich geringere Verzerrungen und Streuungen als bei Buche und Eiche. Sie sind vergleichbar mit den Werten der Fichte. Die höchste mittlere Abweichung bezogen auf den jeweiligen vorhergesagten Klassenmittelwert wird mit -4.1 % in der Durchmesserklasse 25.0 bis 34.9 cm beobachtet. In den übrigen Durchmesserbereichen liegt sie unter 1.6 %. Die mittlere Streuung schwankt zwischen 4.6 % und 15.7 %.

Tabelle 3.46: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Rindengewichtes des Derbholzes

$$\text{Rindengewicht: } \hat{Y} = \alpha * (BHD^\beta) * (\text{Höhe}^\phi) \quad (3.27)$$

mit \hat{Y} = Rindengewicht [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr($> t $)
α	0.0033733	0.00086854	3.883937	6.00E-04
β	1.9572076	0.08044524	24.329687	0.00E+00
ϕ	0.7913995	0.14948599	5.294138	0.00E+00
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.7050661	0.8923467	1.079627	
σ^2	2.5 Quantil 0.07048874	Erwartungswert 0.13255817	97.5 Quantil 0.24928336	

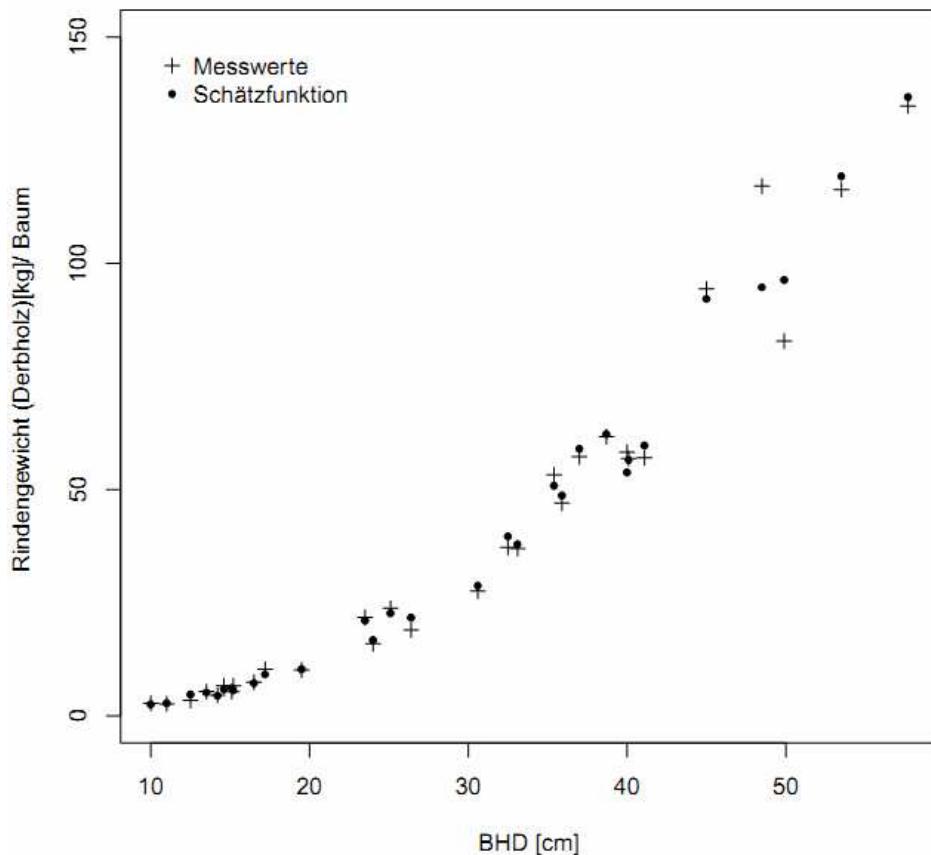


Abbildung 3.35: Beobachtete und geschätzte Rindengewichte (Derbholz) über dem Durchmesser (BHD) für die Kiefer

Tabelle 3.47: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Rindengewichtes getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	6	-0.03	-0.77	0.67	15.68
15.0-24.9	7	0.17	1.59	0.81	7.47
25.0-34.9	5	-1.23	-4.09	1.53	5.09
35.0-44.9	7	0.08	0.15	2.54	4.56
≥45.0	5	1.24	1.15	13.15	12.20

Den Vergleich der parametrisierten Schätzfunktion zu den Modellen von PEICHEL u. ARAIN (2007) und KORHONEN u. MALTARNO (1998) zeigt Abbildung 3.36. Für den Vergleich mit der Schätzfunktion von PEICHEL UND ARAIN (2007) wurden erneut die originalen Koeffizienten aus der Literatur angewendet. Die Messwerte und die Schätzungen des neu parametrisierten Modells (Gleichung 3.27) liegen bei den stärkeren Dimensionen über den Schätzwerten der Originalfunktion von PEICHEL u. ARAIN (2007). Die Funktion von KORHONEN u. MALTARNO (1998) ergeben deutlich geringere Schätzwerte.

Es können dafür ähnliche Ursachen wie beim Derbholz ohne Rinde angenommen werden.

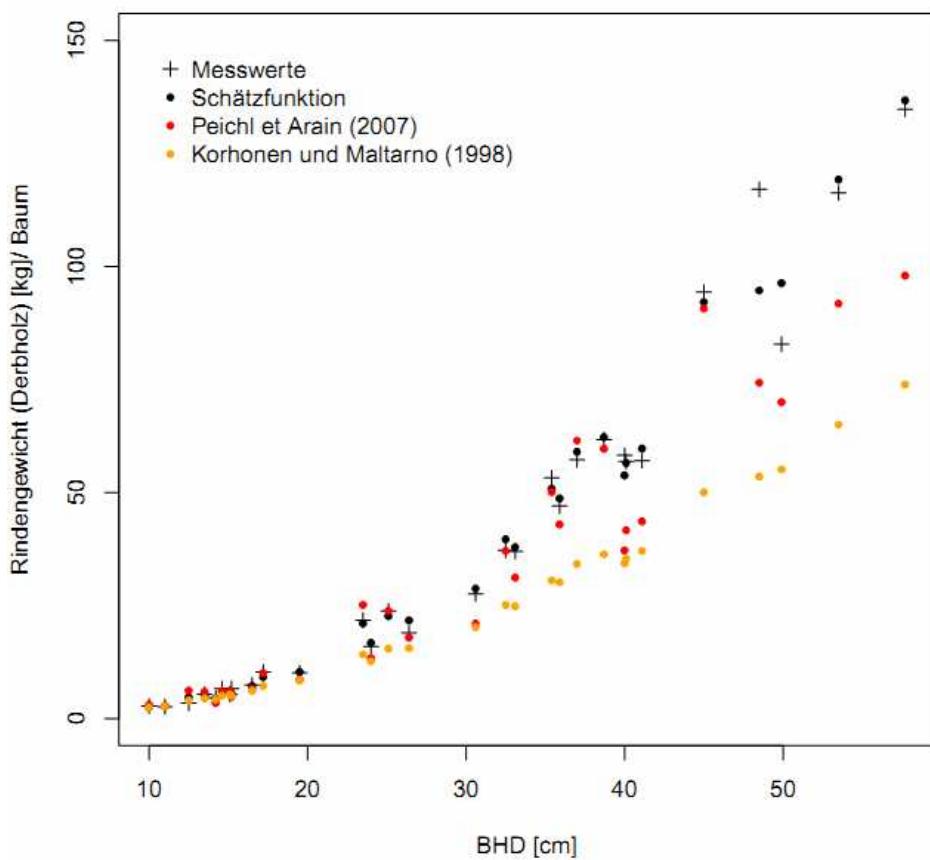


Abbildung 3.36: Beobachtete und geschätzte Rindengewichte im Vergleich zu Schätzungen auf der Grundlage von Funktionen aus der Literatur für die Kiefer

Äste 1- 7 cm

Die mittlere Biomasse der Äste bis zu einem Durchmesser von 7 cm betrug 48 kg/Baum, das Spektrum reichte von 4 bis 152 kg/Baum.

Zur Beschreibung der Astbiomasse (Äste 1-7 cm und Reisig) wurde ein Modell parametrisiert, das auf einem von MÄKELÄ u. VANNINEN (1998) verwendeten Funktionstyp basiert (siehe Tab. 3.48). Einzige unabhängige Variable ist der BHD [cm]. Die Baumhöhe [m] und der Kronenanteil hatten keinen signifikanten Einfluss. Abbildung 3.37 zeigt die Lage der Mess- und Schätzwerte zueinander.

Tabelle 3.48: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Astgewichtes

Astgewicht: $\hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD))$ (3.28)

mit \hat{Y} = Astgewicht [kg], BHD [cm]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-1.534695	0.8645185	-1.775202	0.0867
β	1.47235	0.2498791	5.892247	0
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.4312936	0.7570972	1.082901	
σ^2	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
	0.4758779	1.4157705	4.2120175	

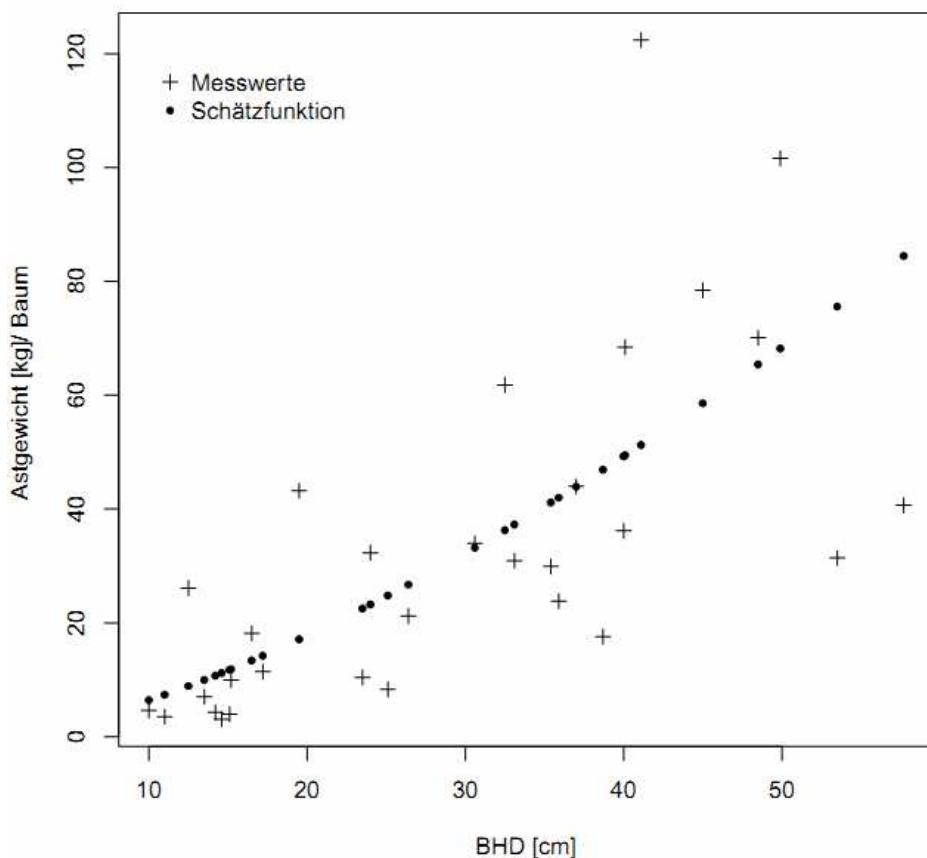


Abbildung 3.37: Beobachtete und geschätzte Astgewichte (Äste 1-7 cm) über dem Durchmesser (BHD) für die Kiefer

Die Verzerrung und Streuung der Schätzung der Astgewichte (Äste 1-7 cm) in Abhängigkeit vom Durchmesser (BHD) ist gegenüber den Schätzungen für das Derbholz und die Astbiomasse der Fichte, insbesondere bei größeren Baumdimensionen vergleichsweise groß (Tabelle 3.49). Es werden allerdings niedrigere mittlere prozentuale Abweichungen beobachtet als bei der Buche. Im Gegensatz zur Eiche treten die größten prozentualen Abweichungen bei Bäumen geringer Dimension (BHD kleiner als 25.0 cm) auf. In der Durchmesserkategorie 15.0 bis 24.9 cm kommt es zu einer Unterschätzung von 13.6 %. Eine gerichtete Verzerrung wird jedoch nicht beobachtet. Es treten 2-mal Unter- sowie 3-mal Überschätzungen auf. Die prozentuale Streuung der Einzelwerte innerhalb der Durchmesserklassen liegt zwischen 49.8 und 101.6 %.

Tabelle 3.49: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Astgewichtes (Äste 1-7 cm) getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	6	-0.99	-10.88	9.22	101.62
15.0-24.9	7	2.21	13.57	12.72	78.13
25.0-34.9	5	-0.42	-1.32	15.76	49.81
35.0-44.9	7	2.63	5.68	33.82	73.10
≥45.0	5	-6.00	-8.51	36.12	51.29

Reisig

Zur Beschreibung der Reisigbiomasse wurde erneut das Modell parametrisiert, das auf einem von MÄKELÄ u. VANNINEN (1998) verwendeten Funktionstyp basiert (siehe Tabelle 3.50). Einzige unabhängige Variable ist wieder der BHD [cm]. Der Einfluss des Durchmessers auf das Reisiggewicht je Baum ist nahezu linear (vgl. Abbildung 3.38).

Tabelle 3.50: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Reisiggewichtes

$$\text{Reisiggewicht: } \hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD)) \quad (3.29)$$

mit \hat{Y} = Reisiggewicht [kg], BHD [cm]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-1.133089	0.6318124	-1.793395	0.0837
β	1.115887	0.2016809	5.532934	0
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.8499508	1.274549	1.699148	
σ^2	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
	0.8499508	1.274549	1.699148	

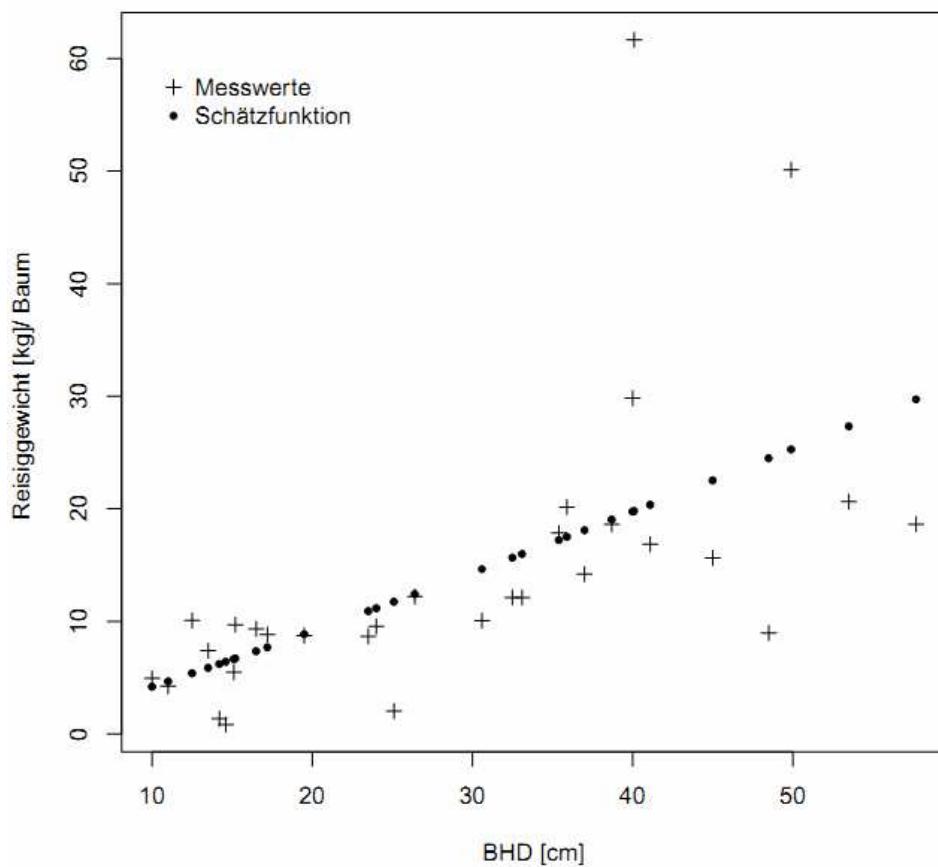


Abbildung 3.38: Beobachtete und geschätzte Reisiggewichte über dem Durchmesser (BHD) für die Kiefer.

Die Verzerrung der Schätzwerte ist insgesamt geringer als bei den bei Ästen von 1 - 7 cm Stärke (siehe Tab. 3.51). Die prozentualen mittleren Abweichungen bezogen auf den jeweiligen vorhergesagten Klassenmittelwert sind niedriger als bei Buche und Eiche. Sie wiesen ein Minimum von -7.2 %, ein Maximum von 5.5 % auf. Die Streuung der Residuen ist ähnlich hoch wie bei Buche und Eiche. Sie beträgt maximal 111.2 % (BHD 7.0 - 14.9 cm). Ansonsten lag sie zwischen 47.3 und 73.3 %.

Tabelle 3.51: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Reisiggewichtes getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	6	-0.38	-4.52	9.42	111.22
15.0-24.9	7	0.96	5.48	12.56	71.68
25.0-34.9	5	-2.42	-7.20	15.90	47.26
35.0-44.9	7	2.17	4.65	34.22	73.26
≥45.0	5	-1.06	-1.61	33.94	51.83

In Abbildung 3.39 sind den Mess- und Schätzwerten erneut Schätzungen gegenübergestellt, die auf der Anwendung der Originalmodelle resultieren. Zu beachten ist, dass aus Vergleichszwecken für Äste mit einem Durchmesser kleiner als 7 cm einschließlich Reisig ein zusätzliches Modell parametrisiert wurde, weil es differenziertere Funktionen (Trennung: Äste [1 bis 7 cm] und Reisig) in der Literatur nicht gab. Erklärende Variable aller dargestellten Funktionen ist der Durchmesser (BHD).

Insgesamt zeigen sich ab Baumdurchmessern größer 30 cm große Unterschiede zwischen den einzelnen Funktionen. Gegenüber den Schätzwerten des hier parametrisierten Modells ergeben die Funktion von CHROUST (1985) niedrigere, die von PEICHL u. ARAIN (2006), MUUKONEN (2007) und HOCHBICHLER (2006) höhere Werte. Die Originalfunktion von MÄKELÄ u. VANNINEN (1998) führt ab Baumdurchmessern größer 40 cm zu höheren Astbiomassen. Die Abweichungen in den Schätzungen können sowohl aufgrund der verschiedenen Funktionstypen und der Unterschiede in der Datenbasis verursacht sein, als auch durch abweichende Definitionen der Kompartimente.

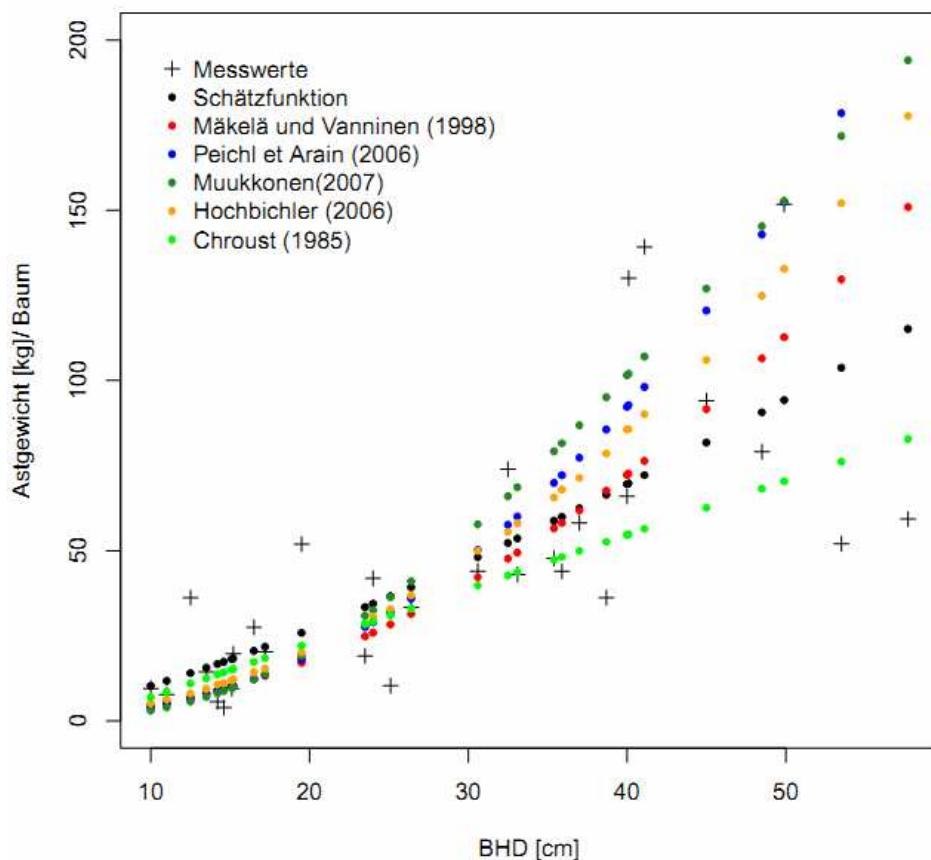


Abbildung 3.39: Beobachtete und geschätzte Werte der Astgenichte im Vergleich zu Schätzungen auf der Grundlage von Funktionen aus der Literatur für die Kiefer

Gesamte oberirdische Biomasse

Die mittlere Baumbiomasse für Kiefer betrug 454 kg/ Baum. Der Datenbereich für diese Baumart wies ein Minimum von 31 kg/ Baum und ein Maximum von 1470 kg/ Baum auf.

Für die oberirdische Biomasse der Kiefer ergab der Funktionstyp von CIENCIALA (2008) die beste Anpassung (vgl. Tabelle 3.52). Unabhängige Variable sind der BHD [cm] und die Baumhöhe [m]. Abbildung 3.40 zeigt die Lage der Mess- und Schätzwerte zueinander.

Tabelle 3.52: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung der oberirdischen Biomasse

$$\text{Oberirdische Biomasse : } \hat{Y} = \alpha * (BHD^\beta) * (Höhe^\phi) \quad (3.30)$$

mit \hat{Y} = Oberirdische Biomasse [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	0.0566125	0.01406967	4.023728	4.00E-04
β	1.9543788	0.07419738	26.340266	0.00E+00
ϕ	0.679117	0.13719089	4.950161	0.00E+00
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.535695	0.7417235	0.947752	
σ^2	2.5 Quantil 0.1172966	Erwartungswert 0.3789824	97.5 Quantil 1.2244824	

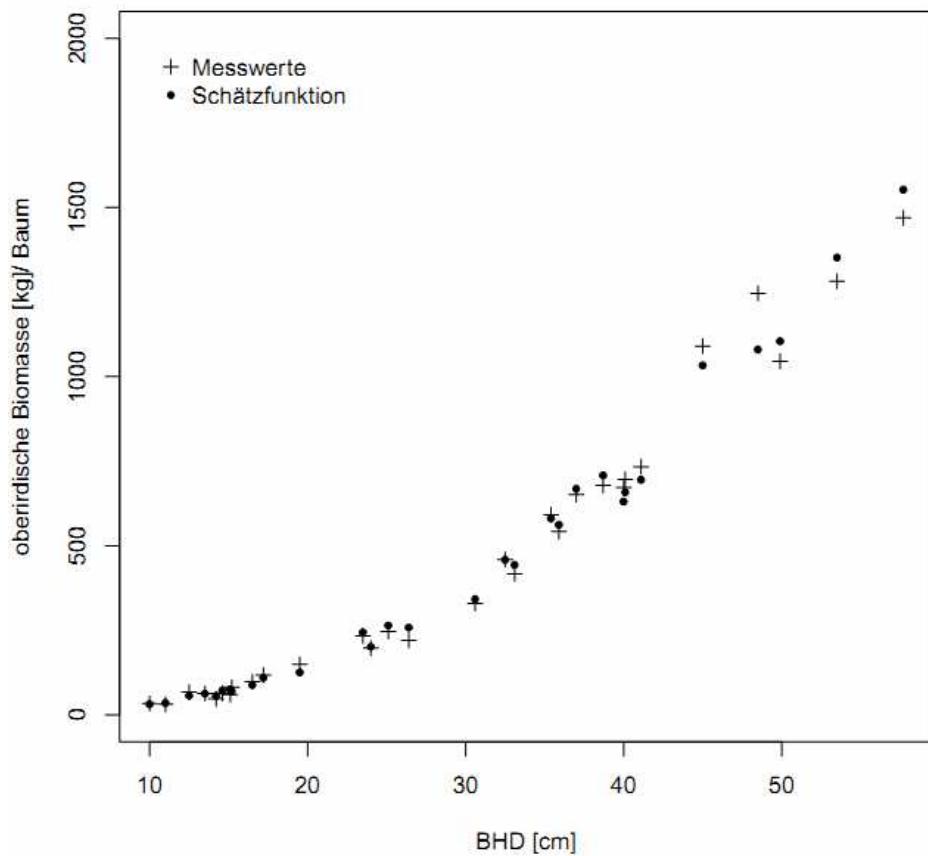


Abbildung 3.40: Beobachtete und geschätzte Gewichte der oberirdischen Biomasse über den zugehörigen Durchmessern (BHD) für die Kiefer

Verzerrung und Streuung der Schätzungen der oberirdischen Biomasse sind vergleichbar mit den Werten, die sich beim Derbholz ergeben (vgl. Tabelle 3.53). Insgesamt zeigen sich auch hier deutlich geringere Verzerrungen und Streuungen als bei Buche und Eiche. Sie bewegen sich in einem Rahmen wie bei der Fichte. Die höchste mittlere Abweichung bezogen auf den jeweiligen vorhergesagten Klassenmittelwert sind mit -5.3 % erneut in der Durchmesserklasse 25.0 bis 34.9 cm beobachtet. In den übrigen Durchmesserbereichen liegt sie unter 2.7 %. Die mittlere Streuung schwankt zwischen 4.0 % und 13.9 %.

Tabelle 3.53: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung der oberirdischen Biomasse getrennt nach Durchmesserklassen.

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	6	-1.20	-2.30	7.27	13.94
15.0-24.9	7	3.51	2.69	13.72	10.53
25.0-34.9	5	-18.66	-5.28	14.38	4.07
35.0-44.9	7	9.04	1.41	31.04	4.83
≥45.0	5	2.26	0.18	107.50	8.78

Einen Vergleich zum Modell von CIENCALA et al. (2008) sowie zu den Funktionen von OLEKSYN et al. (1999), MUUKKONEN (2007), ZELL (2008) und HEINSDORF und KRAUß (1990) erlaubt Abbildung 3.41. MUUKKONEN (2007) und OLEKSYN et al. (1999) nutzten ausschließlich den BHD als unabhängige Variable, bei CIENCALA (2008) und HEINSDORF und KRAUß (1990) gingen zusätzlich die Höhe in die Schätzfunktion mit ein. MUUKKONEN (2007) wählte auch bei der Kiefer einen Funktionstyp, wie er von MARKLUND (1987, 1988) entwickelt wurde. In der Abbildung 3.41 sind für MUUKKONEN (2007) die Schätzungen dargestellt, die bei Anwendung des Modells resultieren, dass für die temperierte Zone parametrisiert wurde.

Die Schätzwerte des parametrisierten Modells und der Originalfunktionen von CIENCALA et al. (2008) und OLEKSYN et al. (1999) liegen vergleichsweise eng beieinander. Die ermittelten oberirdischen Biomassen auf Grundlage der Funktion von ZELL (2008) und HEINSDORF und KRAUß (1990) sind höher. Die Funktion von MUUKKONEN (2007) ergibt deutlich geringere Werte als die übrigen Modelle. Die Abweichungen in den Schätzungen können die Unterschiede in der Datenbasis begründet sein.

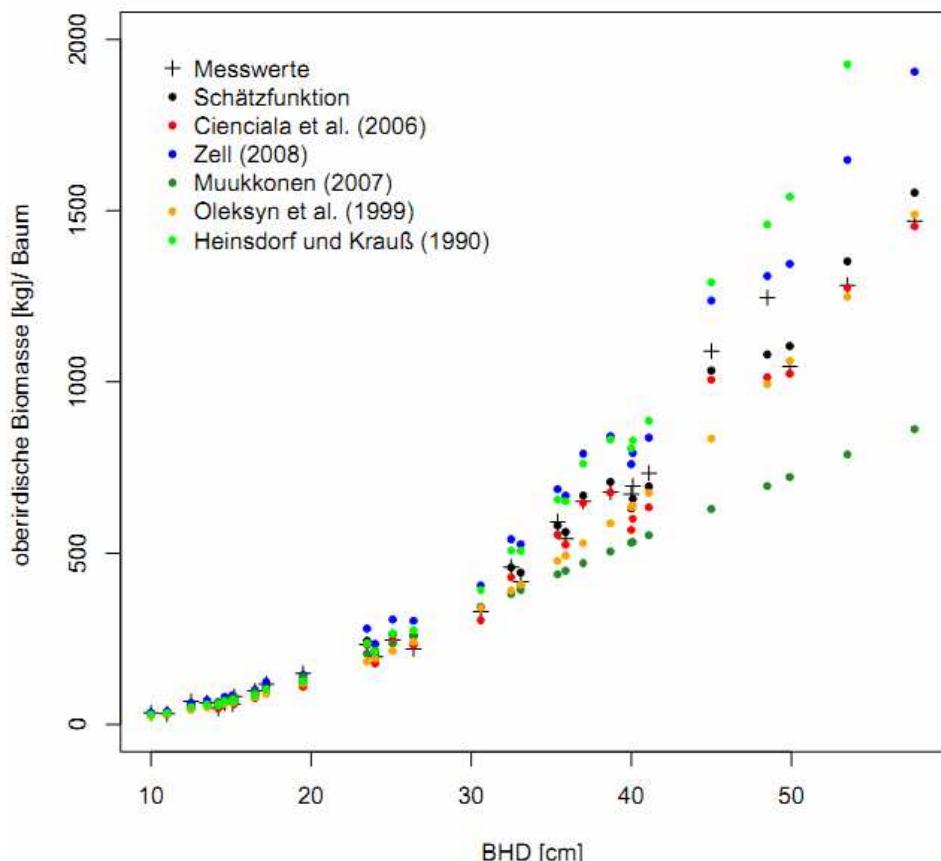


Abbildung 3.41: Beobachtete und geschätzte Gewichte der oberirdischen Biomasse im Vergleich zu Schätzungen auf der Grundlage von Funktionen aus der Literatur für die Kiefer

Abbildung 3.42 zeigt die Verteilung der absoluten Werte und der relativen Anteile der Kompartimente an der oberirdischen Biomasse eines Baumes über dem Durchmesser (BHD). Die Baumhöhe, die als unabhängige Variable in einige der zugrunde liegenden Modellschätzungen eingeht, wurde erneut über einen Höhentarif in Abhängigkeit vom BHD geschätzt, der anhand des vorliegenden Datenmaterials parametrisiert wurde. Der Derbholzanteil (inklusive Rinde) an der gesamten oberirdischen Biomasse ist insgesamt höher als bei der Fichte. Er nimmt mit steigenden Baumdimensionen von 80 auf 92 % zu. Im Vergleich zur Fichte besitzt die Kiefer einen höheren Rindenanteil. Die Schätzungen für den Rindenanteil resultieren in einem nahezu konstanten Wert unabhängig von der Baumdimension, obwohl sich die absoluten Beträge mit zunehmenden Durchmessern erhöhen. Der Anteil des Nichtderbholzes (Äste 1-7 cm und Reisig) nimmt mit steigendem BHD entsprechend ab. Bei einer Kiefer mit einem BHD von 50 cm macht das Derbholz ohne Rinde im Mittel 81 %, die Derbholzrinde im Mittel 10 % und das Nichtderbholz im Mittel 9 % der gesamten oberirdischen Holzbiomasse aus.

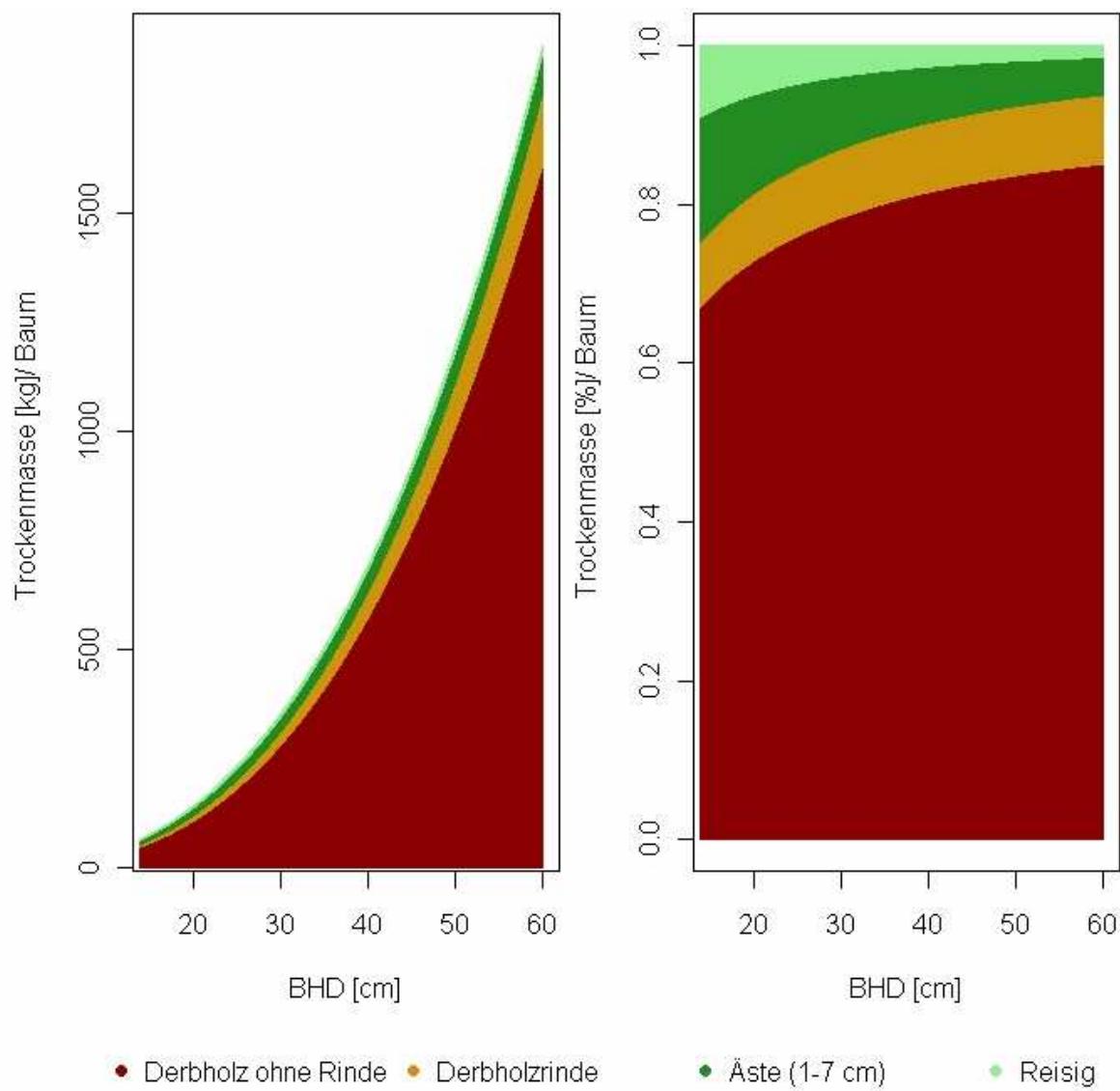


Abbildung 3.42: Verteilung der absoluten Werte und der relativen Anteile der Kompartimente an der oberirdischen Biomasse für die Kiefer über dem BHD

3.3.5. Douglasie

In der vorliegenden Untersuchung standen lediglich 8 Probenäume zur Verfügung. Die Durchmesserverteilung wies ein Minimum von 11.1 cm, ein Maximum von 64.4 cm und einen Mittelwert von 29.6 cm auf (vgl. Kapitel 3.2.1, Tabelle 3.2).

Nachfolgend (vgl. Tabelle 3.54) wird die in der Modellselektion geprüfte Funktion aufgeführt. Die in den Unterkapiteln angegebenen statistischen Kenngrößen entsprechen denen der bisher beschriebenen Baumarten. Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs bei der Douglasie erschien ein Vergleich der parametrisierten Modelle mit Schätzfunktionen aus der Literatur nur für die gesamte oberirdische Biomasse sinnvoll.

Tabelle 3.54: In der Modellselektion geprüfte Funktion und der zugehörigen AIC-Wert, der für die Modellselektion genutzt wurde

Kompartiment	Funktionstyp	AIC
Oberirdische Biomasse	BARTELINK (1996)	78.4

Derbholz ohne Rinde

Die mittlere Biomasse des Derbholzes ohne Rinde betrug 388 kg/ Baum. Der Datenbereich für diese Baumart wies ein Minimum von 23 kg/ Baum und ein Maximum von 1346 kg/ Baum auf.

Für das Derbholz ohne Rinde der Douglasie wurde der Funktionstyp von BARTELINK (1996) verwendet (vgl. Tabelle 3.55). Eingangsgrößen sind der BHD [cm] und die Baumhöhe [m].

Tabelle 3.55: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Derbholzgewichtes ohne Rinde

Rindengewicht: $\hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD) + \phi * \ln(Höhe))$ (3.31)

mit \hat{Y} = Rindengewicht [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-3.914685	0.16432143	-23.823339	0.00E+00
β	1.93229	0.08516984	22.687496	0.00E+00
ϕ	0.921343	0.1296563	7.106044	9.00E-04
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.7465448	1.1218	1.497055	
σ^2	2.5 Quantil 0.0026209	Erwartungswert 0.01920037	97.5 Quantil 0.14065945	

Abbildung 3.43 zeigt die Trockenmassen des Derbholzes ohne Rinde [kg] in Abhängigkeit vom Durchmesser (BHD). Angegeben sind erneut die Messdaten der Probebäume und die aus den Schätzungen resultierenden Erwartungswerte. Die bedingte Streuung der Schätzwerte zu einem BHD resultiert daraus, dass neben dem BHD auch die Baumhöhe als Prädiktor in die Schätzung (Gleichung 3.31) eingeht.

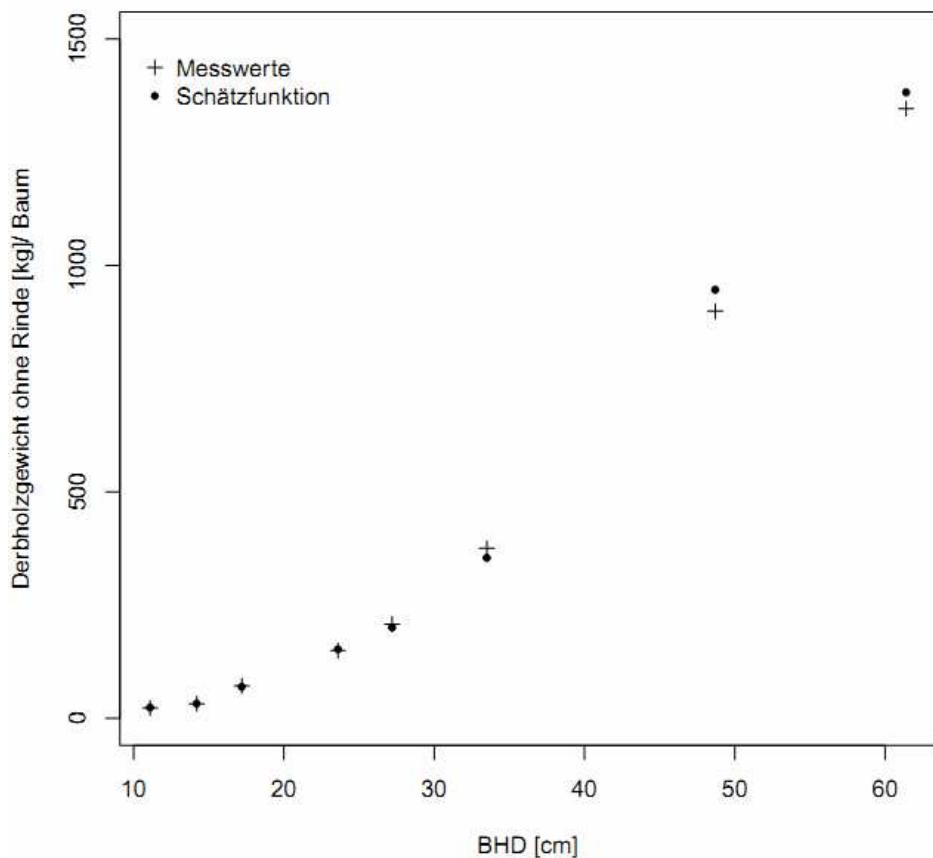


Abbildung 3.43: Beobachtete und geschätzte Derbholzgewichte ohne Rinde über den zugehörigen Durchmessern (BHD) für die Douglasie.

In Tabelle 3.56 sind der Bias (Verzerrung) und die Standardabweichung der Schätzung der Derbholzgewichte getrennt nach Durchmesserklassen dargestellt sowie die Anzahl Bäume je Durchmesserklasse und die auf den jeweiligen vorhergesagten Klassenmittelwert bezogenen relativen mittleren Abweichungen und Streuungen. Die Besetzung der Klassen ist mit jeweils 2 Bäumen sehr gering. Die prozentualen mittleren Abweichungen betragen maximal 5.2 % (Durchmesserbereich zwischen 25.0 und 34.9 cm). In den übrigen BHD-Klassen liegt sie unter 2 %. Es treten keine gerichteten Verzerrungen über benachbarte Durchmesserstufen hinweg auf. Die maximale relative Streuung der Einzelwerte ist mit 3.4 % sehr gering.

Tabelle 3.56: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Stammholzgewichtes ohne Rinde getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	2	-0.52	-1.86	0.42	1.51
15.0-24.9	2	-0.09	-0.08	3.45	3.11
25.0-34.9	2	14.42	5.20	9.51	3.43
≥45.0	2	-0.52	-1.86	0.42	1.51

Rinde des Derbholzes

Die mittlere Biomasse der Rinde des Derbholzes betrug 51 kg/ Baum, was einem Rindenanteil von 11.4 % entspricht. Es wurde ein Minimum von 3 kg/ Baum und ein Maximum von 172 kg/ Baum beobachtet.

Der von BARTELINK (1996) verwendete Funktionstyp wurde auch für die Rinde des Derbholzes genutzt (vgl. Tabelle 3.57). Eingangsparameter sind so auch hier der BHD [cm] und die Baumhöhe [m]. Abbildung 3.44 zeigt die Lage der Mess- und Schätzwerte zueinander.

Die mittleren Abweichungen der Residuen bei der Schätzung der Rindengewichte (Derbholz) und die Streuung der Einzelwerte innerhalb der Durchmesserklassen (vgl. Tabelle 3.58) sind wie beim Derbholz ohne Rinde gering. Sie sind vergleichbar mit denen der Fichte. Die höchste prozentuale Abweichung wird mit -4.1 % in der Durchmesserkategorie 25.0 bis 34.9 cm beobachtet. In den übrigen Durchmesserbereichen liegt sie unter 1.8 %. Die mittlere Streuung weist ein Minimum von 1.6 % und ein Maximum von 2.6 % auf.

Tabelle 3.57: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Rindengewichtes des Derbholzes

$$\text{Rindengewicht: } \hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD) + \phi * \ln(Höhe)) \quad (3.32)$$

mit \hat{Y} = Rindengewicht [kg], BHD [cm], Höhe [m]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-6.164075	0.2318019	-26.592	0
β	2.021304	0.1181438	17.10885	0
ϕ	0.903062	0.1733548	5.20933	0.0034
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.9592206	1.268134	1.577047	
σ^2	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
	0.00857093	0.02531626	0.07477754	

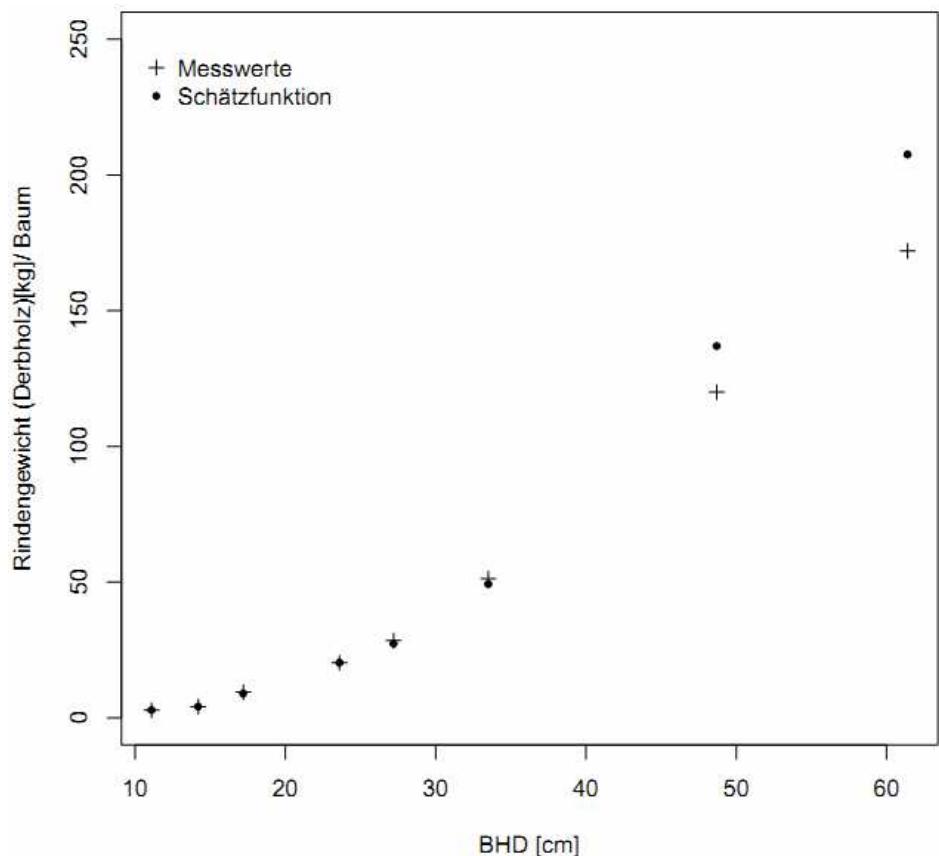


Abbildung 3.44: Beobachtete und geschätzte Rindengewichte (Derbholz) über dem Durchmesser (BHD) für die Douglasie

Tabelle 3.58: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Rindengewichtes getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	2	-0.05	-1.32	0.06	1.77
15.0-24.9	2	0.26	1.77	0.38	2.58
25.0-34.9	2	1.58	4.12	0.62	1.61
≥45.0	2	-0.05	-1.32	0.06	1.77

Äste 1- 7 cm

Die mittlere Biomasse der Äste bis zu einem Durchmesser von 7 cm betrug 130 kg/ Baum, das Spektrum reichte von 14 bis 407 kg/ Baum.

Zur Beschreibung der Astbiomasse wurde ein Modell parametrisiert, das auf einem von PONETTE et al. (2001) verwendeten Funktionstyp basiert. Einzige unabhängige Variable ist der BHD [cm]. Die Baumhöhe [m] und der Kronenanteil haben auch hier keinen signifikanten Einfluss. Die Gegenüberstellung von Mess- und Schätzwerten erfolgt in Abbildung 3.45.

Tabelle 3.59: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Astgewichtes

$$\text{Astgewicht: } \hat{Y} = \alpha + \beta * \text{BHD} + \phi * \text{BHD}^2 \quad (3.33)$$

mit \hat{Y} = Astgewicht [kg], BHD [cm]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	12.360193	3.487563	3.544077	0.0165
β	-1.604953	0.462354	-3.471262	0.0178
ϕ	0.079532	0.014815	5.368368	0.003
Varianzparameter				
δ	2.5 Quantil 1.044006	Erwartungswert 1.511221	97.5 Quantil 1.978436	
σ^2	2.5 Quantil 0.00496309	Erwartungswert 0.02393221	97.5 Quantil 0.11540218	

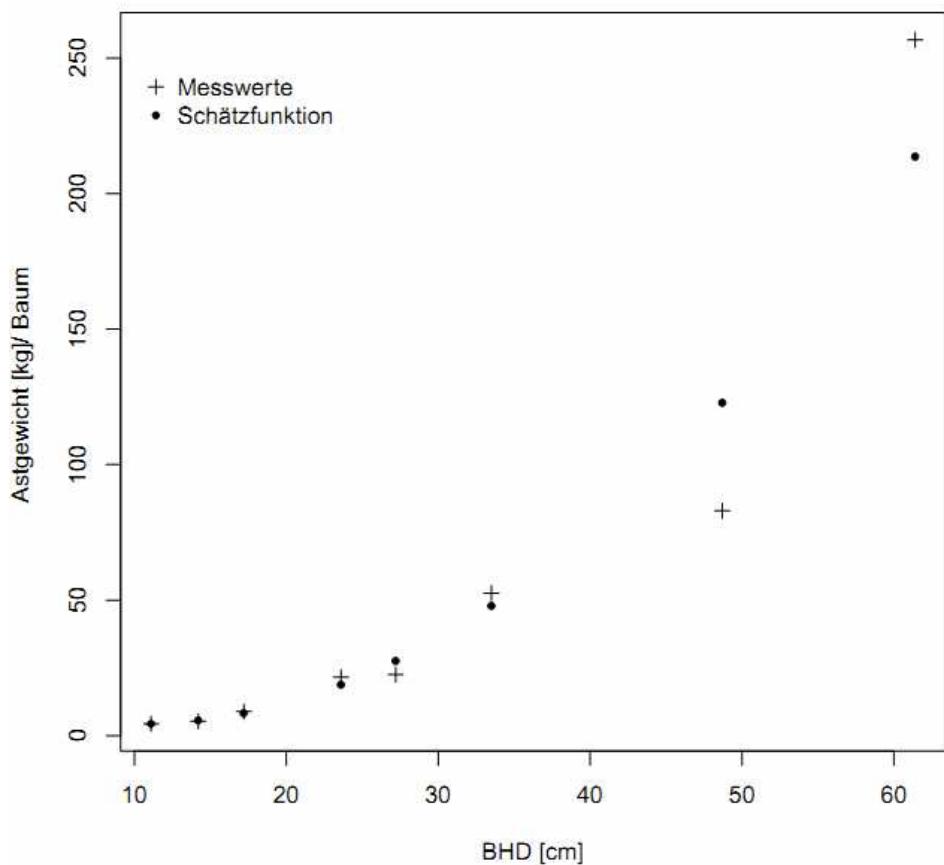


Abbildung 3.45: Beobachtete und geschätzte Astgewichte (Äste 1-7 cm) über dem Durchmesser (BHD) für die Douglasie

Bei der Verzerrung und Streuung der Schätzung der Astgewichte in Abhängigkeit vom Durchmesser (BHD) tritt die höchste prozentuale Überschätzung mit 12.6 % auf (Tabelle 3.60). In den übrigen BHD-Klassen liegt sie unter 3 %. Zu beachten ist erneut der geringe Stichprobenumfang. Die Streuung der Einzelwerte innerhalb der Durchmesserklassen erreicht ein Minimum von 5.3 % und ein Maximum von 34.9 %.

Tabelle 3.60: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Astgewichtes (Äste 1-7 cm) getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	2	-0.14	-2.80	0.26	5.31
15.0-24.9	2	1.70	12.59	1.55	11.49
25.0-34.9	2	-0.13	-0.36	6.92	18.36
≥45.0	2	1.59	0.94	58.66	34.87

Reisig

Zur Beschreibung der Reisigbiomasse wurde erneut das Modell parametrisiert, das auf einem von PONETTE (2001) verwendeten Funktionstyp basiert (siehe Tabelle 3.61). Da die Streuung keine signifikante Heteroskedastizität aufwies, wurde auf die Spezifizierung einer Varianzfunktion verzichtet und stattdessen ein Modell mit einheitlicher Gewichtung der Abweichungen parametrisiert. Einzige unabhängige Variable ist der BHD [cm].

Tabelle 3.61: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung des Reisiggewichtes

$$\text{Reisiggewicht: } \hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD)) \quad (3.34)$$

mit \hat{Y} = Reisiggewicht [kg], BHD [cm]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-1.6643	0.6822	-2.439	0.0505
β	1.5926	0.1735	9.181	9.40E-05
Varianzparameter				
δ	2.5 Quantil 0.7758274	Erwartungswert 1.227781	97.5 Quantil 1.679734	
σ^2	2.5 Quantil 0.00134767	Erwartungswert 0.01839147	97.5 Quantil 0.25098569	

In Abbildung 3.46 sind die Mess- und Schätzwerte über dem BHD abgetragen.

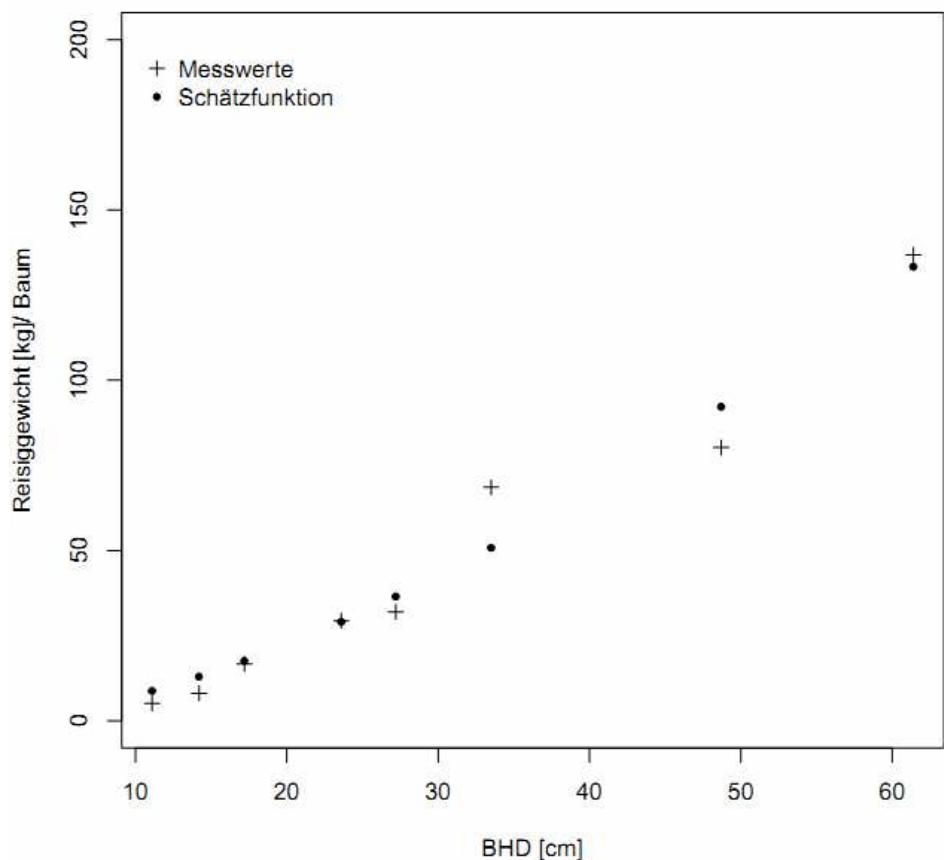


Abbildung 3.46: Beobachtete und geschätzte Reisiggewichte über dem Durchmesser (BHD) für die Douglasie

Die Verzerrung und Streuung der Schätzwerte ist insgesamt höher als bei den bei den Ästen von 1-7 cm Stärke. Die mittleren prozentualen Abweichungen innerhalb der BHD-Klassen erreichten Werte zwischen -39.2 und 15.2 % (Tabelle 3.62). Die Streuung beträgt maximal 36.1 % (BHD 25.0-34.9 cm). Ansonsten lag sie zwischen 3.7 und 9.7 %.

Tabelle 3.62: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung des Reisiggewichtes getrennt nach Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	2	-4.25	-39.21	0.83	7.66
15.0-24.9	2	-0.30	-1.28	0.85	3.66
25.0-34.9	2	6.63	15.20	15.75	36.10
≥45.0	2	-4.23	-3.75	10.90	9.67

Gesamte oberirdische Biomasse

Die mittlere Baumbiomasse der Douglasie betrug 575 kg/ Baum. Der Datenbereich für diese Baumart wies ein Minimum von 48 kg/ Baum und ein Maximum von 1930 kg/ Baum auf.

Für die oberirdische Biomasse der Douglasie wurde der Funktionstyp von BARTELINK (1996) verwendet (vgl. Tabelle 3.63). Einzige unabhängige Variable ist der BHD [cm]. In Abbildung 3.47 sind die Mess- und Schätzwerte über dem BHD abgetragen.

Tabelle 3.63: Funktion und statistische Kennwerte für die Schätzung der oberirdischen Biomasse

$$\text{Oberirdische Biomasse : } \hat{Y} = \exp(\alpha + \beta * \ln(BHD)) \quad (3.35)$$

mit \hat{Y} = Oberirdische Biomasse [kg], BHD [cm]

	Erwartungswert	Standardfehler	t -Wert	Pr(> t)
α	-1.533214	0.1536577	-9.97811	1.00E-04
β	2.229548	0.05139084	43.38416	0.00E+00
Varianzparameter	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
δ	0.7758274	1.227781	1.679734	
σ^2	2.5 Quantil	Erwartungswert	97.5 Quantil	
	0.00134767	0.01839147	0.25098569	

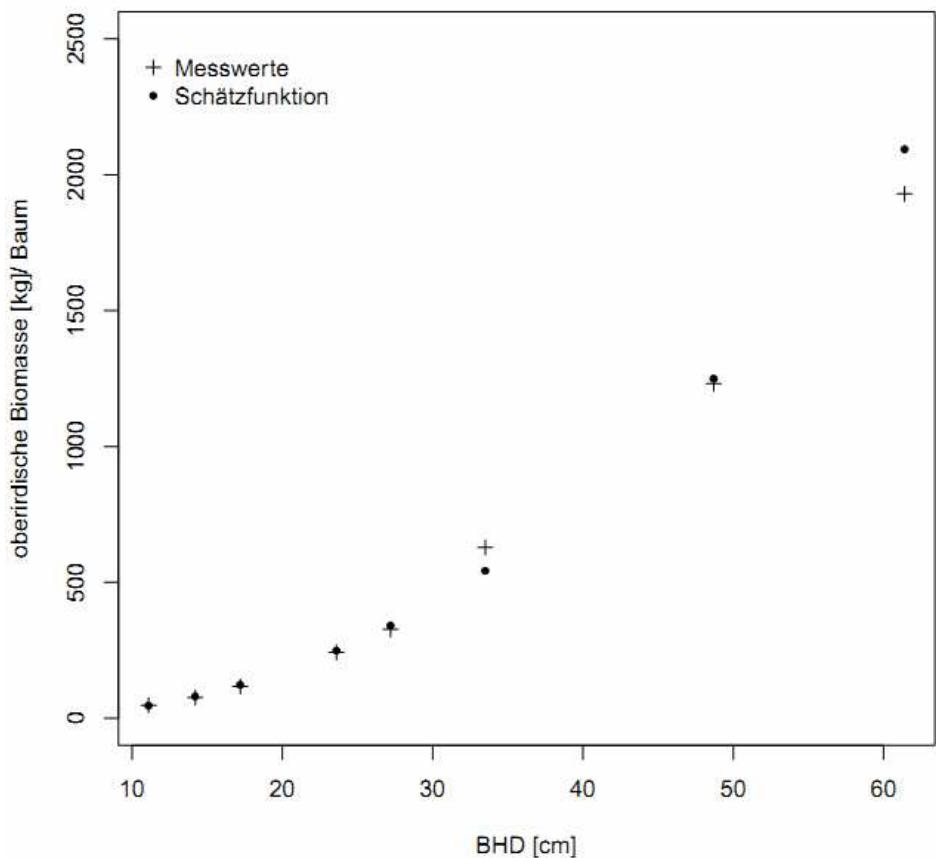


Abbildung 3.47: Beobachtete und geschätzte Gewichte der oberirdischen Biomasse über den zugehörigen Durchmessern (BHD) für die Douglasie

Verzerrung und Streuung der Schätzungen der oberirdischen Biomasse (vgl. Tabelle 3.64) sind vergleichbar mit den Werten, die sich beim Derbholz ohne Rinde ergeben. Die höchste prozentuale mittlere Abweichung (8.1 %) tritt in der BHD-Klasse 25.0-34.9 cm auf. Dort wurde auch die größte Streuung mit 16.0 % errechnet. Die Verzerrung erreichte in den übrigen BHD-Klassen Werte zwischen -5.3 und -1.3 %. Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs ist die Aussagefähigkeit jedoch vergleichsweise stark eingeschränkt.

Tabelle 3.64: Absolute und relative Verzerrung sowie absolute und relative Streuung bei der Schätzung der oberirdischen Biomasse Durchmesserklassen

BHD [cm]	N	Mittl. Abweichung [kg]	Mittl. Abweichung [%]	Streuung [kg]	Streuung [%]
7.0-14.9	2	-0.86	-1.36	4.10	6.50
15.0-24.9	2	-6.17	-3.32	0.00	0.00
25.0-34.9	2	35.88	8.12	70.50	15.96
≥45.0	2	-90.83	-5.43	103.54	6.19

Einen Vergleich zum Originalmodell von BARTELINK (1996) sowie zu einer Funktion von ZELL (2008) für die Fichte erlaubt Abbildung 3.48. Alle Schätzfunktionen berücksichtigen ausschließlich den Durchmesser (BHD) als erklärende Variable. Die Schätzwerte auf der Basis des neu parametrisierten Modells (Gleichung 3.35) liegen deutlich niedriger als bei BARTLINK (1996). Sie sind vergleichbar mit der Schätzung auf Basis der Funktion von ZELL (2008) für Fichte.

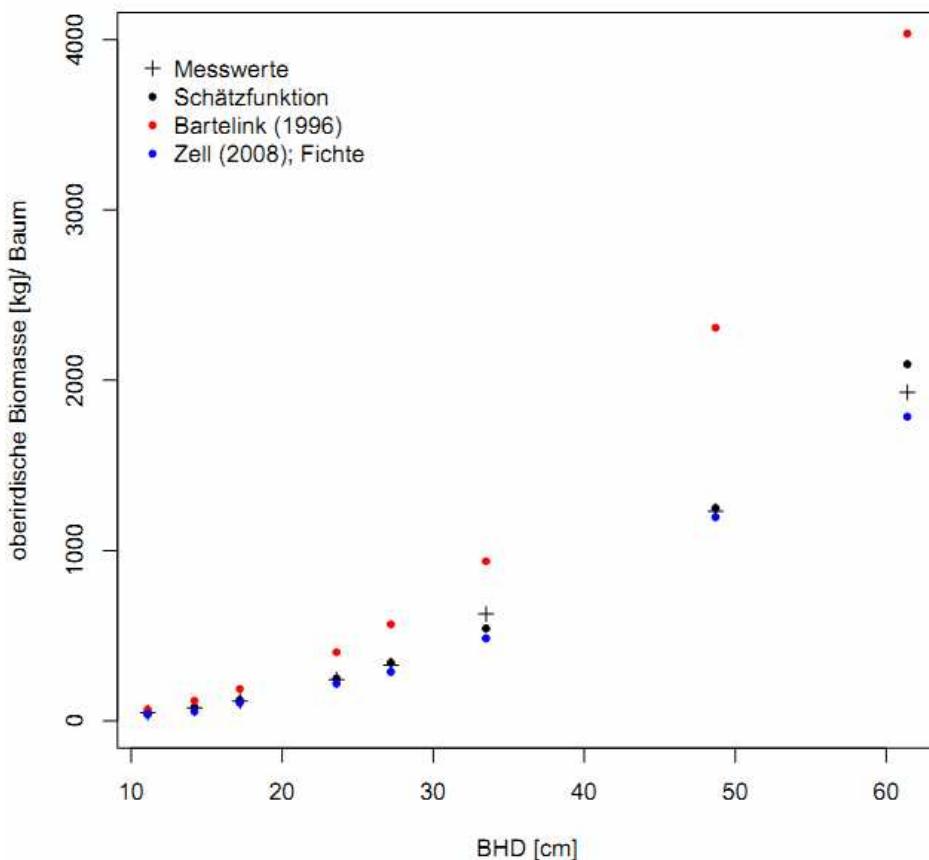


Abbildung 3.48: Beobachtete und geschätzte Gewichte der oberirdischen Biomasse im Vergleich zu Schätzungen auf der Grundlage von Funktionen aus der Literatur für die Douglasie

Abbildung 3.49 zeigt die Verteilung der absoluten Werte und der relativen Anteile der Kompartimente an der oberirdischen Biomasse eines Baumes über dem Durchmesser (BHD). Die Baumhöhe, die als unabhängige Variable in einige zugrunde liegende Modellschätzungen einging, wurde erneut über einen Höhentarif in Abhängigkeit vom BHD geschätzt, der anhand des vorliegenden Datenmaterials parametrisiert wurde. Der Derbholzanteil (inklusive Rinde) an der gesamten oberirdischen Biomasse ist insgesamt vergleichbar mit dem der Fichte. Er nimmt mit steigenden Baumdimensionen von 73 auf 83 % zu. Die Schätzungen für den Rindenanteil resultieren in einem nahezu konstanten Wert unabhängig von der Baumdimension, obwohl sich die absoluten Beträge mit zunehmenden Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407)

Durchmessern erhöhen. Der Anteil des Nichtderbholzes (Äste 1-7 cm und Reisig) nimmt mit steigendem BHD entsprechend ab. Bei einer Douglasie mit einem BHD von 50 cm macht das Derbholz ohne Rinde im Mittel 72 %, die Derbholzrinde im Mittel 10 % und das Nichtderbholz im Mittel 18 % der gesamten oberirdischen Holzbiomasse aus.

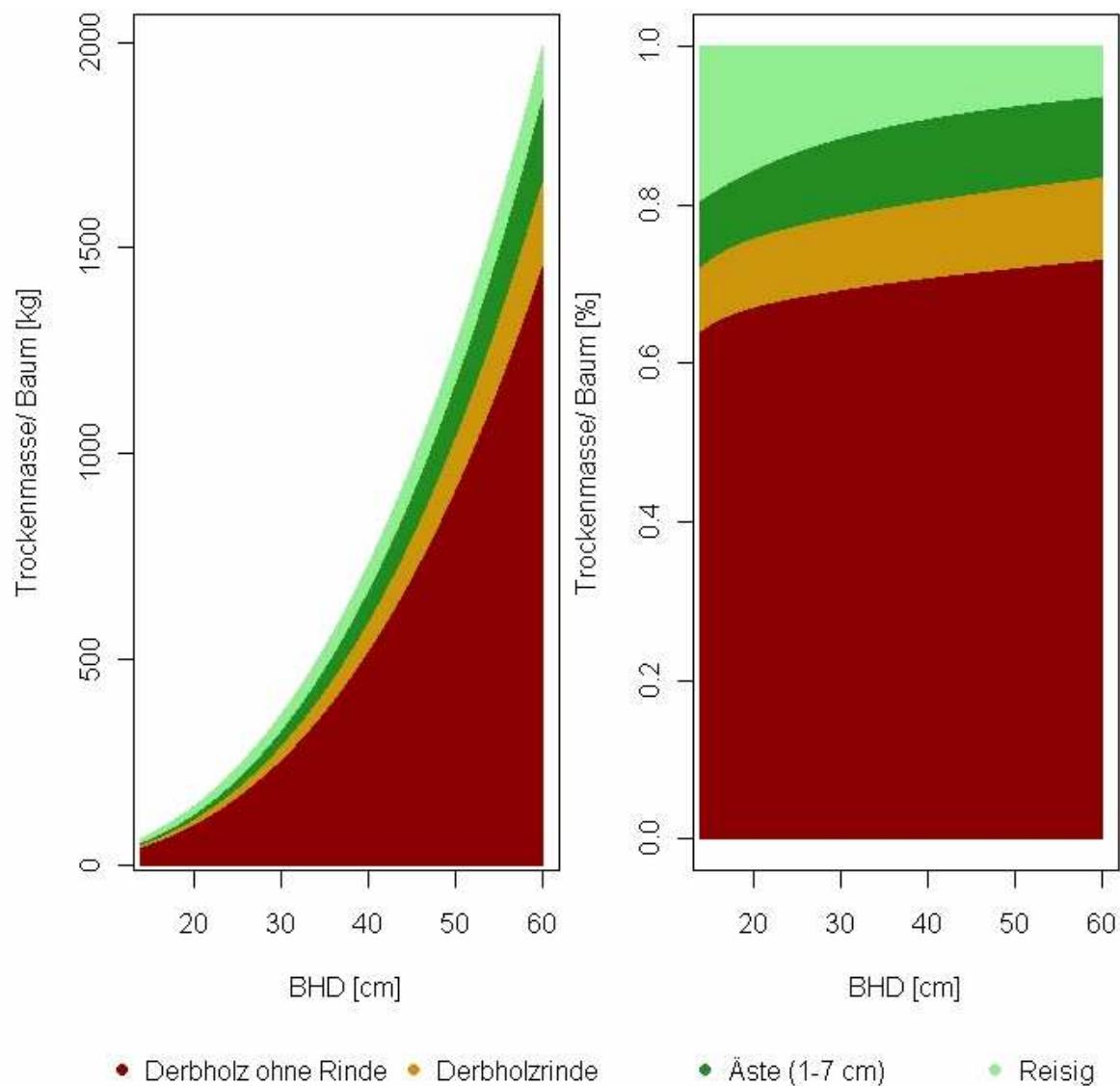


Abbildung 3.49: Verteilung der absoluten Werte und der relativen Anteile der Kompartimente an der oberirdischen Biomasse für die Douglasie über dem BHD

4. Elementgehalte in Baumkompartimenten von Fichte (*Picea abies* [L.] Karst), Kiefer (*Pinus sylvestris* [L.] Karst), Buche (*Fagus sylvatica* [L.] Karst), Eiche (*Quercus robur* und *petraea* [L.] Karst) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [L.] Karst)

Peter Rademacher, Egbert Schönenfelde und, Karl Josef Meives

4.1. Vorbemerkungen

Die Untersuchung der Elementgehalte in der oberirdischen Baumbiomasse zielt darauf ab, die Nährstoffentzüge bei der Vollbaumnutzung quantifizieren zu können. Die Höhe der Elementgehalte hängt von verschiedenen Faktoren ab, unter anderem von den Baumkompartimenten, von der Baumart, dem Bestandesalter und der Standortsqualität. Im Folgenden wird für den Untersuchungsraum Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt dargelegt, wie hoch die Elementgehalte in den Kompartimenten von Buche (*Fagus sylvatica* [L.] Karst), Eiche (*Quercus robur* und *petraea* [L.] Karst), Fichte (*Picea abies* [L.] Karst), Kiefer (*Pinus sylvestris* [L.] Karst) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [L.] Karst) sind und welchen Einfluss die genannten Faktoren auf die Elementgehalte in den oberirdischen Baumteilen haben.

4.2. Methodik

4.2.1. Probenahme und Probenvorbereitung

Die Auswahl der Standorte hinsichtlich ihrer Nährstoffausstattung erfolgte nach dem Standortstyp (siehe Kapitel 3). Da innerhalb eines Standortstyps die bodenchemischen Eigenschaften erheblich variieren, wurden die Böden zusätzlich chemisch untersucht. Die Bodenprobenahme erfolgte jeweils auf einem Transekt von 25 m; die Probenahmepunkte lagen jeweils 5 m von einander entfernt. Es wurde ein Kammerbohrer (\varnothing 6 cm) [Auflagehumus, 0-10 cm] und ein Pürckhauer-Bohrer [10 – 30 cm, 30 – 60 cm] eingesetzt.

Die Probebäume wurden analog zu der Beschreibung in Kapitel 3 in die Kompartimente im Kronen- und Stammbereich unterteilt, wie in den Tabellen 4.1 und 4.2 zusammengefasst dargestellt ist. Junge Kiefern mit einem monopodialen Habitus wurden anders beprobt als alte Kiefern mit einem in der Krone abgeflachten Habitus.

Tabelle 4.1: Beprachte Kompartimente und deren Bezeichnungen bei Fichte, Douglasie und junger Kiefer

Abkürzung	Kompartiment
Ndl	Nadeln
Rs<1	Reisig <1 cm Durchmesser, Holz mit Rinde
A_1-7	Äste 1-7 cm Durchmesser, Holz mit Rinde
A_tot	Totäste, Holz mit Rinde
S_5	Kronenstammscheibe 5cm Durchmesser, Holz mit Rinde
S_o_Ri	obere Stammscheibe/ Krone, 10 cm Durchmesser, Rinde
S_o_Ho	obere Stammscheibe/ Krone, 10 cm Durchmesser, Holz
S_u_Ri	untere Stammscheibe/ Basis, variabler Durchmesser, Rinde
S_u_Ho	untere Stammscheibe/ Basis, variabler Durchmesser, Holz

Tabelle 4.2: Beprobte Kompartimente und deren Bezeichnungen bei Buche, Eiche und alter Kiefer

Abkürzung	Kompartiment
Rs<1	Reisig <1 cm Durchmesser, Holz mit Rinde
A_1-7	Äste 1-7 cm Durchmesser, Holz mit Rinde
A_tot	Totäste, Holz mit Rinde
S_5	Kronenstammscheibe 5 cm Durchmesser, Holz mit Rinde
A_7-10	Äste 7-10 cm Durchmesser, Holz mit Rinde
S_10Ri	Stammscheibe/ Krone, 10 cm Durchmesser, Rinde
S_10Ho	Stammscheibe/ Krone, 10 cm Durchmesser, Holz
A>10Ri	Äste > 10 cm Durchmesser, Rinde
A>10Ho	Äste > 10 cm Durchmesser, Holz
S_o_Ri	obere Stammscheibe/ Kronenansatz, variabler Durchmesser, Rinde
S_o_Ho	obere Stammscheibe/ Kronenansatz, variabler Durchmesser, Holz
S_u_Ri	untere Stammscheibe/ Basis, variabler Durchmesser, Rinde
S_u_Ho	untere Stammscheibe/ Basis, variabler Durchmesser, Holz

Die Unterteilung und gegebenenfalls Entrindung der Einzelkompartimente geschah im saftfrischen Zustand. Nach Trocknung der zur chemischen Analyse vorgesehenen Proben bei 60°C und zur Feuchtegehaltsbestimmung von Parallelproben bei 103°C erfolgte die Weiterbearbeitung der Proben im Labor. Für die Feuchtegehaltsbestimmung wurden vollständige Stammscheibenquerschnitte von ca. 5 cm Stärke, für die chemische Analyse drei gleichmäßig über den Stammquerschnitt verteilte Tortensegmente einer benachbarten Parallelscheibe von ca. 50 % der Gesamt-Scheibenfläche herangezogen. Die Astabschnitte hatten eine Länge von rd. 10 cm, die Reisigabschnitte von rd. 40 cm.

Insgesamt standen für die chemische Analyse die genannten Probenkompartimente von 30 Kiefern, 47 Fichten, 8 Douglasien, 33 Eichen und 34 Buchen zur Verfügung.

Für die chemische Analyse wurden die Holzproben mit einem Schredder (Fa. Pallmann, Typ PSN 200x600) auf 0,5 – 2 cm Größe gespant. Ca. 150 ml der von Hand homogenisierten Späne wurden mit einer Schneidmühle SM100 der Fa. Retsch (mit 4 mm Sieb) vorzerkleinert und mit einer Zentrifugalmühle ZM100 der Fa. Retsch mit 0,2 mm Stahlsieb und Stahlrotor mit 12 Zähnen endzerkleinert.

4.2.2. Chemische Analytik

Bodenproben

Die Auflagehumusproben wurden im Trockenschrank bei 60° C getrocknet und nachfolgend durch ein 4 mm Sieb gegeben, die Mineralbodenproben wurden bei 40° C getrocknet und durch ein 2 mm Sieb gegeben. Der pH-Wert in CaCl₂-Suspension wurde mit einer Glaselektrode bestimmt, Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) mittels Elementaranalyse. An den gemahlenen Proben des Auflagehumus wurden Schwefel (S), Phosphor (P), Kalium (K), Calcium (Ca), Magnesium (Mg) sowie Mangan (Mn) im Königswasseraufschluss und an den Proben des Mineralbodens P im HNO₃-Druckaufschluss extrahiert und mittels ICP-AES analysiert. An den Mineralbodenproben wurden K, Ca, Mg, Eisen (Fe), Aluminium (Al) und Mn mit 1 N NH₄Cl extrahiert und mittels ICP-AES analysiert. (KÖNIG et al. 2008).

Baumproben

Die Bestimmung der Gehalte von C und N erfolgte mittels Elementaranalyse; die Einwaagen betrugen rund 50 mg. Nähere Angaben zum analytischen Verfahren finden sich bei KÖNIG et al. (2008).

Zur chemischen Analyse weiterer Elemente wurden rd. 200 mg gemahlenen Probenmaterials eingewogen und unter Druck und Hitze in konz. Salpetersäure aufgeschlossen; anschließend wurden die Proben mittels ICP/AES-Analyse auf die Gehalte an S, P, K, Ca, Mg und Mn analysiert.

4.2.3. Statistische Auswertung

Die statistische Beurteilung der Elementgehalte und ihrer Zusammenhänge erfolgte mit der Statistikumgebung R (Version 2.12.1 bzw. 2.13.2). Im Basispaket sind sowohl die explorativen Methoden wie die Boxplot-Darstellung als auch verschiedene Verfahren zur Berechnung von Regressionsanalysen enthalten. Letztere wurden auf die Analyse der linearen Beziehungen beschränkt. Zur Wahl des jeweils optimalen Regressionsansatzes diente die schrittweise Selektion anhand des AIC-Kriteriums. In der Interpretation wurde weniger Wert auf die absolute Größe der partiellen Regressionskoeffizienten gelegt als auf deren Vorzeichen sowie auf die adjustierten Bestimmtheitsmaße als Kriterium der Straffheit der Gesamtzusammenhänge.

Die Darstellung der simultanen Konfidenzintervalle für die Mittelwerte der Elementgehalte bei den jeweiligen Kompartimenten der fünf Baumarten ist als grafisches Analogon zum multiplen Mittelwertvergleich für die Erklärung der Unterschiede zwischen den Baumarten verwendet worden. Dabei werden Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407)

Unterschiede zwischen Mittelwerten verschiedener Baumarten durch nicht überschneidende Konfidenzintervalle deutlich. Zur Berechnung wurde die spezielle R-Programmbibliothek „multcomp“ (Version 1.2-8) benutzt.

4.3. Ergebnisse und Diskussion

4.3.1 Vergleich der Elementgehalte in den Baumkompartimenten

Der Vergleich der Elementgehalte in den Baumkompartimenten erfolgt aus zwei Blickwinkeln: Es werden die Kenngrößen der statistischen Verteilungen der Elementgehalte in den einzelnen Kompartimenten der Baumarten beschrieben, und es werden bei den einzelnen Elementen die Beziehungen zwischen den Kompartimenten mittels Regressions- und Korrelationsanalysen dargestellt.

Kohlenstoff

Der Kohlenstoff bildet das Trägergerüst der organischen Substanz und hat dem entsprechend einen hohen Gehalt, der in der vorliegenden Untersuchung zwischen 480 g C/kg TM und 560 g C/kg TM lag (vergl. Abb. 4.2). Generell waren die Unterschiede zwischen den Kompartimenten gering. Hervorzuheben ist, dass bei Kiefer und Douglasie an der Stammbasis die C-Gehalte in der Rinde höher waren als in den übrigen Kompartimenten. Dieses ist mit dem niedrigeren Gehalt an C-ärmerer Cellulose bzw. dem höheren Anteil C-reicher phenolischer Stoffe in der stark borkigen Rinde der genannten Baumarten zu erklären. Ferner waren bei Fichte und Douglasie die C-Gehalte im Stammholz niedriger als in den Ästen (\varnothing 1-7 cm, Holz plus Rinde), im Reisig und den übrigen Rindenproben.

Nährstoffe

Die mittleren Gehalte der untersuchten Nährelemente lagen mit Ausnahme einzelner Calciumgehalte in der Rinde der Eichen im Bereich von < 25 g/kg.

Bei den Hauptnährstoffen gab es hinsichtlich der Höhe ihrer Gehalte (auf Massenbasis [g/kg]) bis auf wenige Ausnahmen folgende Rangfolge: N > Ca >> K >> Mg > P = S (Abb. 4.1).

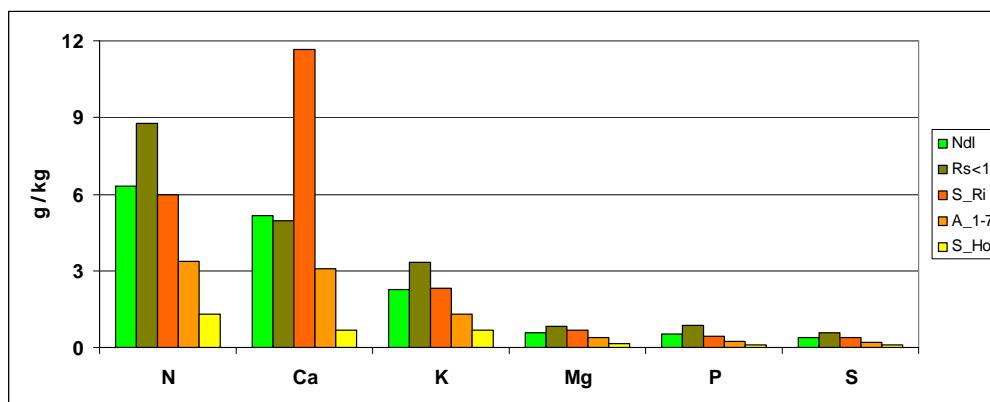


Abbildung 4.1: Mittlere Gehalte von N, Ca, K, Mg, P und S in den Kompartimenten Nadeln (nur Kiefer, Fichte und Douglasie), Reisig < 1 cm, Äste (\varnothing 1-7 cm, Holz plus Rinde), Rinde und Holz vom Stamm im Mittel aller fünf untersuchten Baumarten

Hinsichtlich der Gehalte der Hauptnährstoffe lassen sich die Kompartimente in folgenden Rangfolgen gruppieren: Bei allen Elementen und Baumarten waren die Gehalte im Holz sowie im Kompartiment Holz plus Rinde der Äste und weiterer Kronenkompartimente am geringsten. In der Regel folgte auf Holz plus Rinde im Kronenbereich die separat beprobte Rinde im Stamm- und Kronenbereich ($\varnothing \geq 10$ cm) und nachfolgend das Reisig; eine Ausnahme bildete Calcium bei Buche und Eiche, dessen Gehalte im Reisig geringer waren als in der Rinde. Bei den Nadelbaumarten waren die Gehalte an Phosphor, Kalium und Magnesium in der Rinde an der Stammbasis geringer als im Bereich des Kronenansatzes. Bei den Nadelbaumarten lagen in der Regel in den Nadeln die höchsten Elementgehalte vor, eine Ausnahme bildet das Calcium, das im Reisig die höchsten Gehalte aufwies (Abb. 4.1).

4.3.2 Vergleich der Baumarten

Bei dem Vergleich der Baumarten werden die Kompartimente betrachtet, die bei allen untersuchten Baumarten gemeinsam vorlagen; das waren Stamm-Holz und Stamm-Rinde an der Stammbasis und am Kronenansatz, Holz+Rinde der 5 cm Stamm-/Astscheibe im Kronenbereich, Totäste, die Äste ($\varnothing 1 - 7$ cm) und das Reisig ($\varnothing < 1$ cm).

Kohlenstoff

Der C-Gehalt nahm in der Reihenfolge der Kompartimente Stammholz, Äste 1-7 und Reisig zu. Dieses ist auf den erhöhten Anteil an C-reichen Phenolen (Rinden behaftete Äste und Reisig) bzw. Lignin (Nadelholz > Laubholz) zurückzuführen (Abb. 4.2).

Die Kohlenstoffgehalte im Stammholz der Nadelbaumarten Fichte, Kiefer und Douglasie (Mittelw. 509 g C/kg TM) waren signifikant höher als bei den Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407)

Laubbaumarten Eiche und Buche (Mittelw. 495 g C/kg TM), was auf die höheren Anteile an C-reicherem Lignin bzw. die niedrigeren Anteile an C-armen Hemicellulosen im Nadelholz gegenüber Laubholz zurückgeführt werden kann (FENGEL und WEGENER 1984). Gleiches gilt für das Reisig und bei Douglasie und Fichte auch für die Stammrinde (Abb. 4.2). Relativ betrachtet waren die Unterschiede zwar gering (4 %), doch lassen sich diese Differenzen auf die oben genannte Begründung zurückführen.

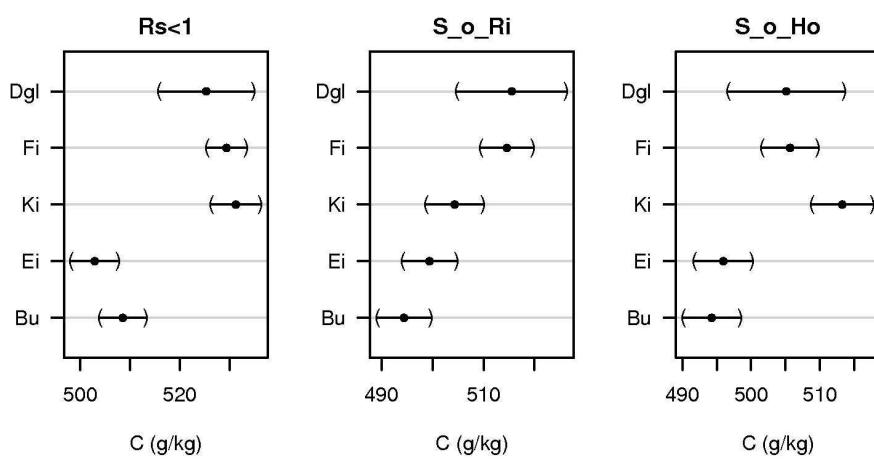


Abbildung 4.2: Gehalte an Kohlenstoff im Reisig ($Rs < 1$), in der Rinde (Ri) und im Holz (Ho) im Bereich des Kronenansatzes von Douglasie, Fichte, Kiefer, Eiche und Buche (S_o ; Mittelwerte \pm simultane Konfidenzintervalle., Dgl: $n = 8$; Fi, Ki, Bu, Ei: $n = 30 - 47$, die Konfidenzintervalle sind bei der Douglasie ca. doppelt so groß wie bei den andern Baumarten [$n_{Dgl} \approx \frac{1}{4} n_{Fi, Ki, Bu, Ei}$])

Mineralstoffgehalte in Baumkompartimenten

Stammbholz

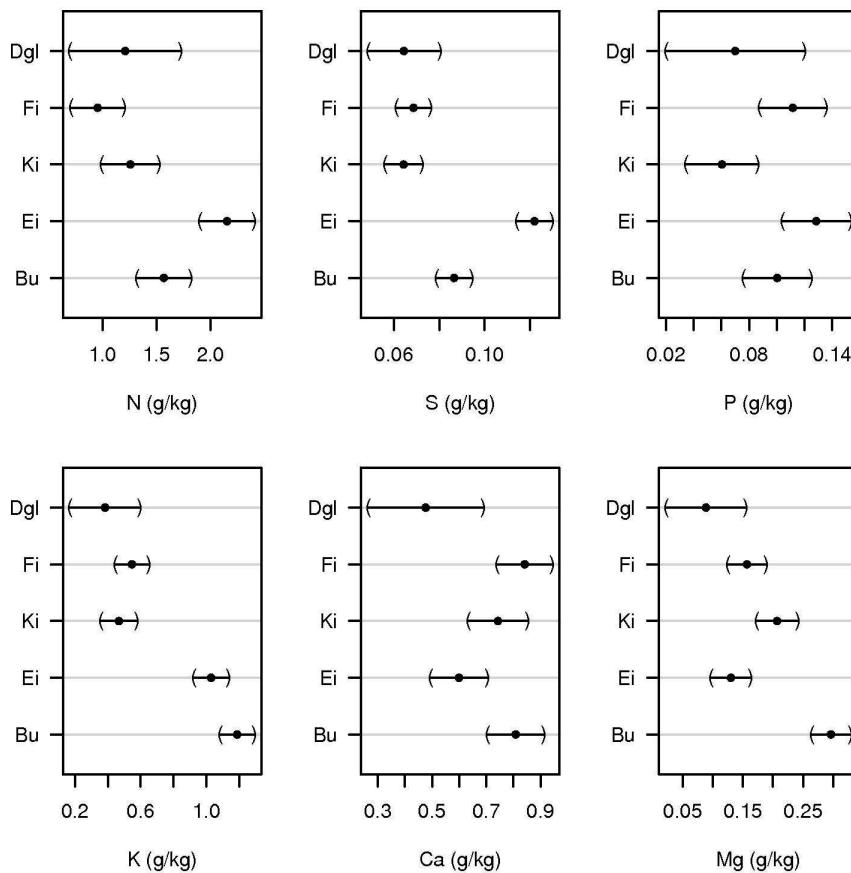


Abbildung 4.3: Gehalte an N, S, P, K, Ca und Mg im Holz des Stamms im Bereich des Kronenansatzes von Douglasie (Dgl), Fichte (Fi), Kiefer (Ki), Eiche (Ei) und Buche (Bu), (Mittelwerte \pm simultane Konfidenzintervalle, Dgl: n = 8; Fi, Ki, Bu, Ei: n = 30 – 47)

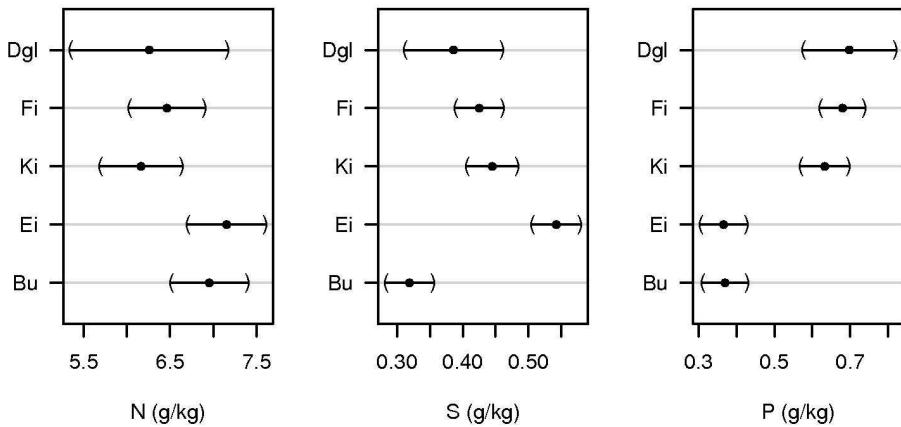
Im Gegensatz zum Kohlenstoff lagen die Gehalte der übrigen Elemente im Holz der Nadelbaumarten in der Regel unter denen der Laubbaumarten (Abb. 4.3). Als Erklärung wird allgemein der mit rd. 20 – 40 % gegenüber rd. 5 – 15 % deutlich höhere Anteil der nährstoffbedürftigen Parenchymzellen im Holz der Laubbäume gegenüber Nadelbäumen genannt (WAGENFÜHR 1966; FENGEL u. WEGENER 1984). Im Holz der Stammbasis war dies bei den Elementen Stickstoff, Phosphor, Schwefel und Kalium der Fall, im Bereich des Kronenansatzes bei den Elementen Stickstoff, Schwefel und Kalium. Auffällig waren bei der Douglasie die sehr geringen Gehalte von Kalium, Calcium und Magnesium sowie der geringere Kationenüberschuss der Kationen-Anionen-Bilanz (ohne Berücksichtigung des

Stickstoffs) im Bereich der Stammbasis. Auch im Bereich des Kronenansatzes lagen die Gehalte bei der Douglasie niedriger als bei den anderen Nadelbaumarten, allerdings waren die Unterschiede in keinem der Fälle signifikant. Bei der Fichte lagen an der Stammbasis die Stickstoffgehalte im Holz sehr niedrig, hierdurch wurde häufiger die Nachweisgrenze (NG) bzw. die Bestimmungsgrenze (BG) für N unterschritten; in der Auswertung wurde in diesen Fällen mit dem halben Wert der Nachweisgrenze ($NG = 0,5 \text{ g N/kg}$) bzw. $2/3$ des Wertes der Bestimmungsgrenze ($BG = 0,67 \text{ g N/kg}$) gearbeitet. Hervorzuheben sind auch im Holz des Stammfußbereichs die signifikant höheren Gehalte an Kalium, Calcium und Magnesium im Holz der Buche und die hohen Gehalte an Calcium im Holz der Fichte. Ein Vergleich der Baumarten Fichte, Eiche und Buche auf identischen Versuchsstandorten in Dänemark, Schweden und Litauen kommt zu ähnlichen Ergebnissen (HAGEN-THORN et al. 2004). Buche und Eiche hatten im Stammholz mit Rinde bei den Hauptnährstoffen N, P, S, K, Ca und Mg höhere Gehalte als Fichte (vergl. Abb. 4.3). In der hier vorliegenden Untersuchung traten die Unterschiede zwischen den Baumarten nicht durchgängig bei allen Hauptnährstoffen auf. Die Literaturoauswertung von JACOBSEN et al. (2003), in der Ergebnisse von Standorten unterschiedlicher Nährstoffausstattung zusammengefasst sind, bestätigt die allgemeine Sicht, dass die Elementgehalte im Holz der Laubbaumarten höher sind als bei den Nadelbaumarten. Dass die Douglasie im Holz so geringe Gehalte an Kalium, Calcium und Magnesium hat, wurde auch von BLOCK et al. (2008), MITCHELL et al. (1996), RANGER et al. (1995) und TRÜBY (1994) beschrieben. Dagegen lagen die N-Gehalte im Holz der Douglasie mit $1,0 \text{ g N/kg}$ im unteren Stammbereich und $1,3 \text{ g N/kg}$ im oberen Stammbereich deutlich über den von JACOBSEN et al. (2003) genannten Werten von $0,6 \pm 0,1 \text{ g N/kg}$.

Stammrinde

Die Stickstoffgehalte in der Rinde an der Stammbasis der Laubbaumarten waren höher als die der Nadelbaumarten (Abb. 4.4). Im Bereich des Kronenansatzes waren die Unterschiede zwischen Laub- und Nadelholzarten nicht so groß wie im Bereich der Stammbasis. In der Rinde der Eiche lagen die Schwefelgehalte deutlich über denen der anderen Baumarten, im Bereich des Kronenansatzes der Buche waren die Schwefelgehalte im Vergleich zu den anderen Baumarten am niedrigsten. Im Gegensatz zum Stickstoff lagen die Phosphorgehalte in der Rinde des Kronenansatzbereiches von Buche und Eiche unter denen der Nadelbaumarten. An der Stammbasis waren die Phosphorgehalte der Rinde von Kiefer am niedrigsten und von der Fichte am höchsten. Ebenfalls waren die Phosphorgehalte im Kronenbereich höher als an der Stammbasis; besonders ausgeprägt war dies bei den Nadelbaumarten (Abb. 4.4).

a



b

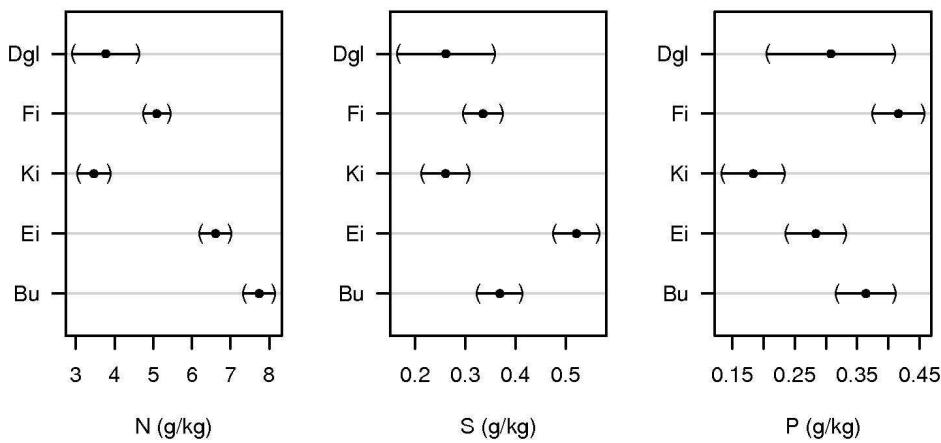
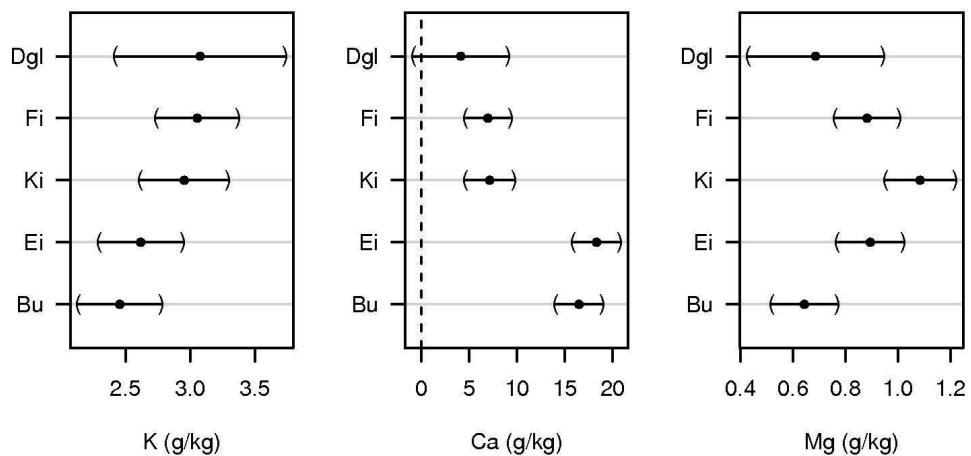


Abbildung 4.4: Gehalte an N, S und P in der Rinde im Bereich des Kronenansatzes (a) und der Stammbasis (b) von Douglasie (Dgl), Fichte (Fi), Kiefer (Ki), Eiche (Ei) und Buche (Bu), (Mittelwerte \pm simultane Konfidenzintervalle, Dgl: n = 8; Fi, Ki, Bu, Ei: n = 30 – 47)

Die Calciumgehalte in der Rinde von Buche und Eiche waren höher als die der Nadelbaumarten (Abb. 4.5). Dies gilt sowohl für den Bereich der Stammbasis als auch des Kronenansatzes. Beim Magnesium war dieser Unterschied zwischen Laub- und Nadelbaumarten nicht so deutlich ausgeprägt; beim K traten in der Stammbasis sogar deutlich niedrigere Werte in den Laubbäumen gegenüber den Nadelbäumen auf. Im Kronenansatzbereich waren die Magnesiumgehalte in der Rinde der Buche vergleichsweise niedrig, bei der Kiefer relativ hoch. Im Bereich der Stammbasis waren die Mg- und K-Gehalte von Douglasie und Kiefer niedriger als die der anderen Baumarten. Insgesamt waren die Kaliumgehalte der Rinde am Kronenansatz höher als an der Stammbasis (Abb. 4.5).

a



b

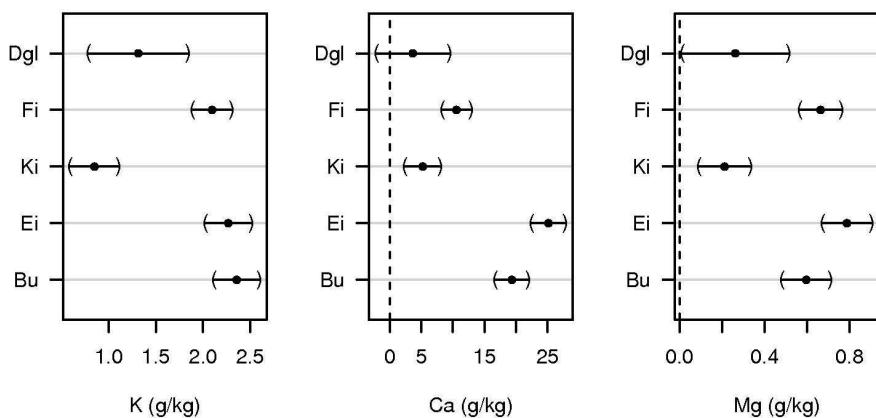


Abbildung 4.5: Gehalte an K, Ca und Mg in der Rinde im Bereich des Kronenansatzes (a) und der Stammbasis (b) von Douglasie (Dgl), Fichte (Fi), Kiefer (Ki), Eiche(Ei) und Buche (Bu), (Mittelwerte \pm simultane Konfidenzintervalle, Dgl: n = 8; Fi, Ki, Bu, Ei: n = 30 – 47)

Äste ($\varnothing 1 - 7 \text{ cm}$)

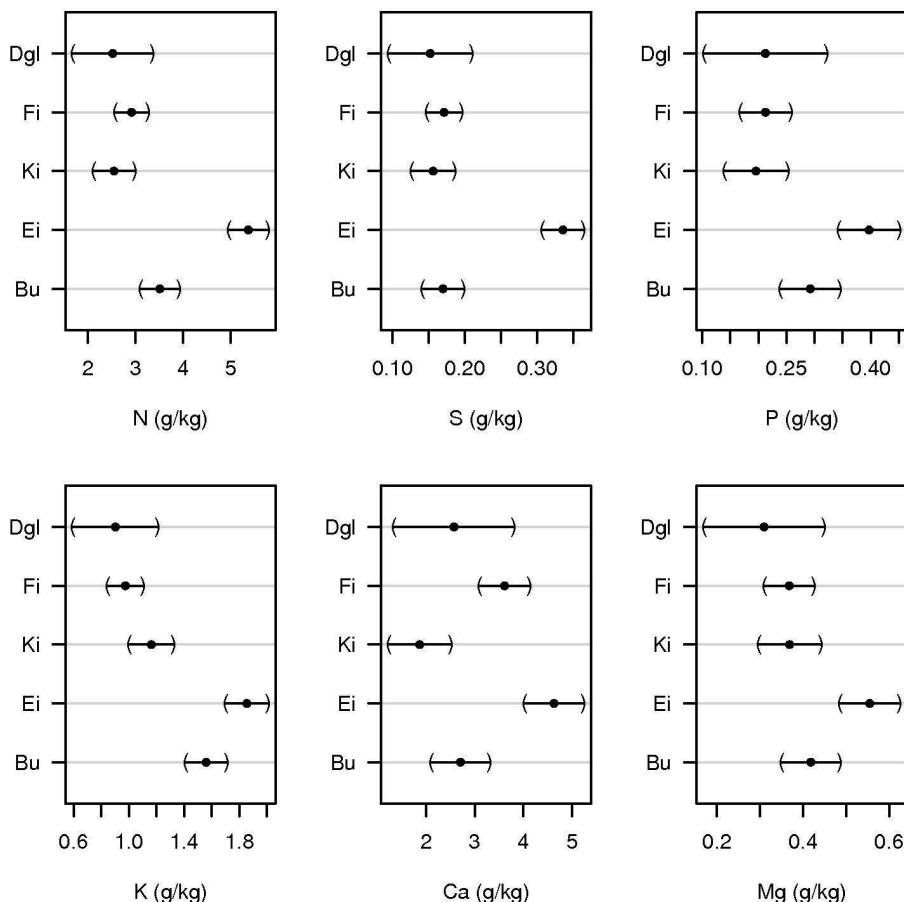


Abbildung 4.6: Gehalte an N, S, P, K, Ca und Mg im Kompartiment Äste ($\varnothing 1 - 7 \text{ cm}$, Holz + Rinde) von Douglasie (Dgl), Fichte (Fi), Kiefer (Ki), Eiche (Ei) und Buche (Bu) (Mittelwerte \pm simultane Konfidenzintervalle, Dgl: $n = 8$; Fi, Ki, Bu, Ei: $n = 30 - 47$)

Das Kompartiment Äste ($\varnothing 1 - 7 \text{ cm}$) ist dasjenige, mit dem über die traditionelle Derbholznutzung hinaus ein Großteil des zusätzlichen Nährstoffentzuges stattfindet, wenn Energieholz genutzt wird. Bei der Eiche lagen die Gehalte aller Hauptnährrelemente höher als bei den anderen Baumarten; besonders ausgeprägt war dies beim Stickstoff und Schwefel, deren Gehalte um den Faktor zwei höher als bei den anderen Baumarten waren (Abb. 4.6). Bei der Buche waren die Phosphor- und Kaliumgehalte höher als bei den Nadelbaumarten, ansonsten unterschieden sich die Elementgehalte der Buche nicht von den Nadelbaumarten.

Reisig ($\varnothing < 1 \text{ cm}$)

Im Reisig waren die Elementgehalte im Vergleich zu den anderen Kompartimenten am höchsten, wenn man von den Nadeln von Douglasie, Fichte

und Kiefer sowie den Calciumgehalten in der Stammrinde absieht. Die Stickstoffgehalte waren bei der Eiche signifikant höher als bei den Nadelbaumarten (Abb. 4.7), das gleiche ist oben bereits für das Kompartiment Rinde beschrieben worden. Das Reisig der Kiefer wies im Vergleich zu den anderen Baumarten die niedrigsten Gehalte an Calcium auf. Die Kaliumgehalte von Eiche und Buche lagen unter denen von Fichte und Kiefer.

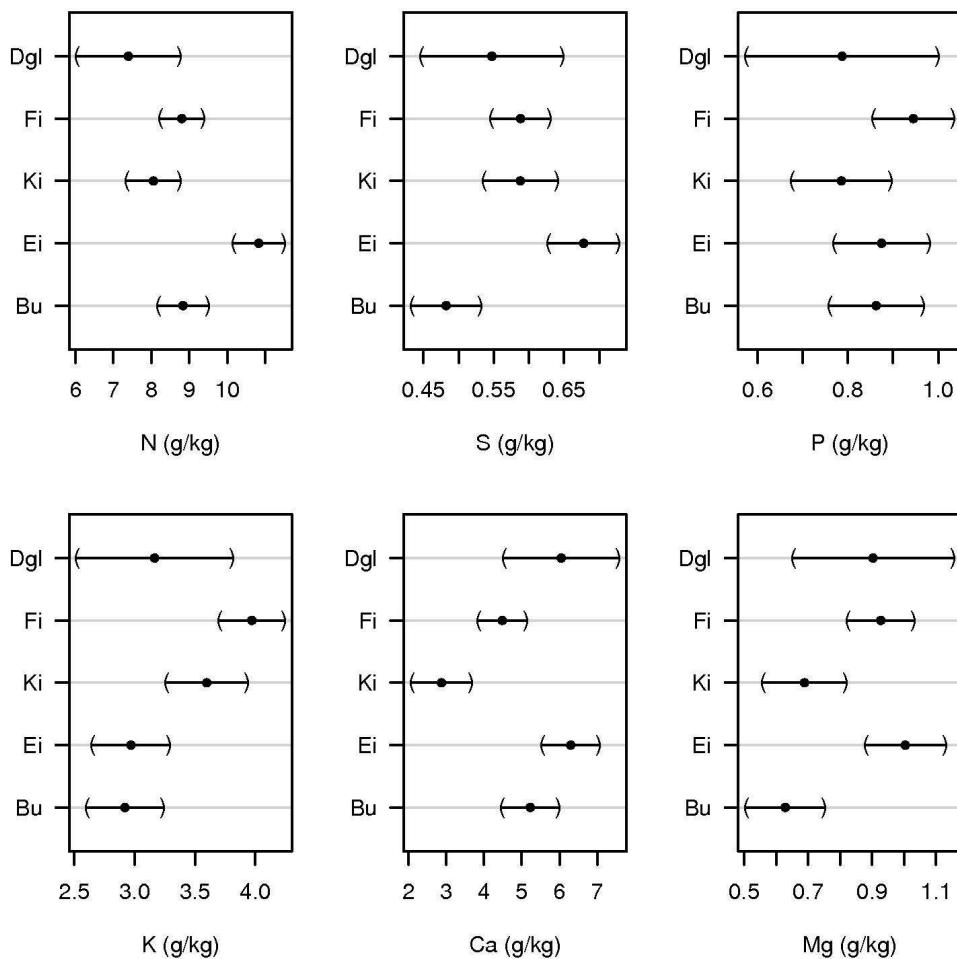


Abbildung 4.7: Gehalte an N, S, P, K, Ca und Mg im Kompartiment Reisig von Douglasie (Dgl), Fichte (Fi), Kiefer (Ki), Eiche (Ei) und Buche (Bu) (Mittelwerte \pm simultane Konfidenzintervalle, Dgl: $n = 8$; Fi, Ki, Bu, Ei: $n = 30 - 47$)

4.3.3 Beziehungen zwischen den Kompartimenten

Im Folgenden wird geprüft, ob die Gehalte eines Elementes in den verschiedenen Kompartimenten mit einander korreliert sind. Wenn signifikante Korrelationen bestehen, lassen sich diese bei künftigen Untersuchungen nutzen, um den Probenumfang zu reduzieren. Auffällig gehäuft traten signifikante Korrelationen ($r > 0,6$ bei $n > 30$) zwischen den Elementgehalten in der Rinde am Stammfuß und

der Rinde des Stammes im Kronenbereich der Laubbäume auf (Tab. 4.3). Beim Calcium und Magnesium kamen zwischen nahezu allen Kompartimenten der Buche signifikante Beziehungen vor. Die Korrelationskoeffizienten betrugen 0,57 ($\pm 0,19$) bzw. 0,65 ($\pm 0,18$). Das gleiche gilt in etwas abgeschwächter Form für die Eiche; hier betrugen die Korrelationskoeffizienten 0,54 ($\pm 0,23$) [Ca] bzw. 0,52 ($\pm 0,23$) [Mg]. Ferner gab es zwischen den Phosphorgehalten im Reisig der Buche und den Phosphorgehalten aller anderen Kompartimente signifikante Korrelationen ($r = 0,60 \pm 0,18$).

Auch zwischen den Kompartimenten Reisig < 1 cm, Kronenscheibe 5 cm und den Ästen 1-7 cm traten vor allem bei den Laubbaumarten bei den Gehalten von N, S, P, K, Ca und Mg gehäuft Korrelationskoeffizienten $> 0,6$ auf. Dagegen bestanden bei den Totästen kaum signifikante Beziehungen zu anderen Kompartimenten. Engere Beziehungen zwischen den Totästen und den anderen Baumkompartimenten sind aufgrund der Entkopplung des Elementhaushaltes zwischen lebenden zu abgestorbenen Baumteilen auch nicht zu erwarten.

Die Zahl der signifikanten Beziehungen der Elementgehalte der Nadeln und des Reisigs < 1 cm nahm bei den Nadelbäumen zu den tiefer unten am Baum gelegenen Kompartimenten ab und war im Falle der Nadeln oft auf N und Mg bei der Douglasie und im Fall des Reisigs von Kiefer auf Ca und Mg beschränkt. Bei der Douglasie und in Einzelfällen auch bei der Kiefer bestanden zudem gehäuft Korrelationen für N, P, K, Ca und Mg zwischen den unteren und oberen Stammrinden- und Holzkompartimenten (Tab. 4.3).

Das Mangan hob sich, was die korrelativen Beziehungen der Elementgehalte in verschiedenen Kompartimenten angeht, von allen anderen Elementen ab; sie waren sehr eng korreliert. Die mittleren Korrelationskoeffizienten [Mittelwert \pm Std.-abw.] betrugen bei der Buche 0,94 ($\pm 0,04$), bei der Fichte 0,90 ($\pm 0,08$), bei der Kiefer 0,83 ($\pm 0,13$) und bei der Eiche 0,76 ($\pm 0,13$) (Eiche im Detail siehe Tab. 4.4). Bei der Douglasie waren lediglich zwischen den Ästen ($\phi 1 - 7$ cm) und dem Reisig ($\phi < 1$ cm) signifikante Beziehungen ($r > 0,9$ bei $n=8$) vorhanden. Aus den hohen Korrelationskoeffizienten für Mangan lässt sich folgern, dass die einzelnen Gewebe bzw. Kompartimente vergleichsweise durchlässig für Mangan sind, d.h. die Vorratspools in den einzelnen Geweben miteinander in Verbindung stehen. Man kann davon ausgehen, dass der Spurennährstoff Mangan auf den untersuchten Standorten in ausreichender Menge vorhanden ist, um seine Funktionen in physiologischen Prozessen zu erfüllen, so dass keine großen Gradienten von Orten hohen zu niedrigen Mn-Bedarfs auftreten dürften. Ähnlich enge Beziehungen zwischen den Mangangehalten in Blättern und Mangangehalten im Holz beobachteten KOGELMANN und SHARPE (2006) beim Zuckerahorn.

Tabelle 4.3: Beziehungen der Elementgehalte zwischen einzelnen Kompartimenten für N, S, P, K, Ca und Mg mit Korrelationskoeffizienten > 0,6

Komp.	Ba-Art	Ndl	Rs<1	A_1-7	A_tot	S_5	S_o_Ri	S_o_Ho	S_u_Ri
Rs<1	Ki	Mg							
	Fi	P Ca Mg							
A_1-7	Ki		Ca Mg						
	Fi		Mg						
	Ei		N S P Mg						
	Bu		P Ca						
A_tot	Bu			P Mg					
S_5	Fi			Mg					
	Ei		N S P Mg	N S P K Ca Mg					
	Bu		P	Ca Mg	Mg				
S_o_Ri	Dgl	N Mg							
	Ki		Ca Mg	Ca		Ca			
	Fi	P	P						
	Ei		S K Mg	Ca	Mg	Ca			
	Bu		Ca	Ca Mg	Mg	N Ca Mg			
S_o_Ho	Dgl			Mg	K	N S			
	Ki		Mg	Mg		K	K Mg		
	Fi			Mg		P Mg			
	Ei				Mg		N P Mg		
	Bu		P	Ca		P Ca Mg	Ca		
S_u_Ri	Dgl	N Mg				K	N Ca Mg		
	Ki			K					
	Ei			S	Mg	S	N P K Ca Mg	Mg	
	Bu		Ca Mg	Ca Mg	Mg	Ca Mg	S P K Ca Mg	Ca	
S_u_Ho	Dgl	Mg				Mg	K Ca Mg		N Ca Mg
	Ki			K Ca Mg			Ca	Ca Mg	
	Fi								Ca
	Ei				Mg		N P Mg	K Mg	Mg
	Bu		P	Ca			Ca	P K Ca Mg	Ca

Tab. 4.4: Korrelationskoeffizienten der Mangangehalte in den Baumkompartimenten der Eiche

	Rs <1	A_<1	A_tot	A_5	A_7-10	S_10Ri	S_10Ho	A >10 Ri	A >10 Ho	S_o_Ri	S_o_Ho	S_u_Ri
A_1-7	0,84											
A_tot	0,81	0,68										
S_5	0,78	0,82	0,59									
A_7-10	0,61	0,70	0,47	0,58								
S_10Ri	0,91	0,86	0,79	0,76	0,65							
S_10Ho	0,85	0,85	0,71	0,74	0,68	0,83						
A>10Ri	0,89	0,77	0,76	0,68	0,60	0,95	0,85					
A>10Ho	0,81	0,77	0,85	0,67	0,47	0,82	0,92	0,88				
S_o_Ri	0,86	0,76	0,85	0,66	0,56	0,91	0,68	0,90	0,79			
S_o_Ho	0,76	0,66	0,83	0,51	0,40	0,84	0,67	0,92	0,93	0,86		
S_u_Ri	0,82	0,66	0,85	0,58	0,47	0,83	0,58	0,87	0,79	0,96	0,86	
S_u_Ho	0,75	0,76	0,80	0,54	0,59	0,82	0,69	0,84	0,79	0,87	0,84	0,83

4.3.4 Einfluss von Alter, BHD und bodenchemischen Parametern

Sowohl Alter und Durchmesser in Brusthöhe (BHD) als auch bodenchemische Parameter können einen Einfluss auf die Elementgehalte in den Baumkompartimenten haben. Dies kann gegebenenfalls bei der Modellierung der Nährstoffentzüge von Bedeutung sein, wenn die Elementgehalte mit den geernteten Biomassen verknüpft werden. Im Folgenden wird dem Einfluss des Standortes sowie des Baumalters und des Durchmessers in Brusthöhe (BHD) auf die Gehalte der Hauptnährstoffe sowie des Mangans nachgegangen.

An bodenchemischen Daten wurden die Gehalte an Stickstoff sowie an austauschbaren Kationen im Mineralboden (0 – 10 cm, 10 – 30 cm und 30 – 60 cm) und im Auflagehumus die Gesamtgehalte der genannten Elemente sowie von Phosphor und Schwefel erhoben.

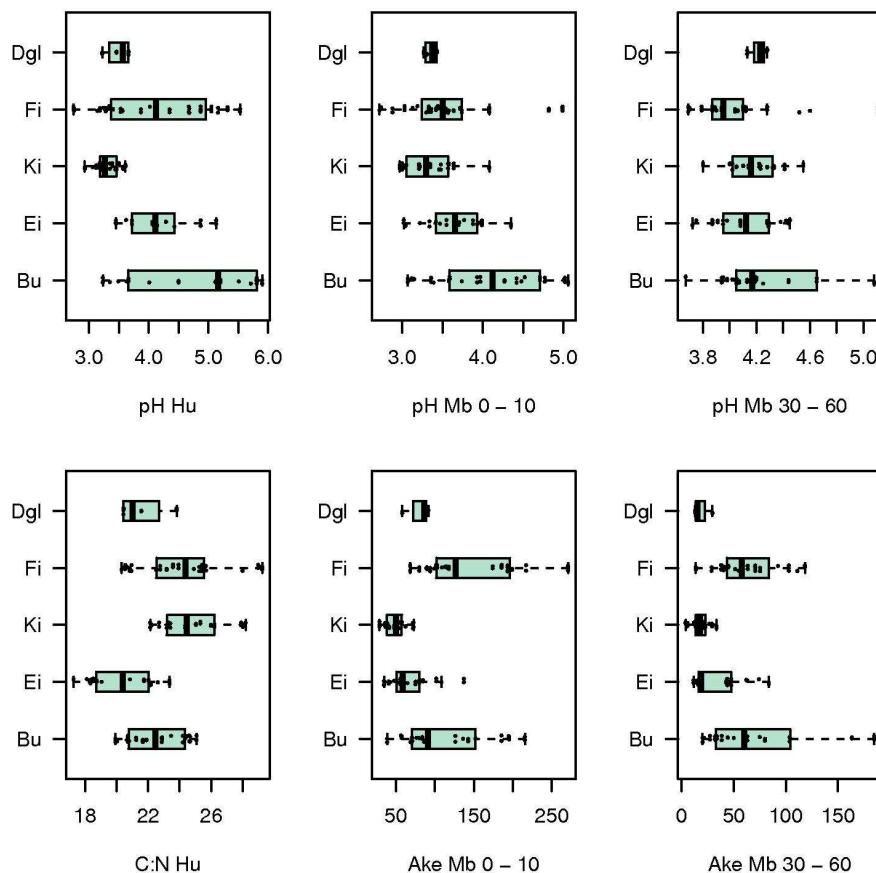


Abbildung 4.8: Boxplots von pH_{CaCl_2} -Wert, C:N-Verhältnis und Kationen-Austauschkapazität (AKE, $mmol_c/kg$) im Auflagehumus (Hu) und Mineralboden (Mb) in 0–10 cm und 30–60 cm Tiefe mit den Baumarten Douglasie (Dgl), Fichte (Fi), Kiefer (Ki), Eiche (Ei) und Buche (Bu)

Für die Frage nach den Beziehungen zwischen den Elementgehalten in den Baumkompartimenten und bodenchemischen Daten ist von Bedeutung, wie weit deren Wertebereiche streuen. Das Spektrum der Werte von Alter und BHD Kapitel 3 dargestellt; es umfasst alle Altersklassen und Baumdurchmesser-Stärken (BHD). Das Standortsspektrum, das bei den einzelnen Baumarten in die Untersuchung einbezogen worden war, war nach den Vorgaben der langfristigen Waldbauplanung ausgerichtet. Je Baumart waren hinsichtlich der Nährstoffausstattung Standorte jeweils aus dem unteren und oberen Spektrum ausgewählt worden. Dabei hatte sich die Auswahl an dem Kriterium Standortstyp orientiert. Bei der Fichte waren zusätzlich drei Standorte beprobt worden, die oberhalb des in der Waldbauplanung vorgesehenen Standortsspektrums lagen.

Bei der Buche war das Spektrum der bodenchemischen Daten erwartungsgemäß sehr weit. Die pH-Werte reichten vom Aluminium- bis zum Carbonat-Pufferbereich, dementsprechend weit war das Spektrum der Werte der Basensättigung. Die Werte der Kationenaustauschkapazität in der Tiefenstufe 0 –

10 cm und 30 – 60 cm reichten von ca. 30 bis ca. 180 mmol_c/kg. Bei den untersuchten Fichtenstandorten waren die Wertebereiche von pH und C:N-Verhältnis relativ groß. Drei Standorte hatten überdurchschnittlich hohe Werte der Kationenaustauschkapazität und der Basensättigung. Bei den Kiefern- und Douglasienstandorten waren die pH-Werte in den Humusauflagen vergleichsweise niedrig und ihre Wertebereiche relativ eng. Die Werte der Kationenaustauschkapazität in der Tiefenstufe 10 – 30 cm der Douglasien- und Kiefernstandorte waren vergleichsweise niedrig. Bei den untersuchten Eichenstandorten waren die Werte des C:N-Verhältnisses im Auflagehumus im Vergleich zu den Standorten der anderen Baumarten relativ niedrig, sie reichte von ca. 18 bis 24 bei der Eiche und 20 bis 26 bei den übrigen Baumarten. Das Spektrum der pH-Werte im Auflagehumus unter Douglasie, Kiefer und Eiche war enger als bei den Buchen- und Fichtenstandorten. Ähnlich wie bei den Fichtenstandorten gab es bei den Eichenstandorten einzelne mit sehr hohen Werten der Kationenaustauschkapazität und der Basensättigung.

Bei der Analyse der Baum- und Bodendaten mit der multiplen linearen Regressionsanalyse wurden die Douglasien wegen des geringen Stichprobenumfanges ($n = 8$) nicht berücksichtigt. Bei den anderen Baumarten gab es folgende Stichprobenumfänge: Buche 34, Eiche 33, Fichte 47 und Kiefer 30. Bestimmtheitsmaße von $> 0,3$ zeigen bei diesen Stichprobenumfängen signifikante Beziehungen an. Generell ist zu den Ergebnissen der Regressionsanalysen zu sagen, dass die Bestimmtheitsmaße der signifikanten Beziehungen häufig im Bereich von 0,3 bis 0,4 lagen. Die Regressionsmodelle geben für die Bildung von Hypothesen bezüglich des Zusammenhangs zwischen Baum und Standort bzw. zwischen Elementgehalt in Baumkompartimenten einerseits und Bestandesalter und BHD andererseits verwertbare Hinweise.

Stickstoff und Schwefel

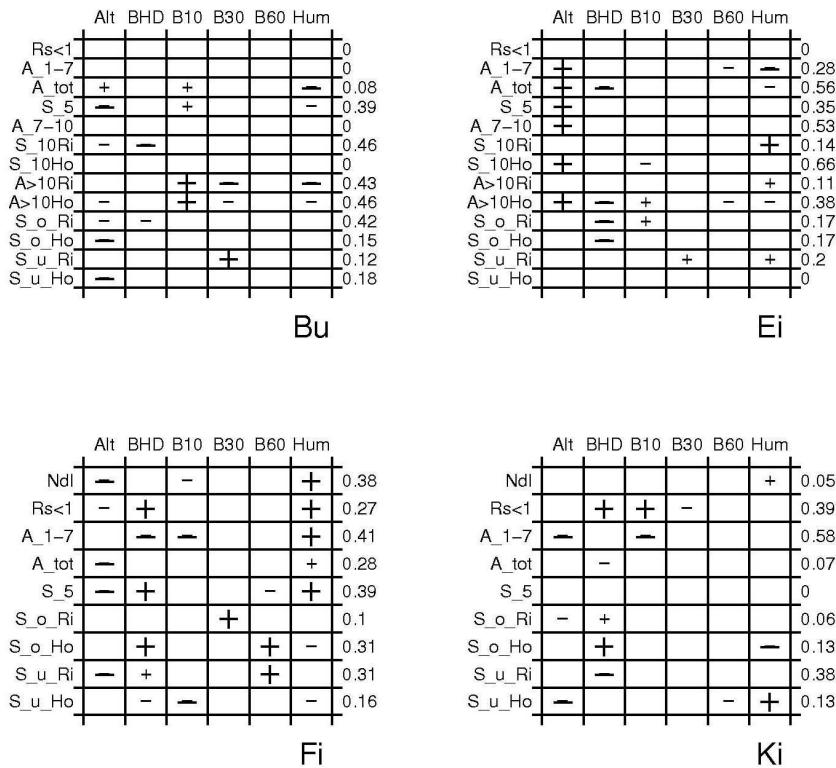


Abbildung 4.9: Adjustierte Bestimmtheitsmaße ($R^2[\text{adj}]$) der multiplen linearen Regressionen der Beziehung zwischen Stickstoff (N) in den Baumkompartimenten einerseits und den N-Gehalten im Auflagehumus (Hum) und Mineralboden (B10 = 0 – 10 cm, B30 = 10 – 30 cm, B60 = 30 – 60 cm) sowie Bestandesalter (Alt) und BHD andererseits (großes + - Zeichen: signifikant positiver bzw. negativer Einfluss, kleines +/- Zeichen nicht signifikant, aber Variable in die Regression mit einbezogen)

Die Stickstoff- und Schwefelgehalte in den Kompartimenten der untersuchten Baumarten hingen offenbar kaum von Bestandesalter, BHD und von den Stickstoffgehalten im Boden und den Schwefelgehalten im Auflagehumus ab (Abb. 4.9 und 4.10). Lediglich bei der Eiche wurden bei der multiplen Regressionsanalyse signifikante positive oder zum Teil auch negative Beziehungen zum Bestandesalter und den Stickstoff- und Schwefelgehalten im Baum gefunden, diese traten auf bei 6 (N) bzw. 7 (S) von insgesamt jeweils 13 untersuchten Kompartimenten. Beim Schwefel gab es bei der Eiche zusätzlich negative Beziehungen zwischen den Gehalten im Baum und im Auflagehumus. Die adjustierten Bestimmtheitsmaße ($R^2[\text{adj}]$) lagen für Stickstoff in Fichten- und Kiefernkompartimenten meist unterhalb 0,4, in Buchen wurden dagegen für Ast- und Stammsegmente wiederholt

auch Werte von 0,4 und in Eichen von 0,5 überschritten. Für Schwefel lagen die Werte deutlich niedriger (vergl. Abb. 4.9 und 4.10). Die einfache Regressionsanalyse, die die Beziehungen zwischen lediglich jeweils zwei Größen beschreibt, ergab bei der Eiche für die Beziehung Stickstoffgehalt zu Bestandesalter und zum BHD lediglich bei den Ast-Kompartimenten Astholz ($\phi = 10$ cm) und Ast ($\phi 7 - 10$ cm) Korrelationskoeffizienten (R) zwischen 0,6 und 0,8. Das gleiche gilt für das Kompartiment Kronenstammscheibe ($\phi = 5$ cm) bezüglich Stickstoffgehalt und Bestandesalter. Die Beziehung der Schwefelgehalte in den genannten Baumkompartimenten zum Bestandesalter und BHD war durch hohe Korrelationskoeffizienten (0,6 – 0,8) gekennzeichnet. Bei der Fichte nahmen entsprechend den Ergebnissen der multiplen Regressionsanalyse häufig die N- und S-Gehalte mit steigendem Bestandesalter ab (Abb. 4.9 und 4.10). Diese Zusammenhänge waren relativ schwach ausgebildet; die Korrelationskoeffizienten der einfachen Regressionsanalyse lagen in allen Fällen unterhalb des Betrages von 0,6.

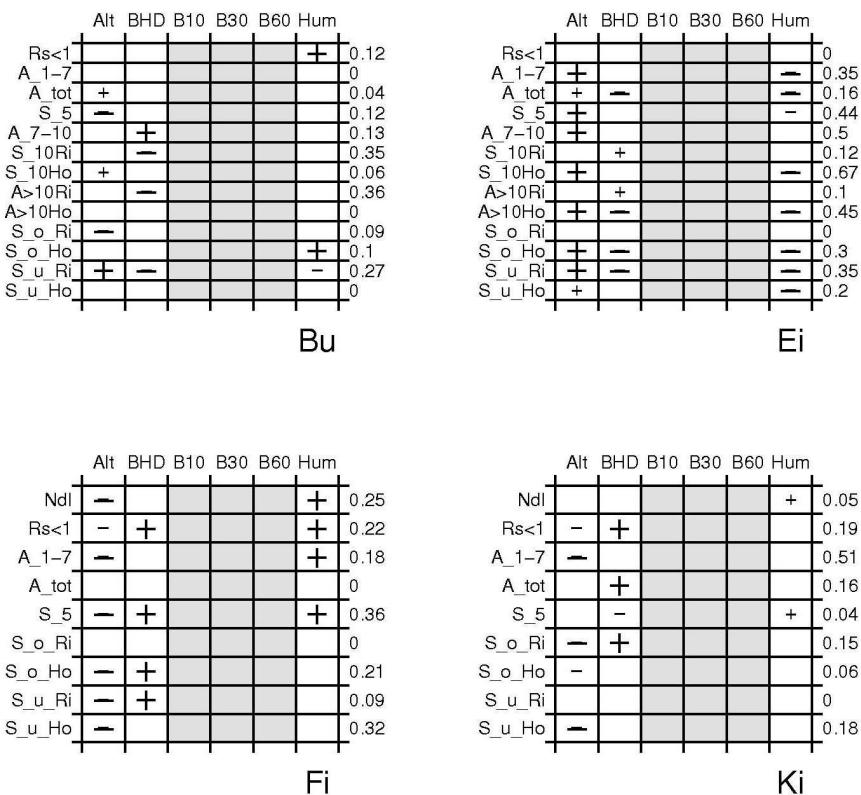


Abbildung 4.10: Adjustierte Bestimmtheitsmaße ($R^2[\text{adj}]$) der multiplen linearen Regressionen der Beziehung zwischen Schwefel (S) in den Baumkompartimenten einerseits und in den Schwefelgehalten im Auflagehumus (Hum) sowie Bestandesalter (Alt) und BHD (graue Felder= nicht analysiert), weitere Erläuterungen siehe Abb. 4.9 (N-Gehalte)

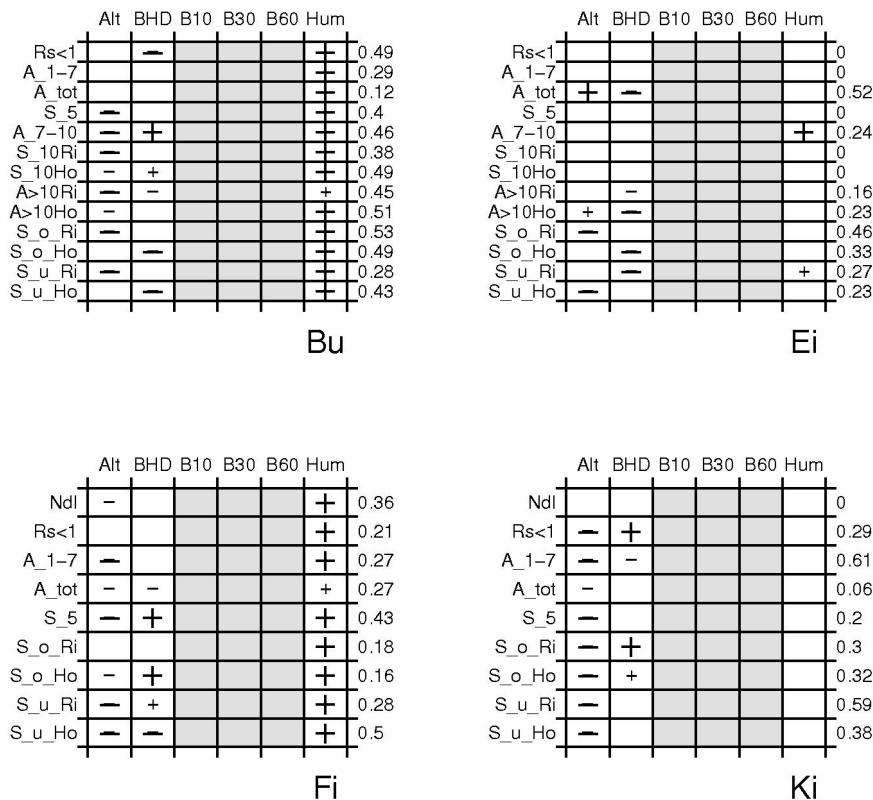
Phosphor

Abbildung 4.11: Adjustierte Bestimmtheitsmaße ($R^2[\text{adj}]$) der multiplen linearen Regressionen der Beziehung zwischen Phosphorgehalten (P) in den Baumkompartimenten einerseits und Auflagehumus (Hum) sowie dem Bestandesalter (Alt) und dem BHD andererseits, (graue Felder: nicht analysiert), weitere Erläuterungen siehe Abb. 4.9 (N-Gehalte)

Bezüglich der Phosphorgehalte im Baum und im Auflagehumus gab es Ähnlichkeiten bei Buche und Fichte. Für nahezu alle Kompartimente ergab die multiple Regressionsanalyse positive signifikante Beziehungen zwischen den Gehalten in den Baumkompartimenten und den Phosphorgehalten im Auflagehumus (Abb. 4.11). Während bei der Fichte die Korrelationskoeffizienten aus der einfachen Regressionsanalyse niedrig waren (0,1 – 0,6), lagen sie bei der Buche für die Kompartimente Reisig, Ast (ϕ 7-10), Astholz ($\phi = 10$ cm), Astholz ($\phi > 10$ cm) zwischen 0,6 und 0,7. Auch die adjustierten Bestimmtheitsmaße ($R^2[\text{adj}]$) der multiplen Regressionsanalyse lagen bei der Buche in 9 Kompartimenten bei $\geq 0,4$, während dies in den übrigen Baumarten nur in jeweils 2 Fällen auftrat. Diese Zusammenhänge mit einer Kausalität zu hinterlegen, ist angesichts des geringen Verständnisses der Phosphorverfügbarkeit im Boden, der Aufnahme durch die Wurzeln und Mykorrhiza und der Allokation im Baum nicht möglich (KHANNA et al. 2007); dennoch sind diese statistischen Beziehungen bemerkenswert, da sie Hinweise weitere mögliche Untersuchungsansätze zum Verständnis des Phosphorhaushaltes geben. Bei der Kiefer gab es entsprechend

der multiplen Regressionsanalyse keine Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen P-Gehalt im Baum und im Auflagehumus, bei der Eiche wurde nur ein Fall mit einer statistischen Signifikanz gefunden.

Kalium

Bei der Fichte und der Kiefer ergaben sich überwiegend negative Abhängigkeiten des K-Gehaltes der einzelnen Baumkompartimente zum Alter der Bäume, während bei den Buchen und Eichen auch deutlich positive Zusammenhänge bestanden (Abb. 4.12). Für den BHD existierten lediglich bei der Fichte in den Stammsegmenten positive Zusammenhänge zu den K-Gehalten, während bei der Buche und Kiefer nur gelegentliche positive und bei der Eiche auch negative Abhängigkeiten bestanden.

Für den Boden zeigte in erster Linie die Eiche positive Abhängigkeiten des K-Gehaltes der Rindenkompartimente des Stammes zu den oberen und mittleren Mineralbodenbereichen, während der Unterboden und die Humusaufklage zu den Eichenkompartimenten sowie alle Bodenbereiche zu den übrigen Baumarten keine deutlichen Abhängigkeiten zeigten. Auch beim Kalium wurden die höchsten R²-Werte der adjustierten Bestimmtheitsmaße bei der Eiche in Stamm- und Astkompartimenten (3 Werte $\geq 0,4$) ermittelt, während dieses R² in Kiefern lediglich in zwei und in Buchen und Fichten nur in einem Fall überschritten wurde.

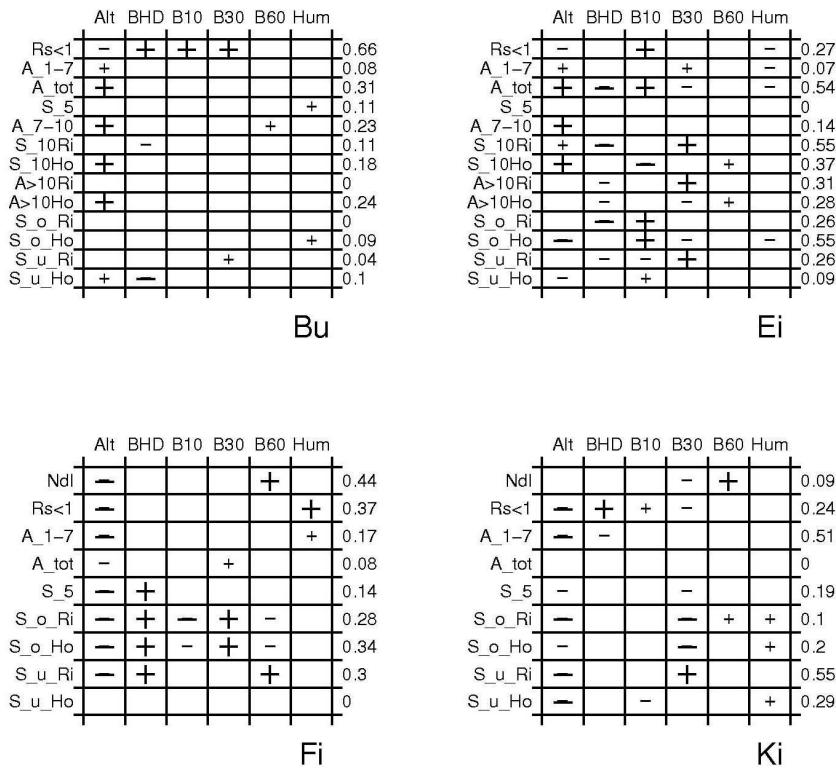


Abbildung 4.12: Adjustierte Bestimmtheitsmaße ($R^2[\text{adj}]$) der multiplen linearen Regressionen der Beziehung zwischen Kaliumgehalten (K) in den Baumkompartimenten einerseits und im Auflagehumus (Hum), im Mineralboden 0-10 cm (B10), 10 – 30 cm (B30) und 30 – 60 cm (B60) sowie dem Bestandesalter (Alt) und dem BHD andererseits, weitere Erläuterungen siehe Abb. 4.9 (N-Gehalte)

Calcium

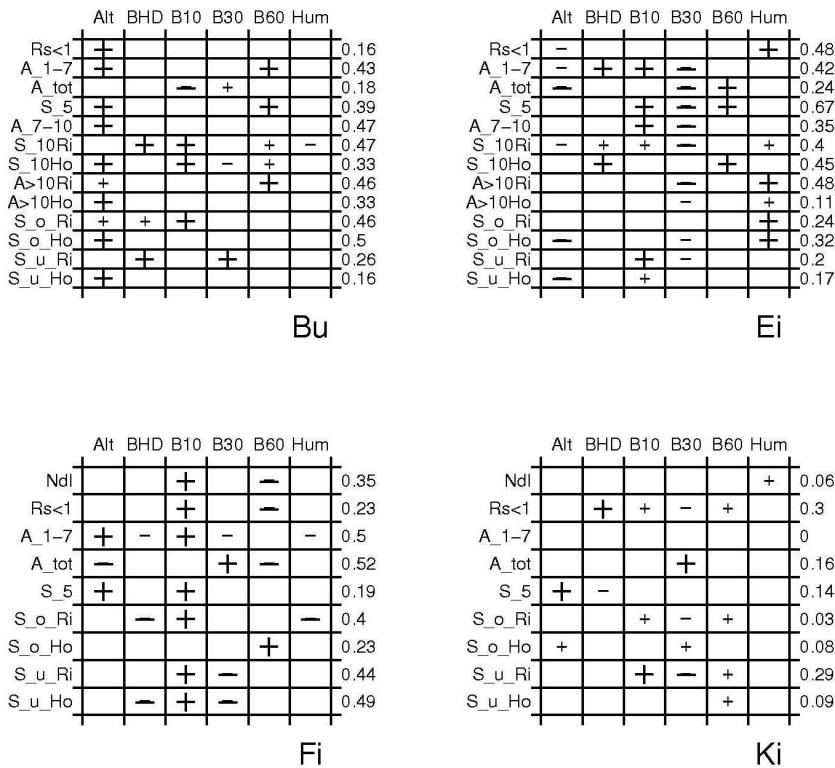


Abbildung 4.13: Adjustierte Bestimmtheitsmaße ($R^2[\text{adj}]$) der multiplen linearen Regressionen der Beziehung zwischen Calciumgehalten (Ca) in den Baumkompartimenten einerseits und im Auflagehumus (Hum), im Mineralboden 0–10 cm (B10), 10 – 30 cm (B30) und 30 – 60 cm (B60) sowie dem Bestandesalter (Alt) und dem BHD andererseits, weitere Erläuterungen siehe Abb. 4.9 (N-Gehalte)

Die multiple lineare Regressionsanalyse wies bei der Buche zwischen den Calciumgehalten im Holz ab dem Kronenansatz aufwärts bzw. in den Kompartimenten Holz+Rinde positive signifikante Zusammenhänge zum Bestandesalter auf (Abb. 4.13). Insgesamt kam es bei Buche und Eiche in 6 Kompartimenten zu R^2 -Werten der adjustierten Bestimmtheitsmaße von $\geq 0,4$, bei der Fichte trat dies noch in fünf und bei den Kiefern in keinem Kompartiment auf. Bei der Analyse einfacher linearer Regressionen ergaben sich zwischen den Kompartimenten Ast ($\varnothing 1-7$ cm), Ast ($\varnothing 7-10$ cm), Astholz ($\varnothing >10$ cm) sowie Holz und Rinde im Bereich des Kronenansatzes und dem Bestandesalter Korrelationskoeffizienten (R) von 0,6 – 0,7. Dieses Verhalten des Calciums bei der Buche ist plausibel, da Calcium im Phloem nicht dem Abwärtstransport nach unten unterliegt und sich deshalb tendenziell in älteren Geweben anreichert (MARSCHNER 1986; MENGEL und KIRKBY 1982).

Zwischen den Ca-Gehalten in den Kompartimenten der Buche und den Gehalten an austauschbarem Calcium des Mineralbodens zeigen die Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse nur in einzelnen Fällen signifikante Beziehungen auf. Die einfache Regressionsanalyse ergab lediglich in einem Fall (Ca-Gehalt in der Rinde der Äste (> 10 cm) gegenüber austauschbarem Ca in 30 – 60 cm Tiefe) einen Korrelationskoeffizienten $> 0,6$. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Ca-Gehalte im Boden bei der Buche, die auf einem weiten Standortsspektrum stockt, einen schwachen Einfluss auf die Ca-Gehalte im Baum hatten. Dies entspricht nicht der Literatur zur Buche, in der von höheren Ca-Gehalten der Buche auf besseren Standorten, insbesondere auf Kalkstandorten, berichtet wird (RADEMACHER et al., 2009). Bezüglich des Calciums fanden NIHLGARD & LINDGREN (1977) bei ihrer Untersuchung von Buchenbeständen, die sie drei Vegetationstypen (Mercurialis-, Goldnessel-, und Drahtschmielentyp) zuordneten, beim Mercurialis-Typ in den jüngsten Zweigen und im Derbholz höhere Calciumgehalte als bei den anderen beiden Vegetationstypen. In der hier vorliegenden Untersuchung waren Standorte mit pH-Werten im Carbonatpufferbereich nicht vertreten (siehe Abb. 4.8); das mag die schwache aufgezeigte Beziehung zwischen Ca-Gehalten in den Baumkompartimenten und den Gehalten an austauschbarem Calcium im Boden erklären.

Bei der Fichte ergaben sich nach der multiplen linearen Regressionsanalyse zwischen den Ca-Gehalten in mehreren Baumkompartimenten und den Ca-Gehalten in 0 – 10 cm Tiefenstufe des Mineralbodens signifikante Zusammenhänge (Abb. 4.13). Die einfachen linearen Regressionen dagegen lieferten keine Hinweise auf einen solchen Zusammenhang. Die Kiefer wies weniger signifikante Beziehungen zu den Ca-Gehalten im Boden auf als Buche, Eiche und Fichte. Dies lässt einerseits die Deutung zu, dass das Standortsspektrum bei der Kiefer enger war, und andererseits, dass die Kiefer geringere Ansprüche an die Nährstoffausstattung der Böden hat, als dies bei den anderen Baumarten der Fall ist.

Magnesium

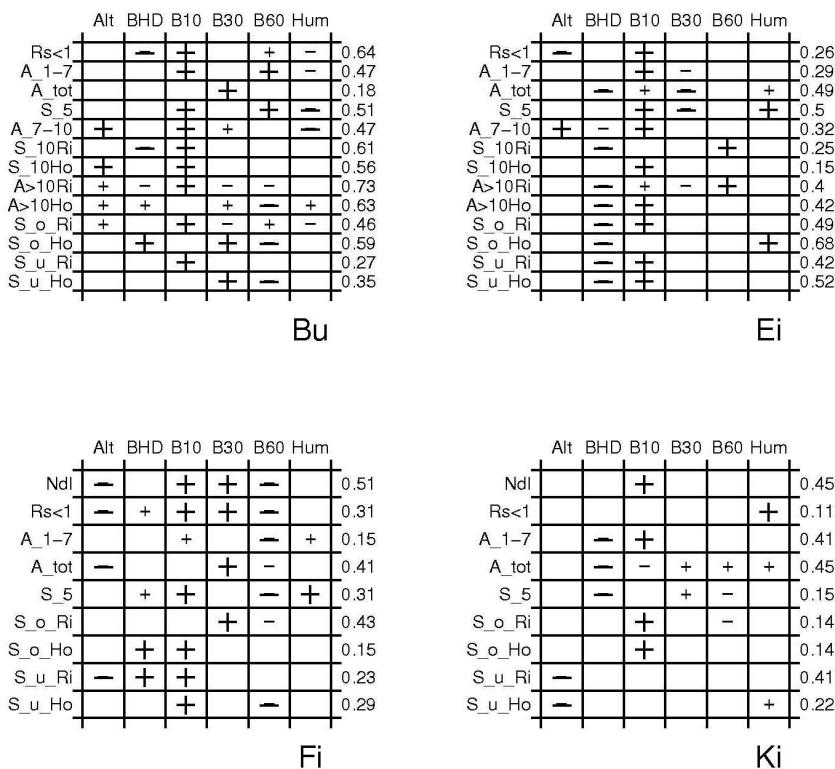


Abbildung. 4.14: Adjustierte Bestimmtheitsmaße ($R^2[\text{adj}]$) der multiplen linearen Regressionen der Beziehung zwischen Magnesiumgehalten (Mg) in den Baumkompartimenten einerseits und im Auflagehumus (Hum), im Mineralboden 0–10 cm (B10), 10–30 cm (B30) und 30–60 cm (B60) sowie dem Bestandesalter (Alt) und dem BHD andererseits, weitere Erläuterungen siehe Abb. 4.9 (N-Gehalte)

Bei der Eiche hatte gemäß der multiplen Regressionsanalyse der BHD einen negativen Einfluss auf die Magnesiumgehalte im Baum, die Mg-Gehalte waren also in stärkeren Stämmen vergleichsweise niedrig. Besonders ausgeprägt war dieses Phänomen vor allem beim Holz im Bereich von Stammbasis und Kronenansatz (Abb. 4.14). Hier lagen die Korrelationskoeffizienten der einfachen Regressionsanalyse zwischen -0,6 und -0,7.

Die Gehalte an austauschbarem Magnesium in der Tiefenstufe 0–10 cm des Mineralbodens hatten gemäß der multiplen linearen Regressionsanalyse einen signifikanten positiven Einfluss auf die Mangesiumgehalte verschiedener Kompartimente von Buche, Eiche und Fichte sowie in einigen Fällen auch der Kiefer. Bei der Buche gab es auf der Basis einfacher linearer Regressionsmodelle sechs Fälle von Korrelationskoeffizienten mit Werten von 0,6 bis 0,7, die sich vor allem auf Kompartimente aus dem Kronenbereich bezogen. Bei der Buche scheint Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407)

der Zusammenhang zwischen Elementgehalt im Baum und im Boden beim Magnesium enger zu sein als beim Calcium (Abb. 4.14). Bei der Fichte gab es beim Magnesium zwei und bei der Eiche einen Fall mit Korrelationskoeffizienten zwischen 0,6 und 0,7. Bei der Kiefer zeigten sich bei der multiplen Regressionsanalyse Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen Mg-Gehalt im Baum und im Boden, allerdings waren die Korrelationskoeffizienten bei der einfachen Regressionsanalyse in allen Fällen geringer als 0,6. Dies bedeutet, dass dieser Zusammenhang nur sehr schwach ausgebildet ist. Bei der Kiefer war, ähnlich wie im Fall des Calciums, die Zahl der Signifikanzen zwischen Gehalt im Baum und im Boden geringer als bei den anderen Baumarten, was ebenso wie beim Ca für einen geringeren Mg-Anspruch der Kiefer an die Böden im Vergleich zu den anderen Baumarten spricht.

Mangan

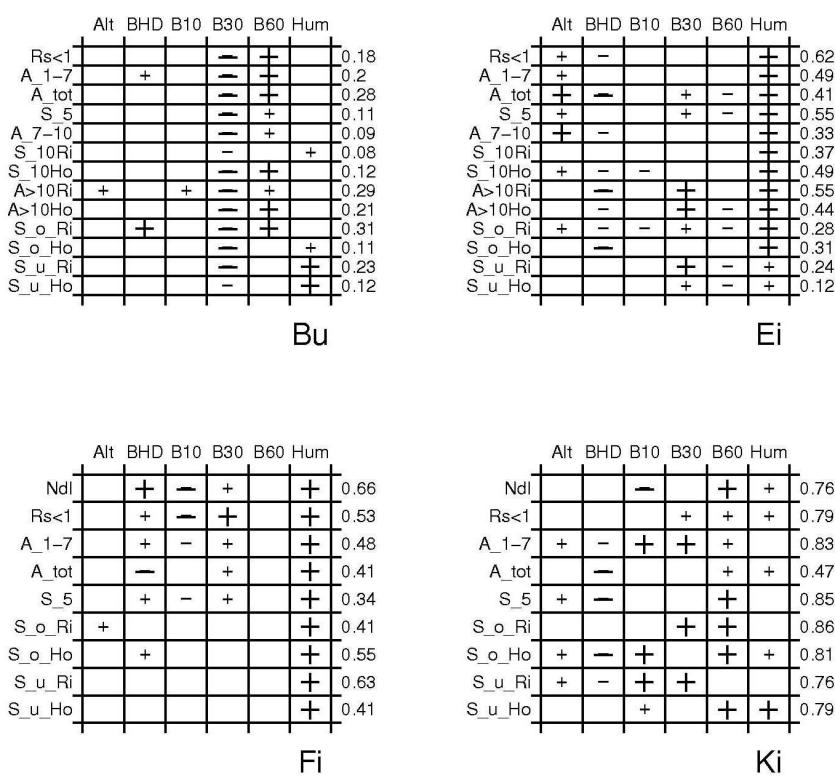


Abbildung 4.15: Adjustierte Bestimmtheitsmaße ($R^2[\text{adj}]$) der multiplen linearen Regressionen der Beziehung zwischen Mangangehalten (Mn) in den Kompartimenten von Buche, Eiche, Fichte und Kiefer einerseits und im Auflagehumus (Hum), im Mineralboden 0–10 cm (B10), 10–30 cm (B30) und 30–60 cm (B60) sowie dem Bestandesalter (Alt) und dem BHD, weitere Erläuterungen siehe Abb. 4.9 (N-Gehalte)

Für das Mangan wies die multiple Regressionsanalyse bei der Eiche und der Fichte fast durchgängig für alle Kompartimente positive signifikante Beziehungen zum Mangangehalt im Auflagehumus auf (Abb. 4.15). Bei der Buche ergaben sich überwiegend negative Beziehungen zu den Mangangehalten im Boden in 10 – 30 cm Tiefe und positive Beziehungen zu den Mangangehalten im Boden in 30 – 60 cm Tiefe. Bei der Kiefer traten bei der multiplen Regressionsanalyse nur vereinzelt signifikante positive Beziehungen auf. Insgesamt waren die adjustierten Bestimmtheitsmaße ($R^2[\text{adj}]$) aber bei Eiche und Fichte und besonders bei der Kiefer – nicht dagegen bei der Buche – sehr hoch: bei Eiche und Fichte traten in sieben und bei Kiefer in allen (9) Kompartimenten R^2 -Werte von $\geq 0,4$ auf, in den Kiefern lagen die R^2 -Werte sogar in acht Fällen bei $\geq 0,75$.

Tab. 4.5: Korrelationskoeffizienten (einfachen Regressionsanalyse) der Beziehung Mn-Gehalt in Kiefern-Kompartimenten und Boden.

	Auflagehumus	0-10 cm	10 - 30 cm	30 - 60 cm
Ndln	0,80	0,35	0,71	0,80
Rs<1	0,83	0,59	0,85	0,86
A 1-7	0,76	0,71	0,88	0,88
A_tot	0,62	0,45	0,65	0,59
S_5	0,77	0,65	0,86	0,92
S_oRi	0,79	0,68	0,88	0,92
S_o_H	0,78	0,68	0,86	0,88
S_u_Ri	0,58	0,80	0,76	0,74
S_u_Ho	0,83	0,87	0,84	0,65

So lagen bei der Kiefer auch die Korrelationskoeffizienten der einfachen Regressionsanalyse für Mangan in mehr als 80 % der Fälle oberhalb von 0,6 (Tab. 4.5). Die Korrelationskoeffizienten, die die Beziehung zwischen Gehalt in den Totästen und Gehalt im Boden charakterisieren, waren die niedrigsten. Möglicherweise ist dies als Folge des Absterbens und damit der fehlenden physiologischen Regelprozesse zu betrachten. Von den Tiefenstufen im Boden hat die Tiefe 0 – 10 cm die geringsten Korrelationskoeffizienten; d. h. dass der Einfluss dieser Bodentiefe den geringsten Einfluss auf die Mangangehalte in den Baumkompartimenten hat. Bei den anderen Baumarten wiesen die Ergebnisse der einfachen Regressionsanalyse ebenfalls auf einen Zusammenhang zwischen Mangangehalt im Baum und im Auflagehumus hin; allerdings waren die Beziehungen weniger eng als bei der Kiefer. Bei der Fichte lagen die Korrelationskoeffizienten lediglich in 7 Fällen und bei der Eiche in 6 Fällen oberhalb von 0,6. Bei der Buche waren alle Korrelationskoeffizienten niedriger als 0,6.

Vom Mangan ist bekannt, dass seine Gehalte in Bäumen von der Manganverfügbarkeit im Boden abhängen, die in einem engen pH-Spektrum sehr hoch ist. Für die Fichte (*Picea abies*) konnte von AUGUSTIN et al. (2005) gezeigt werden, dass die Mn-Gehalte im Holz mit dem Versauerungszustand variieren. Von ähnlichen Zusammenhängen wurden bei den Baumarten Roter Ahorn (*Acer rubrum*), Weißbirke (*Betula papyfera*) und Rotfichte (*Picea rubens*) (SNOW u. GHALY 2007) sowie bei Zuckerahorn (*Acer saccharum*) (KOGELMANN u. SHARPE 2006) berichtet.

4.4. Folgerungen

Hinsichtlich der Höhe der Elementgehalte auf Massenbasis (g/kg) hat die Untersuchung folgende Reihenfolge der Elemente ergeben: N > Ca >> K >> Mg > P >= S.

Generell hatten die Laubholzarten höhere Elementgehalte als die Nadelbaumarten. Beim Vergleich der Baumarten sind für die Buche die relativ hohen Kaliumgehalte im Holz sowie bei der Eiche die hohen Calciumgehalte in der Rinde hervorzuheben. Die Douglasie zeichnet sich durch besonders niedrige Gehalte an Kalium, Calcium und Magnesium im Holz aus, dieses ist von besonderer Bedeutung, weil die Douglasie in Zukunft je nach Standort sowohl als Ersatz für Kiefer wie auch für Fichte angebaut werden wird und möglicherweise trotz ihrer hohen Wuchsleistung eine vergleichsweise geringe Nährstoffmenge benötigt.

Die Gehalte jeweils eines Elements in verschiedenen Kompartimenten hatten nur in wenigen Fällen signifikante Beziehungen untereinander. Das bedeutet, dass es nicht möglich ist, von einem Kompartiment auf ein anderes zu schließen und diese Beziehungen zu nutzen, um in ähnlichen Untersuchungen beim Probenumfang einsparen zu können. Eine Ausnahme bildete das Element Mangan, das aus physiologischer Sicht als Spurenelement betrachtet werden kann. Bei diesem Element waren die Gehalte zwischen den verschiedenen Kompartimenten eng korreliert.

Die Beziehungen zwischen den Elementgehalten in den Baumkompartimenten einerseits und den Bestandes- und Standortsparametern Bestandesalter, BHD und Elementgehalte im Boden waren nicht sehr eng. Als kausale Begründung für die gefundenen statistischen Zusammenhänge zwischen Elementgehalt in den Baumkompartimenten und dem Bestandesalter bzw. BHD lässt sich anführen, dass mit dem Alter gleichgerichtete Veränderungen der Elementgehalte im Holz auf den gleichzeitig sich verändernden Anteil von Kern- oder Reifholz bzw. generell auf parallele Alterungsprozesse in allen Kompartimenten zurückgeführt werden können. Ältere, oft weniger vitale Gewebebereiche enthalten in der Regel mehr oder weniger deutlich geringere Elementgehalte. Gerade besonders mobile

Elemente (N, S, K, Mn) können aktiv in das jüngere Gewebe an den Ort des physiologischen Bedarfs zurückverlagert werden (LÄUCHLI und PFLÜGER 1978). Dagegen können sich wenig mobile Elemente wie z.B. Ca (WESTERMARK 1982) in älteren Geweben anreichern oder werden dort im Rahmen der Exkretion regelrecht deponiert, ohne dass über aktive sympodiale Verlagerungen über den lebenden Holzstrahl des Stammes oder das Phloemgewebe der Nadel- und Blattgewebe eine Verlagerung in jüngere Gewebe möglich wäre. Ob die Altersabhängigkeit der Gehalte einiger Elemente bei der Modellierung der Elemententzüge berücksichtigt werden muss, bedarf der weiteren Prüfung. AHRENDS et al. 2011 konnten zeigen, dass die Elemententzüge vor allem durch die Varianz der Biomasse und weniger durch Varianz der Elementgehalte bestimmt wird. Von den Beziehungen zwischen den Gehalten einzelner Elemente im Baum zu denen im Boden ist bei Buche und Fichte der Phosphor hervorzuheben; die P-Gehalte in den Baumkompartimenten waren eng mit den P-Gehalten im Auflagehumus korreliert. Erwähnenswert ist auch hier das Mangan, dessen Gehalte in der Kiefer eng mit den Gehalten im Boden verknüpft waren.

5. Simulation von Elementzügen in Beständen der Baumarten Fichte (*Picea abies* [L.] Karst), Kiefer (*Pinus sylvestris* [L.] Karst), Buche (*Fagus sylvatica* [L.] Karst) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [L.] Karst) (Nordwestdeutschland)

Sabine Rumpf, Jürgen Nagel und Karl Josef Meives

5.1. Vorbemerkungen

Ziel der nachfolgenden Simulationen ist es, das zusätzliche oder alternativ zur konventionellen Holzernte mobilisierbare Biomassepotenzial abzuleiten sowie den Einfluss dieser Nutzungsszenarien auf den Stoffhaushalt der Waldböden zu bestimmen. Die Ergebnisse dienen als Grundlage für die standörtliche Bewertung der Nutzung von Waldrestholzern.

Auswirkungen verschiedener waldbaulicher Strategien können mit Waldwachstumssimulatoren für einzelne Bestände, aber auch für ganze Regionen abgeschätzt werden (NAGEL, 2008). Innerhalb dieser Studie wurde für die Berechnung waldbaulicher Szenarien die Softwarekomponente TreeGrOSS (Tree Growth Open Source Software) eingesetzt (NAGEL 2005), die das Waldwachstumsmodell BWINPro (NAGEL et al. 2006) und die waldbaulichen Behandlungsrichtlinien nach DUDA (2006) beinhaltet. Bei diesen Simulationen werden von dem abstandsabhängigen Einzelbaumwachstumsmodell für jede

simulierte Fläche Informationen über die verbleibenden und ausscheidenden Bäume geliefert. Wie viel Holz und welche Sortimente letztlich entnommen werden, hängt jedoch ganz wesentlich von dem jeweiligen Nutzungsszenario ab (NAGEL 2008). Unter dem Begriff Nutzungsszenario werden in dieser Arbeit alle Sortimente inklusive des Brennholzes und des Restholzes verstanden, die tatsächlich bei der Holzernte aus dem Bestand entnommen werden. Aus diesem Grunde wurde das Softwarepaket TreeGrOSS um eine Komponente erweitert, mit der sich unterschiedliche Nutzungsszenarien im Hinblick auf die Biomassen- und Nährstoffentnahmen untersuchen lassen. Die Entzüge hängen dabei zum einen von dem waldbaulichen Szenario ab, zum anderen wird die tatsächliche Entnahmemenge durch das Nutzungsszenario bestimmt. Mit der neuen Komponente ist es grundsätzlich möglich, schrittweise während der Waldwachstumssimulation verschiedene Nutzungsszenarien hinsichtlich ihrer Biomasse- und Nährstoffentnahme zu bewerten. Die Komponente „harvesting“ baut auf den Schaftholzfunktionen von SCHMIDT (2001) auf. Darüber hinaus werden die Biomassen und Nährstoffvorräte mit den entwickelten Biomassenschätzfunktionen und Elementkonzentrationen hergeleitet.

5.2. Methodik

5.2.1. Integration der entwickelten Biomassefunktionen und Elementkonzentration in den ForestSimulator BWINPro Version 7.5

Für ein waldbauliches Szenario können verschiedene Nutzungsszenarien (z. B. nur Stammholz, Stammholz + Restholz, etc.) betrachtet werden. Aus diesem Grunde wurde die Bewertung der Nutzungsszenarien als eigenständiges Java- Modul unter dem Menüpunkt „Berichte“ in das Programmpaket TreeGrOSS des ForestSimulators integriert.

Jeder in der Simulation entnommene Baum wird nach Sortimenten, Restderbholz, Ästen, Reisig und Nadeln zerlegt. Die Zerlegung erfolgt am Stammfuß beginnend jeweils mit dem Sortiment der höchsten Wertigkeit, für das alle Randbedingungen, wie zum Beispiel Mindestlänge, Mindestzopf etc. erfüllt sind. Verbleibendes Derbholz, welches nicht in die vorgegebenen Sortimente fällt, wird dem Restderbholz zugeschlagen. Für die ausgehaltenen Sortimente und das Restderbholz wird die Rindenmasse getrennt berechnet. In der restlichen Biomasse sind das Astholz (1-7 cm), das Reisig (<1 cm) und die Nadeln enthalten.

Das Modul wurde Parameter offen gestaltet, das heißt, alle Biomassefunktionen, Konzentrationswerte und vordefinierten Sortimente wurden in die XML-Dateien NutrientBalanceSettings.xml und loggingSortiment.xml ausgelagert. Das ermöglicht jedem Softwareanwender, Veränderungen an den Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407)

Biomassefunktionen, Konzentrationswerten und vordefinierten Sortimenten selbst vornehmen zu können. Die beiden XML-Dateien sind im Anhang beschrieben.

Die Berechnung des Biomasse- und Nährstoffexports erfolgt nach folgendem Schema:

- 1.) Es werden die Sortimente festgelegt, die standardmäßig ausgehalten werden. Beispielsweise ist in Sortiment ist wie in der Tabelle 5.1 beschrieben:

Tabelle 5.1 : Elemente der Dateien loggingSortiment.xml. Das Beispiel zeigt die Einstellung für das Sortiment: „Fichte, 4m Säge-Abschnitte, keine Längenzugabe, Zopf 12 cm“

Element <Sortiment>	Typ	Beispiel: Fi-ABS	Beschreibung
Id	I	1	Laufende Nummer
Name	A	Fi-ABS	Name des Sortiments
Art_von	I	511	Baumartencode ab dem das Sortiment gilt
Art_bis	A	599	Baumartencode bis zu dem das Sortiment gilt
minD	D	12.0	Minimaler Mittendurchmesser [cm]
maxD	D	59.0	Maximaler Mittendurchmesser [cm]
MinTop	D	12.0	Minimaler Zopfdurchmesser [cm]
MaxTop	D	99.0	Maximaler Zopfdurchmesser [cm]
minH	D	4.0	Minimale Länge [m]
maxH	D	4.0	Maximale Länge [m]
ZugabeProzent	D	0.0	Zugabe in Prozent der Länge [%]
ZugabeCm	D	10.0	Zugabe absolut [cm]
Preis	D	0.0	Preis des Sortiments [Euro/m ³]
Gewicht	D	80	Wertigkeit
Wahrscheinlichkeit	D	100	Wahrscheinlichkeit das das Sortiment vorkommt [%]
nurZBaum	B	false	Sortiment kommt nur in Z-Bäumen vor (true/false)
mehrfach	B	true	Sortiment soll mehrfach geschnitten werden (true/false)
Entnahme	B	true	Sortiment wird entnommen oder ist Totholz (true/false)
bisKA	B	false	Sortiment wird maximal bis zum Kronenansatz ausgehalten (true/false)
ausgewählt	B	true	Sortiment ist für Auswertung ausgewählt (true/false)

Typ: I = integer; D = double, A = alphanumerisch, B = boolsche Variable (true/false)

Die Sortimente werden über einen speziellen Auswahldialog ausgewählt (vgl. Abbildung 5.1).

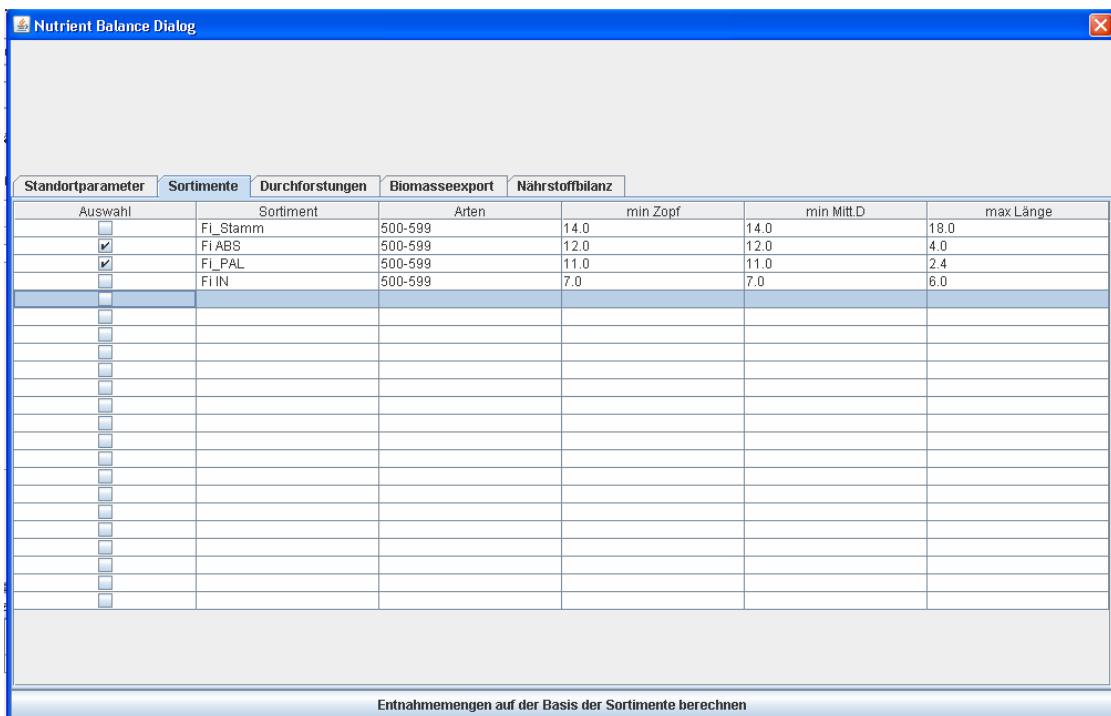


Abbildung 5.1: Auswahl der Sortimente

- 2.) In einer weiteren Maske (vgl. Abbildung 5.2) wird eingestellt, ob nur die ausgewählten Sortimente und/oder das restliche Derbholz und/oder die restliche Biomasse entnommen werden. Für das restliche Derbholz lässt sich ein Aufarbeitungsprozent angeben. Dadurch kann die Menge des aufgearbeiteten Materials eingeschränkt werden. Für die restliche Biomasse können Prozentwerte für den Verlust an Ästen (Durchmesser kleiner 7 cm) und Nadeln festgelegt werden, so dass praxisnahe Schätzungen möglich sind, wenn zum Beispiel bei der Aufarbeitung des Restholzes eine gewisse Astmenge durch Abbrechen im Bestand verbleibt oder ein Teil der Nadeln trotz längerer Lagerung bei der Aufarbeitung noch am Restholz anhängig ist.

Abbildung 5.2: Einstellung der Nutzungszenarien

- 3.) Durch das Bedienen der Taste „Entnahmemenge“ auf der Basis der Sortimente berechnen“ erfolgt die Schätzung der entnommenen Biomasse- und NährELEMENTmengen der Sortimente, des Restderbholzes sowie der restlichen Biomasse. Diese werden in zwei Tabellen dargestellt. In Abbildung 5.3 ist die Tabelle mit den Erntemengen der verschiedenen Fraktionen für die Eingriffszeitpunkte (Jahre) dargestellt, in denen Durchforstungen und Endnutzungsmaßnahmen durchgeführt wurden. Abbildung 5.4 zeigt die Tabelle, in der sich die Gesamtelementmengen der entnommenen Biomasse und des verbleibenden Bestandes ablesen lassen.

Die Produktion an Protonen im Boden, die mit der Aufnahme von kationischen und anionischen Nährstoffen verbunden ist, wurde aus der Bilanz von Kationen und Anionen ermittelt (ULRICH, 1987). Da Stickstoff sowohl als Kation (NH_4^+) wie auch als Anion (NO_3^-) aufgenommen werden kann, wurden für drei Situationen die Bilanzen berechnet:

Stickstoffaufnahme nur als NH_4^+ (5.1)

$$H^+ = (K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+} + Mn^{2+} + Fe^{3+} + NH_4^+) - (H_2PO_4^- + SO_4^{2-}) \text{ [mol}_c/\text{kg}]$$

Stickstoffaufnahme nur als NO_3^- (5.2)

$$H^+ = (K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+} + Mn^{2+} + Fe^{3+}) - (H_2PO_4^- + SO_4^{2-} + NO_3^-) \text{ [mol}_c/\text{kg]}$$

Stickstoffaufnahme als NH_4^+ und NO_3^- zu gleichen Anteilen (5.3)

$$H^+ = (K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+} + Mn^{2+} + Fe^{3+}) - (H_2PO_4^- + SO_4^{2-}) \text{ [mol}_c/\text{kg}]$$

Für die drei Situationen wurden die vorangegangenen Gleichungen verwendet. Natrium und Chlorid wurden bei diesen Bilanzen nicht berücksichtigt, weil sie einen vernachlässigbaren Anteil ($< 1\%$) an der Bilanz haben (KRAUß u. HEINSDORF, 2008).

Abbildung 5.3: Exportierte Biomassemengen

The screenshot shows a Windows application window titled "Nutrient Balance Dialog". At the top, there is a menu bar with "File", "Edit", "View", "Sortimente", "Durchforstungen", "Biomasseexport", and "Nährstoffbilanz". Below the menu is a toolbar with icons for "New", "Open", "Save", "Print", "Exit", "Copy", "Paste", "Delete", "Clear", "OK", and "Cancel". The main area contains a table with the following data:

Name	Nachlieferung	Entnahme	verbl. Bestand
C kg/ha	316553.82	5154.22	
N kg/ha	1268.31	18.91	
S kg/ha	90.24	1.36	
P kg/ha	125.87	1.89	
K kg/ha	622.09	9.52	
Ca kg/ha	1336.17	20.85	
Mg kg/ha	171.51	2.65	
Mn kg/ha	129.07	2.00	
Fe kg/ha	13.01	0.20	
B0up molc/ha	92460.58	1440.17	
BNH4 molc/ha	182824.03	2786.88	
BNO3 molc/ha	1532.81	84.03	

At the bottom of the dialog, there is a note: "Entnahmemengen auf der Basis der Sortimente berechnen".

Abbildung 5.4: Exportierte und im Bestand verbleibende Nährstoffmengen

Der Dialog lässt sich beliebig oft zur Berechnung unterschiedlicher Nutzungsszenarien aufrufen. Darüber hinaus kann der simulierte Bestand inklusive aller entnommenen Bäume im Simulator als XML-Datei gespeichert und jederzeit für die Berechnung weiterer Nutzungsszenarien erneut eingelesen werden.

5.2.2. Simulation von Beständen

Für die Initialisierung der Simulation von Nutzungsszenarien wurden ertragskundliche Versuchsflächen der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt ausgewählt, die standörtlich den derzeitigen Verbreitungsschwerpunkt der jeweiligen Baumart repräsentieren bzw. auf denen sie gemäß Waldbauplanung (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHERSCHUTZ 2004) vorrangig vorzusehen ist. Für die Ergebnisse der vorgestellten Simulationen ist somit von einer hohen Praxisrelevanz auszugehen. Die ertragskundlichen Kennwerte der Bestände zum Simulationsbeginn können Tabelle 5.2 entnommen werden. Die Bestände waren zwischen 26 und 32 Jahre alt und standen mit Ausnahme der Douglasie unmittelbar vor der Erstdurchforstung. Der Simulationszeitraum orientierte sich an den jeweiligen Produktionszeiträumen der Baumarten. Im Sinne einer einzelstamm- bis gruppenweisen Zielstärkennutzung und gleichzeitiger Verjüngung unter dem Schirm des Vorbestandes schließt der Produktionszeitraum dabei den halben Verjüngungszeitraum mit ein. Die Bestandesalter am Ende der Simulation betrugen bei der Buche 140 Jahre, bei Fichte und Douglasie 115 bzw. 110 Jahre sowie bei der Kiefer 130 Jahre. Auf den jeweiligen Flächen wurden Habitatbäume belassen. Die Wuchsleistung der simulierten Bestände entspricht etwa der Ertragsklasse I nach SCHOBER (1987), das simulierte Wachstum der Buche lag oberhalb der Ertragsklasse I.

Für die Eiche wurde aufgrund des langen Produktionszeitraumes und der damit stark zunehmenden Unsicherheiten auf eine langfristige Simulation verzichtet. Bezuglich der Biomassenutzung in jungen Eichenbeständen wird auf die Ergebnisse der Bachelorarbeit von DAMMAST (2010) verwiesen (Thema: Möglichkeiten der energetischen Nutzung von Biomasse im Zuge der Erschließung zweier Eichenjungbestände im Niedersächsischen Forstamt Ahlhorn, Revier Harpstedt).

Tabelle 5.2: Ertragskundliche Kennwerte der simulierten Versuchsflächen

Baumart	Versuchsfläche	Alter	Dg	Hg	H100	EKL
Buche	Münden 2027j	36	10.5	13.4	15.7	0.1
Fichte	Clausthal 1408j/ 1411j	32	16.6	13.2	14.6	1.1
Kiefer	Unterlüß 262j	26	11.7	10.7	12.5	1.0
Douglasie	Ahlhorn 107j	32	24.4	22.5	25.1	0.0

Für jeden Bestand wurden vier Nutzungsszenarien berechnet (vgl. Tabelle 5.3):

Bei den Nutzungsszenarien wurden in Variante A ausschließlich stofflich höherwertiger Sortimente genutzt. Variante B bezog zusätzlich das restliche Derbholz mit in die Nutzung ein. In Variante C wurde dem Bestand auch die restliche Biomasse über den gesamten Simulationszeitraum entzogen. Variante D sah vor, dass die gesamte Biomasse beim Gassenauftrieb sowie in den letzten drei Eingriffen entnommen wurde. Bei den restlichen Eingriffen im Laufe des Bestandeslebens wurde hier neben den höherwertigen Sortimenten auch das restliche Derbholz genutzt. Biomasseverluste durch Holzerntemaßnahmen wurden in dieser Maximalvariante nicht berücksichtigt. Für die Douglasie wurde auf den Gassenauftrieb verzichtet, da der Bestand zum Simulationsbeginn das entsprechende Alter bzw. die entsprechende Oberhöhe bereits deutlich überschritten hatte.

Tabelle 5.3: Nutzungsszenarien

Variante	Sortimente	restliches Derbholz	restliche Biomasse
A	x		
B	x	x	
C	x	x	x
D	x	x	x (Gassenauftrieb+ letzte 3 Nutzungen)

In Tabelle 5.4 sind die bei den Bestandessimulationen verwendeten Sortimente baumartenspezifisch aufgeführt. Bei der Fichte wurden durchgängig über den gesamten Simulationszeitraum Abschnitte (ABS) und Paletten über den gesamten Schaft hinweg ausgehalten. Die Buche wurde bis zum Kronenansatz sortimentiert. Bis zum Alter von 55 Jahren wurden keine höherwertigen Sortimente genutzt. „Schwaches Stammholz“ wurde neben Parkett bis zum Alter 90 Jahre ausgewählt, in älteren Beständen entsprechend „starkes Stammholz“. Auch bei der Kiefer wurden die Sortimente in Anlehnung an die praxisübliche Sortierung altersabhängig variiert. Bis zu einem Bestandesalter von 50 Jahren wurden neben Paletten und darüber hinaus 3 m- und 5 m-Sägeabschnitte ausgehalten. Außerdem wurden ab dem Alter 100 aufgrund der für alte Kiefern typischen Kronenform höherwertige Sortimente nur bis zum Kronenansatz unterstellt. Die Douglasie wurde im Wesentlichen wie die Kiefer behandelt, allerdings wurden 5 m-Sägeabschnitte hier von Beginn an einbezogen und die Beschränkung der Aushaltung bis zum Kronenansatz ab einem bestimmten Alter aufgehoben.

Tabelle 5.4: Bei der Bestandessimulation der Baumarten verwendete Sortimentierung

Sortiment	Zopf [cm]	Länge [m]
Fichte		
4 m ABS	12	4.0 + 0.1 Zugabe
Palette	11	2.4 + 0.1 Zugabe
Buche		
Stammholz „stark“	35	4.5 bis 18.0 + 0.2 Zugabe
Stammholz „schwach“	25	3.5 bis 18.0 + 0.2 Zugabe
Parkett	18	2.4
Kiefer (Douglasie)		
3 m ABS	12	3.0 + 0.1 Zugabe
5 m ABS	12	5.0 + 0.1 Zugabe
Palette	11	2.4 + 0.1 Zugabe

5.3. Ergebnisse

5.3.1 Biomassen

Die Ergebnisse der Bestandessimulationen der Baumarten Buche, Fichte, Kiefer und Douglasie sind in Tabelle 5.5 aufgeführt. Angegeben sind die gewichtsbezogenen absoluten Entnahmemengen, die den Beständen während des Simulationszeitraumes entzogen wurden. In den Klammern enthalten sind die gegenüber einer Sortimentsnutzung (Variante A) prozentualen Entnahmen der Varianten B, C und D.

Tabelle 5.5: Summe der Biomasseentnahmen [t/ ha] während der Simulation .Die Werte in den Klammern geben die prozentualen Mehrentnahmen bezogen auf Variante A wieder.

Baumart	Variante A	Variante B	Variante C	Variante D
Buche	550 (100)	1016.6 (184.8)	1140.4 (207.3)	1045.4 (190.1)
Fichte	510.7 (100)	527.4 (103.3)	622.0 (121.8)	549.9 (110.1)
Kiefer	383.1 (100)	451.0 (117.7)	533.3 (139.2)	467.6 (122.1)
Douglasie	659.9 (100)	668.4 (101.3)	783.5 (118.7)	698.7 (105.9)

Die zusätzliche Nutzung des Restderbholzes (Variante B) führte bei Fichte und Douglasie lediglich zu einer Mehrentnahme von 3.3 bzw. 1.3 %. Bei der Kiefer, insbesondere aber bei der Buche, war hingegen ein sehr deutlicher Anstieg der Biomasseentnahmen zu verzeichnen. Dies liegt überwiegend darin begründet, dass Sortimente bei der Buche durchweg und bei der Kiefer ab Alter 100 nur bis zum Kronenansatz ausgehalten wurden. Die höchsten Biomasseentnahmen erfolgten erwartungsgemäß bei der Vollbaumvariante C. Der Vergleich der Variante C mit Variante B macht darüber hinaus deutlich, dass sich bei der Buche die Hauptbiomasse ab dem Kronenansatz überwiegend aus Restderbholz zusammen setzt, womit auch die vergleichsweise geringe Differenzierung zwischen den Varianten B, C und D bei dieser Baumart zu erklären ist. Die Variante D führte bei den Nadelbaumarten gegenüber der Variante B grundsätzlich zu einer deutlich moderateren Steigerung der Biomasseentnahme als bei der Vollbaumnutzung über den gesamten Simulationszeitraum hinweg. Die prozentualen Mehrentnahmen der Douglasie sind vergleichbar mit denen der Fichte. Die absoluten Mengen sind aufgrund der höheren Wuchsleistung der Douglasie deutlich höher.

5.3.2 Nährelemente

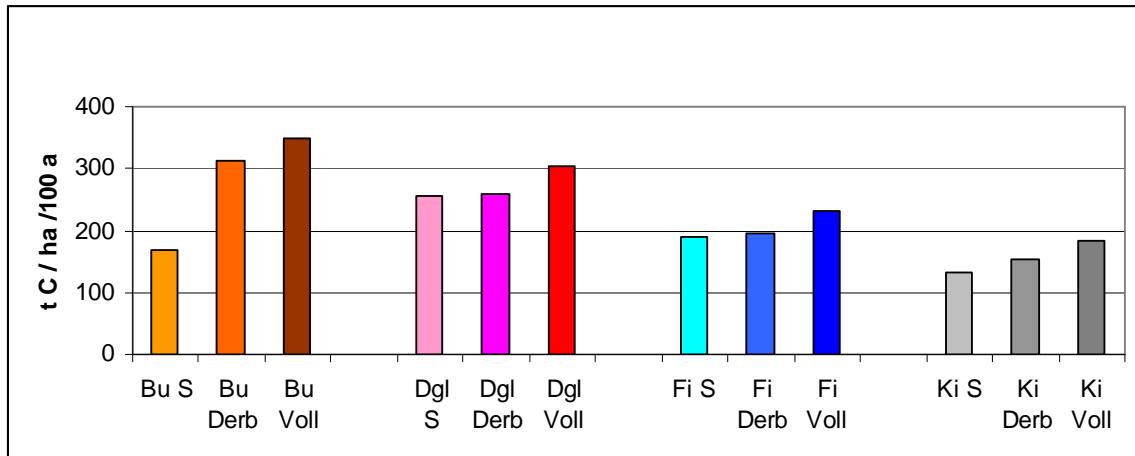


Abbildung 5.5: Kohlenstoffbindung im Stamm + Sortimente (S), im Derbholz (Derb) und im Vollbaum (Voll) von Buche, Fichte, Douglasie und Kiefer

Die Bindung von Kohlenstoff im Bestand kann unter dem Gesichtspunkt der Klimawirksamkeit sowie des Potenzials zur Energiegewinnung betrachtet werden. Die Klimawirksamkeit ergibt sich aus dem Entzug von Kohlenstoff aus der Atmosphäre. Für die Energiegewinnung ist der Kohlenstoff das Element, dessen Oxidation thermische Energie freisetzt. Für die stoffliche Verwertung des Holzes hat der Kohlenstoff keine funktionelle Bedeutung, da hierfür die makromolekulare Struktur des Holzes bzw. daraus sich ableitende Holzeigenschaften maßgeblich sind.

Hinsichtlich der Raten der Kohlenstoffbindung im Derbholz sowie im Vollbaum zeigt sich für Baumarten die folgende Rangfolge: Bu > Dgl > Fi > Ki. Bei diesem Vergleich der Baumarten ist zu berücksichtigen, dass deren standörtlichen Ansprüche unterschiedlich sind und daher die vier Bestände nur bedingt bzw. relativ miteinander verglichen werden können. Bei den Nadelholzbaumarten sind die C-Vorräte im Stammholz plus Sortimente nur unwesentlich geringer als im Derbholz, wohin gegen bei der Buche die Unterschiede sehr groß sind. Das hängt damit zusammen, dass bei der simulierten Sortimentierung Stammholz nur bis zum Kronenansatz ausgehalten wurde.

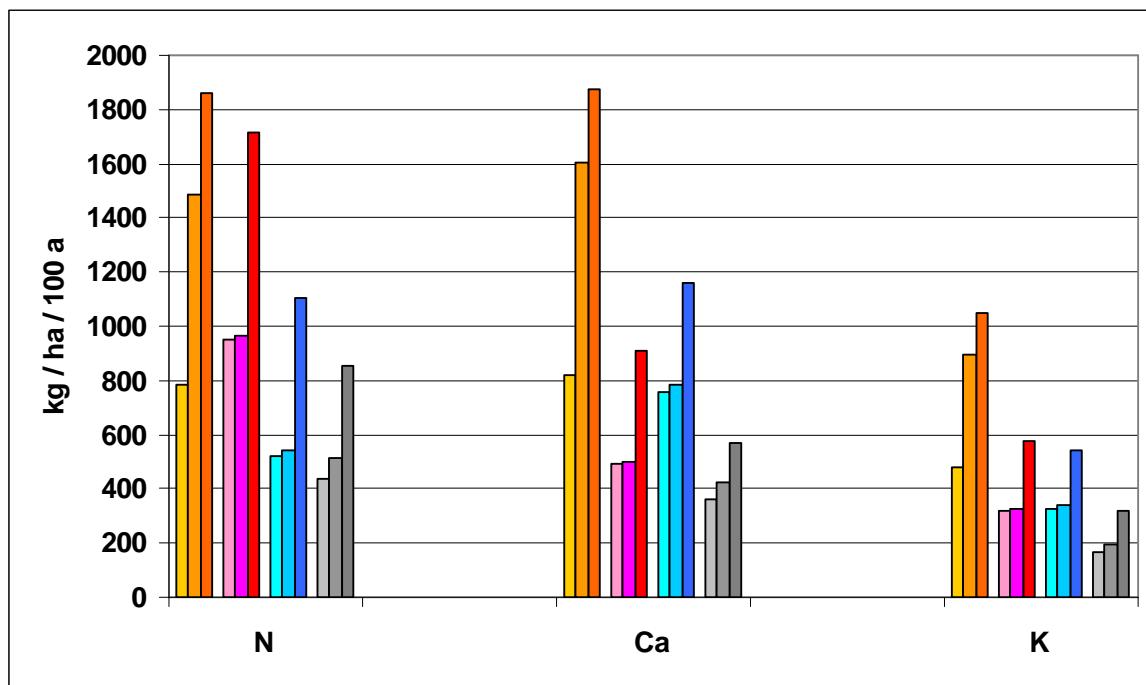


Abbildung 5.6: Stickstoff-, Calcium- und Kaliumentzüge von Buche (braun), Douglasie (lila/rot), Fichte (blau) und Kiefer (grau) mit dem Stammholz + Sortimente (heller Farbton), Derbholz (mittlere Farbton) und bei Vollbaumnutzung (dunkler Farbton)

Der Stickstoffentzug mit dem Stammholz ist bei der Buche um ca. 50 % höher als bei der Douglasie und in Bezug auf Fichte und Kiefer mehr als doppelt so hoch. In der Derbholzvariante beträgt die Differenz zur Douglasie ca. 500 kg N/ha in 100 Jahren und zu Fichte und Kiefer ca. 900 kg/ha/100a. Während die Stickstoffentzüge in der Derbholzvariante von Fichte und Kiefer in etwa gleich sind, sind in der Vollbaumvariante die Entzüge der Fichte deutlich höher als die der Kiefer.

Hinsichtlich des Calciumentzugs mit dem Derbholz ergibt sich folgende Reihung: Buche > Fichte > Douglasie = Kiefer. Bei Vollbaumnutzung ergibt sich zusätzlich ein Unterschied zwischen Douglasie und Kiefer. Die Calciumentzüge der Buche sind im Vergleich zu den anderen Baumarten um den Faktor 2 bis 3 höher, in der Derbholzvariante im Vergleich zur Kiefer sogar um den Faktor 4. Beim Magnesiumentzug ist die Reihenfolge der Baumarten ähnlich wie bei Calcium, jedoch sind die Unterschiede nicht so groß. Die Entzüge sind bei der Buche sind die Magnesiumentzüge im Vergleich zu den andern Baumarten maximal doppelt so hoch. Bei Kalium ergibt sich folgende Reihenfolge der Baumarten: Buche > Fichte = Douglasie > Kiefer, wobei die Entzüge der Buche im Vergleich zu den anderen Baumarten sowohl der der Derbholz- wie auch bei der Vollbaumnutzung doppelt bis viermal so hoch sind.

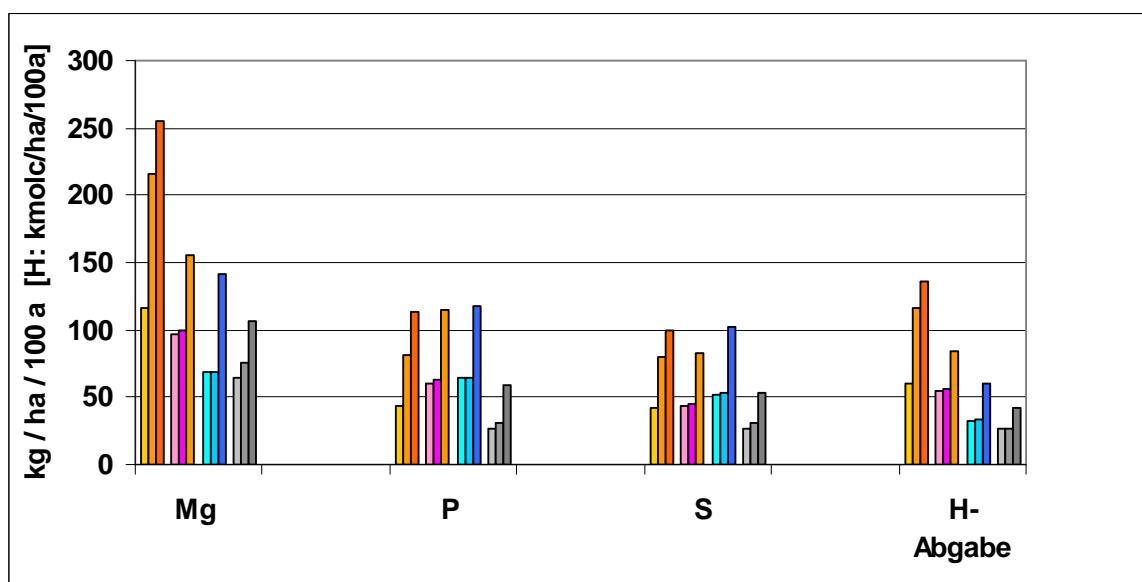


Abbildung 5.7: Magnesium-, Schwefel- und Phosphorentzug und H-Abgabe an den Boden (Annahme: NH_4 - und NO_3 -Aufnahme zu gleichen molaren Anteilen) von Buche (braun), Douglasie (lila/rot), Fichte (blau) und Kiefer (grau) mit dem Stammholz + Sortimente (heller Farbton), Derbholz (mittlerer Farbton) und bei Vollbaumnutzung (dunkler Farbton)

Bei Phosphor und Schwefel weist die Kiefer deutlich geringere Entzüge auf als Buche, Fichte und Douglasie.

Im Rahmen der Ionenaufnahme durch die Wurzeln kommt es in Abhängigkeit von den Aufnahmeraten kationischer (K, Ca, Mg, NH_4) und anionischer (NO_3, SO_4, PO_4) Nährstoffformen zur Abgabe von Protonen (H) an den Boden bzw. deren Aufnahme aus dem Boden. Dem entspricht eine Versauerung bzw. Entsauerung des Bodens. Dabei spielt der Stickstoff eine Schlüsselrolle, weil er sowohl als Kation, Ammonium (NH_4), wie auch als Anion, Nitrat (NO_3), aufgenommen werden kann. In der Abbildung 5.7 ist die H-Abgabe an den Boden für den Fall dargestellt, dass NH_4 und NO_3 zu gleichen molaren Anteilen von den Bäumen aufgenommen wird (Gleichung 5.2). Für die Betrachtung dieses Falls spricht, dass einerseits ein großer Teil der Stickstoffaufnahme aus der Mineralisation organischer Bodensubstanz stammt, was keine Säureproduktion im Boden nach sich zieht, die bei einer Stickstoffaufnahme gleichen Anteilen NH_4 und NO_3 entspricht (BEESE, 1986). Andererseits besteht der Stickstoffeintrag außerhalb der Gebiete intensiver Tierhaltung ungefähr zu gleichen Teilen aus reduzierten (NH_4/NH_3) und oxidierten (NO_x) Stickstoffformen. Es wird angenommen, dass das eingetragene Ammonium und Nitrat zu gleichen molaren Teilen von den Bäumen aufgenommen wird. Für die so abgeleitete Protonen-Abgabe an den Boden ergibt sich für die Baumarten folgende Reihenfolge: Bu > Fi > Dgl > Ki. Bei der Buche ist die Rate der Protonen-Abgabe an den Boden etwa doppelt so hoch wie bei den anderen Baumarten.

Für Fichte, Douglasie und Kiefer ergibt die simulierten Variante „Vollbaumnutzung“ (C) im Vergleich zur Variante „Sortimente“ (A) eine um den Faktor 1.1 bis 1.4 höhere Biomasse, während die Elemententzüge um den Faktor 1.7 bis 1.9 höher sind. Beschränkt man die Vollbaumnutzung nur auf den Gassenauftrieb und auf drei Hauptnutzungen (simulierte Variante D), so liegen die Nährstoffentzüge bei den drei Nadelholzbaumarten lediglich um den Faktor 1.2 bis 1.3 höher als bei der Ernte der Sortimente (simulierte Variante A). Daraus wird deutlich, dass die Intensität der Ernte des Restholzes einen großen Einfluss auf den Nährstoffexport hat.

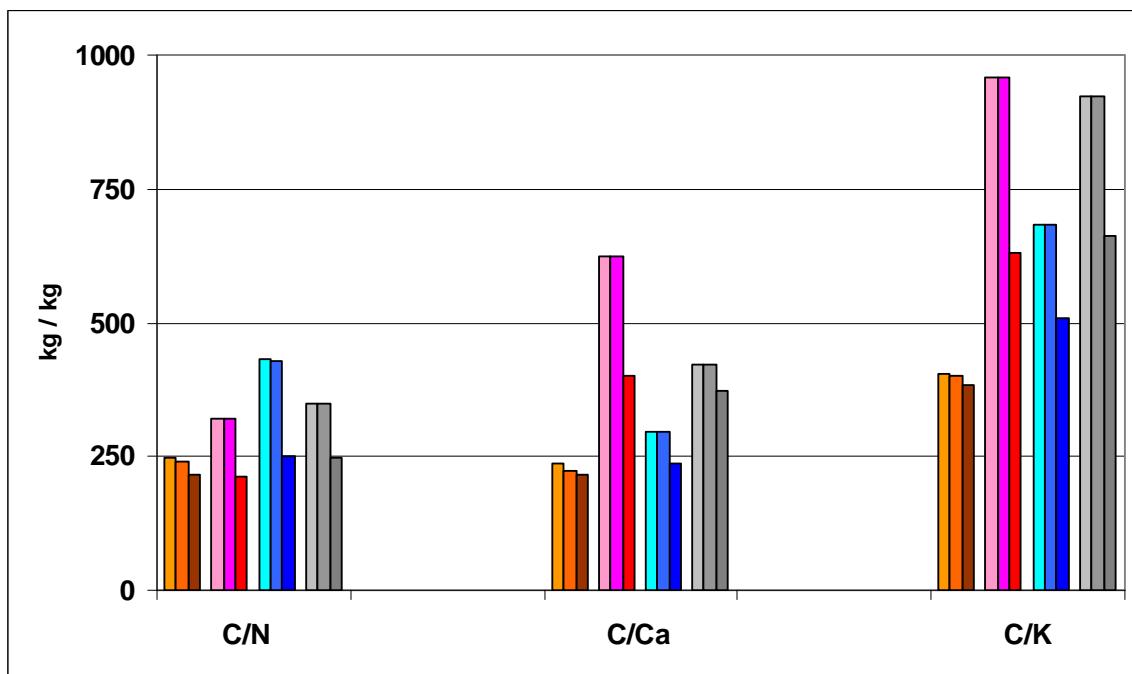


Abbildung 5.8: Nährstoffnutzungseffizienz der Kohlenstoffbindung von Buche (braun), Douglasie (lila/rot), Fichte (blau) und Kiefer (grau) mit dem Stammholz + Sortimente (heller Farbton), Derbholz (mittlerer Farbton) und bei Vollbaumnutzung (dunkler Farbton)

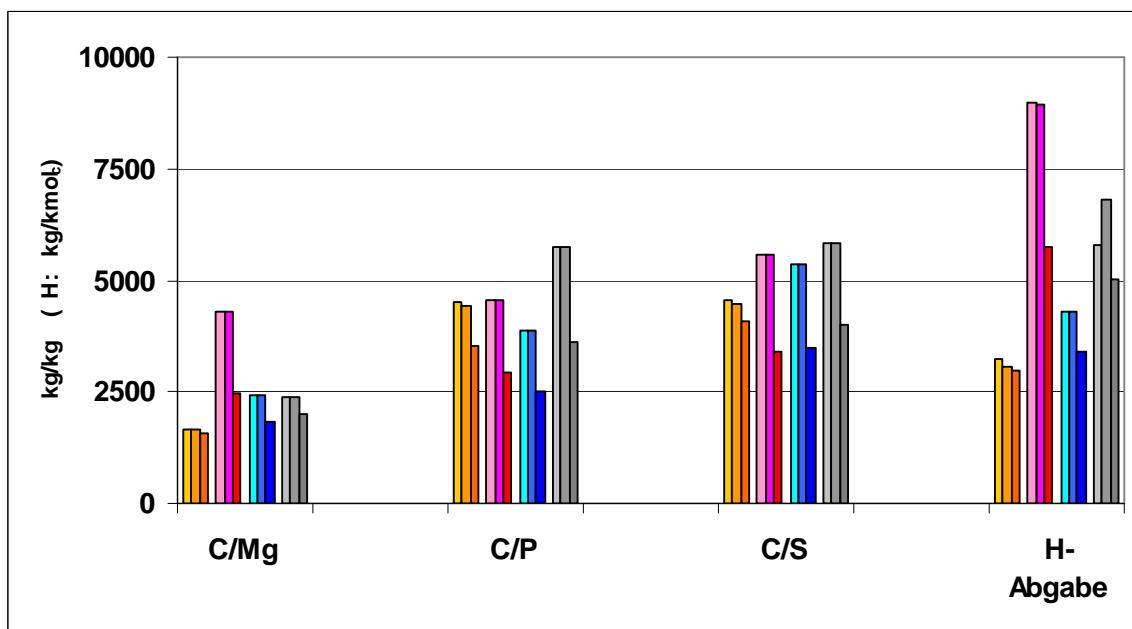


Abbildung 5.9: Nährstoffnutzungseffizienz der Kohlenstoffbindung von Magnesium-, Schwefel- und Phosphorenzug und H-Abgabe (Voraussetzung: NH_4 und NO_3 -Aufnahme in gleichen molaren Anteilen) von Buche (braun), Douglasie (lila/rot), Fichte (blau) und Kiefer (grau) mit dem Stammholz + Sortimente (heller Farbton), Derbholz (mittlerer Farbton) und bei Vollbaumnutzung (dunkle Farben)

Bei der Betrachtung der standörtlichen Nachhaltigkeit geht es immer um die Frage, wie mit dem knappen Gut Nährstoff umgegangen wird. Deshalb ist es nahe liegend, nach der Effizienz des Einsatzes bzw. der Nutzung der Nährstoffe zu schauen. Die Nährstoffnutzungseffizienz sagt aus, wie viel Kohlenstoff (kg) beim Einsatz von 1 kg Nährstoff in der Pflanze gebunden werden kann. In den Abbildungen 5.8 und 5.9 ist die Nährstoffnutzungsintensität für die betrachteten Baumarten dargestellt. Bei Kalium, Calcium Magnesium und der Bodenversauerung (H-Abgabe) zeichnet sich die Douglasie bezogen auf die erforderlichen Stoffentzüge bzw. die Protonenabgabe durch die effizienteste Biomasseproduktion und damit gleichzeitig auch Kohlenstoffbindung aus. Mit dem geringsten Einsatz an Nährstoffen bzw. der geringsten Bodenversauerungsrate wird am meisten Kohlenstoff im Baum gebunden. Kalium wird von der Kiefer ähnlich gut genutzt wie von der Douglasie. Bei der Nutzungseffizienz des Phosphors liegt die Kiefer vorn, Stickstoff wird am effizientesten von der Fichte genutzt. Der Schwefel wird von der Buche am schlechtesten genutzt, Fichte, Douglasie und Kiefer unterscheiden sich wenig.

6. Fehlerabschätzung bei der Ermittlung der Elemententzüge aus Waldökosystemen

Bernd Ahrends, Henning Meesenburg, Karl Josef Meiws und Peter Rademacher

6.1. Einleitung

Eine praxisrelevante Abschätzung des Nährstoffhaushaltes von Waldökosystemen ist seit langem Ziel von Untersuchungen und Gegenstand von Modellanwendungen. Insbesondere die aktuellen Herausforderungen des Klimawandels sowie die zunehmende Verknappung und Verteuerung fossiler Rohstoffe fördern eine intensivierte Nutzung des Holzes. Dieses kann auf nährstoffarmen Standorten dazu führen, dass Nährstoffentzüge nicht mehr durch Deposition und Verwitterung ersetzt werden können. Zur Bewertung der Nährstoffentzüge hinsichtlich der Nachhaltigkeit sind vollständige Nährstoffbilanzen erforderlich (AKSELSSON et al. 2007a, b). Da die Messung von Elementgehalten und Biomasseanteilen sehr zeit- und kostenintensiv ist, erfolgt in der Literatur (AHRENDS et al. 2008, 2010, FORSIUS et al. 2010) die Berechnung der Nährstoffentzüge i.d.R. mit Hilfe von Standardwerten der Bioelementgehalte und Biomasseschätzfunktionen (z.B. JACOBSEN et al. 2003). Die Anwendung dieser Schätzfunktionen ergab z.B. bei JOCHHEIM et al. (2007) eine gute Übereinstimmung für die Ca- und K-Gehalte, für N zeigten sich demgegenüber erhebliche Abweichungen. Solche Unsicherheiten in den Gehalten und Biomassefunktionen verursachen jedoch nicht nur Unschärfen in den Berechnungsergebnissen, sondern führen ebenso zu Unsicherheiten bei der Ableitung forstlicher Handlungsempfehlungen oder der Bewertung forstwirtschaftlicher Risiken einer erhöhten Nutzungsintensität. Das Ziel dieser Untersuchung war es daher, (i) die Unschärfe durch die Verwendung von

Standardwerten auf die geschätzten Nährstoffentzüge zu analysieren, (ii) eine baumartenspezifische Bewertung der relativen Unsicherheiten der einzelnen Modellparameter durchzuführen und (iii) Empfehlung zur notwendigen Qualität der Eingangsdaten für die Abschätzung der Netto-Nährstoffentzüge zu geben.

6.2. Material und Methoden

6.2.1. NährstoffsAufnahme

Die Nährstoffentzüge werden über die Stoffaufnahme als Funktion von Wachstumsrate und Elementgehalt in den unterschiedlichen Baumkompartimenten berechnet (FORSIUS et al. 2010, DE VRIES 1991).

$$X_A = ZW_K \cdot ctX_K \quad (6.1)$$

wobei X_A die Aufnahme für das Element X [$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$], ZW_K den Volumenzuwachs des Baumkompartiments [$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$] und ctX_K den Gehalt von Element X im jeweiligen Kompartiment [$\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$] beschreibt. Die unterschiedlichen Baumkompartimente sind folgendermaßen definiert:

- Derbholz mit Rinde (DHR): gesamte Masse des Stammes und der Äste eines Baumes mit einem Durchmesser über 7 cm mit Rinde,
- Derbholz (DH): gesamte Masse des Stammes und der Äste eines Baumes mit einem Durchmesser über 7 cm ohne Rinde,
- Derbrinde (DR): Rindenmasse des Stammes und der Äste eines Baumes bei einem Durchmesser von über 7 cm und
- Reisholz (RH): Gesamte Masse der Äste und Zweige eines Baumes mit unter 7 cm Durchmesser.

Entsprechend setzt sich die Aufnahme (A) [$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$] aus den einzelnen Zuwachsgraten (ZW) der Kompartimente [$\text{fm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$] und ihren Elementgehalten [$\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$] unter Berücksichtigung der Holzdichte (p) [$\text{kg}\cdot\text{fm}^{-1}$] zusammen.

$$\begin{aligned} AX = & ZW_{DHR} \cdot (1 - f_{DR}) \cdot p_{DH} \cdot ctX_{DH} \\ & + ZW_{DHR} \cdot f_{DR} \cdot p_{DR} \cdot ctX_{DR} \\ & + ZW_{DHR} \cdot f_{RH} \cdot p_{RH} \cdot ctX_{RH} \end{aligned} \quad (6.2)$$

6.2.2. Sensitivitätsanalysen

Eine Sensitivitätsanalyse untersucht den Einfluss von sich ändernden Eingabeparameterwerten auf den Zielwert. Die Ergebnisse einer solchen Analyse helfen bei der Modellparametrisierung, der Unsicherheitsabschätzung und der Entwicklung von robusteren und parameterärmeren Modellen (LIEBSCHER 1987, SALTELLI et

al. 2008, 2000). Sensitivitätsanalysen können in zwei Hauptbereiche untergliedert werden:

1. Lokale Sensitivitätsanalysen: Hier wird der Einfluss von Faktoren bei einem bestimmten Funktionswert der Ausgangsvariable y untersucht. Grundsätzlich wird dabei untersucht, welche Auswirkungen kleine Änderungen der Faktoreinstellungen auf die Ausgangsvariablen haben.
2. Globale Sensitivitätsanalysen: Techniken der globalen Sensitivitätsanalyse (GSA) beurteilen den Einfluss eines Inputfaktors hinsichtlich der Simulationsergebnisse über seinen gesamten Unsicherheitsbereich. Die hierzu eingesetzten Verfahren haben sich in der Praxis besonders bewährt um ein besseres Verständnis über die Modellparameter zu erhalten und diese gleichzeitig miteinander zu vergleichen.

Die vorab formulierte Gl. 6.2 erfordert in dieser Form streng genommen nicht den höheren Aufwand einer GSA. In zukünftigen Entwicklungsschritten sollen jedoch z.B. die Elementgehalte, die Holz- und Rindendichten der Baumkompartimente in Abhängigkeit von zeitlichen Trends, dynamischen Bestandesparametern und Geofaktoren mit Hilfe von nichtlinearen Funktionen ermittelt und in das Modell implementiert werden. Daher wird zur besseren Vergleichbarkeit mit zukünftigen Entwicklungen eine GSA mit der Sobol-Methode verwendet. Hierbei wird die Gesamtvarianz in Teilvarianzen zerlegt. Die Teilvarianzen lassen sich auf die Variationen oder Unsicherheiten von Eingangsgrößen zurückführen und so kann der Varianzbeitrag jedes Inputfaktors ermittelt werden. Eine solche Methode wird auch als varianzbasierte Sensitivitätsmethode bezeichnet. Mit ihr lassen sich auch Wechselwirkungseffekte zwischen Faktoren quantifizieren. Die Varianzbeiträge der einzelnen Modellparameter werden als Sensitivitätsindices angegeben. Der Index (auch Sobol-Index genannt SOBOL 2001) wird wie folgt berechnet:

$$SI_i = \frac{V_i}{V(Y)} \quad (6.3)$$

Hierbei steht $V(Y)$ für die Gesamtvarianz und die Varianz V_i wird „Effekt erster Ordnung“ des Eingangsparameters (X_i) auf das Modellergebnis (Y) genannt. Wenn der Eingangsparameter X_i den größten Einfluss aller Einflussfaktoren auf die Ausgangsgröße hat, dann geht der Sensitivitätsindex SI_i gegen eins. Dagegen ergibt sich für einen Eingangsfaktor, der fast keinen Einfluss auf die Ausgangsgröße hat, für den Sensitivitätsindex ein Wert gegen Null. Mittels einer Varianzdekomposition können auch die gekoppelten Effekte der Einflussparameter bewertet werden. Die detaillierte Beschreibung der Schätzverfahren ist bei SALTELLI et al. (2000, 2004, 2008) und SALTELLI (2002) zu finden.

6.2.3. Versuchsdesign

Alle statistischen Berechnungen wurden mit dem Softwarepaket R (R Development Core Team, 2009) durchgeführt.

Tabelle 6.1: Unsicherheitsbereiche für die Standardparametrisierung der Biomassekompartimente in den Monte-Carlo-Simulationen anhand von Literaturwerten. Dargestellt am Beispiel der Buche. ZW: Zuwachs; DHR: Derbholz mit Rinde; DR: Derbholz; RH: Reisholz; Di: Dichte; XG: Gehalt des Elementes X. f: Anteil des Kompartiment an DHR. Minimum und Maximum wurden gutachterlich festgelegt. Für alle Parameter wurde eine gekürzte Normalverteilung angenommen.

Parameter	Einheit	Wert	Stw.	Min-Max	Quelle
ZW_DHR	m ³ /ha/a	9	1.7	5-12.2	1
fDR	%	5.8	1.7	1-100	2
fRH	%	21.6	5.3	1-100	2
Di_DH	kg/m ³	690	41	490-880	3,4
Di_DR	kg/m ³	574	81	179-1083	3,4
Di_RH	kg/m ³	690	41	490-880	3,4
NG_DH	mg/g	1.21	0.25	0.1-4	2
KG_DH	mg/g	0.93	0.21	0.1-2	2
CaG_DH	mg/g	0.95	0.50	0.1-3	2
MgG_DH	mg/g	0.25	0.11	0.01-1	2
NG_DR	mg/g	7.35	1.57	1-12	2
KG_DR	mg/g	2.34	0.47	0.1-6	2
CaG_DR	mg/g	20.52	12.36	1-50	2
MgG_DR	mg/g	0.59	0.21	0.01-2.5	2
NG_RH	mg/g	4.27	1.36	1-15	2
KG_RH	mg/g	1.50	0.44	0.1-5	2
CaG_RH	mg/g	4.02	1.91	0.5-12	2
MgG_RH	mg/g	0.36	0.13	0.05-2	2

1: SCHÖBER et al. 1995, 2: JACOBSEN et al. 2003, 3: WAGENFÜHR 2000, 4: DIETZ 1975.

Für die Sensitivitätsanalyen wurde das Paket „sensitivity für R (PUJOL 2009) verwendet und zur Erzeugung der Sensitivitätsindices (SI) mit Hilfe von Monte Carlo-Simulationen wurde die Methode *sobol/2002* verwendet.

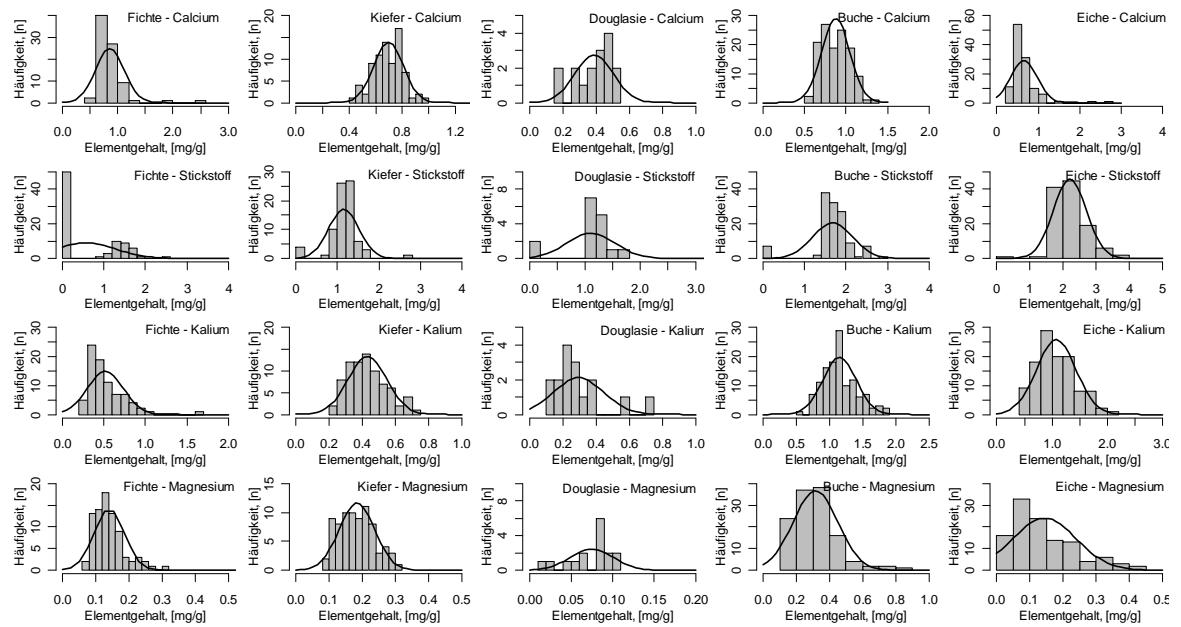


Abbildung 6.1: Häufigkeitsverteilung der Stickstoff-, Calcium, Kalium und Magnesiumgehalte im Derbholz der Baumarten Fichte, Kiefer, Douglasie, Buche und Eiche.

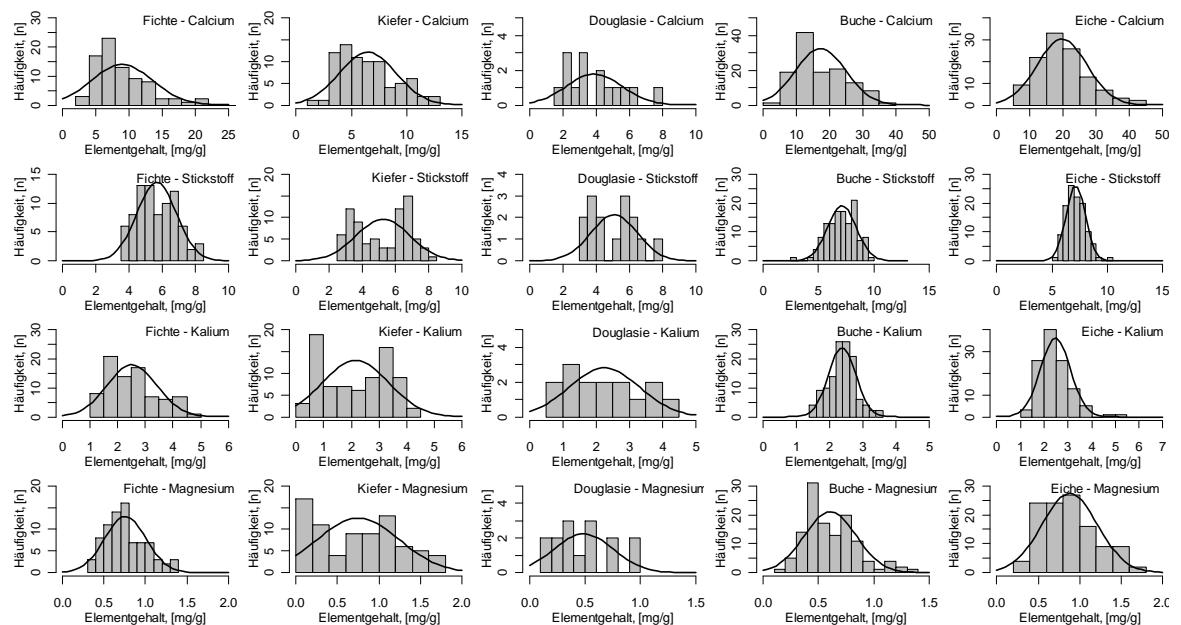


Abbildung 6.2: Häufigkeitsverteilung der Stickstoff-, Calcium, Kalium und Magnesiumgehalte in der Derbrinde der Baumarten Fichte, Kiefer, Douglasie, Buche und Eiche.

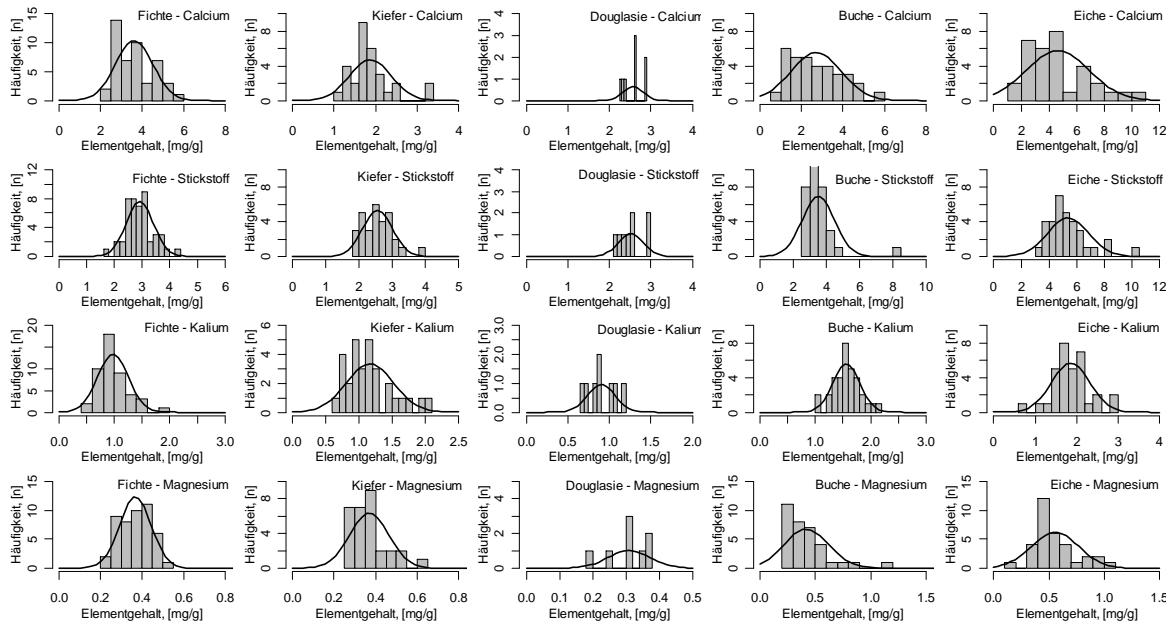


Abbildung 6.3: Häufigkeitsverteilung der Stickstoff-, Calcium, Kalium und Magnesiumgehalte im Reisholz der Baumarten Fichte, Kiefer, Douglasie, Buche und Eiche.

Die notwendigen Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen (PDF) wurden auf Grundlage von statistischen Kennwerten aus der Literatur (JACOBSEN et al. 2003, WAGENFÜHR 2000, DIETZ 1975, RUMPF et al. 2012, dieser Band, RADEMACHER et al. 2012, dieser Band) entwickelt. Neben Mittelwerten, Standardabweichungen und Minimum- und Maximumwerten ist vor allen die Verteilungsstruktur des jeweiligen Parameters von Bedeutung. Entsprechend wurden die Elementgehalte in den jeweiligen Baumkompartimenten detailliert hinsichtlich ihrer Verteilungsstruktur analysiert (vgl. 6.1-6.3).

Auch wenn die Daten eine leichte Tendenz zu einer linkssteilen Verteilungsform aufweisen, bestätigt sich die von AHRENDS et al. (2011) getroffene Annahme einer logarithmischen Verteilung nicht. Hieraus ergeben sich leichte Unterschiede in der Sensitivität der analysierten Modellparameter. Um der darstellten Verteilungsstruktur möglichst nahe zu kommen, wurden gekürzte Normalverteilungen zur Erzeugung der Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen verwendet. Je nach festgelegten minimalen und maximalen Werten kann hierdurch eine leichte linkssteile Verteilung erzeugt werden. Die Abbildung 6.4 zeigt beispielhaft eine solche Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion mit gekürzten Parameterspannweiten für die Rindendichte der Baumart Fichte.

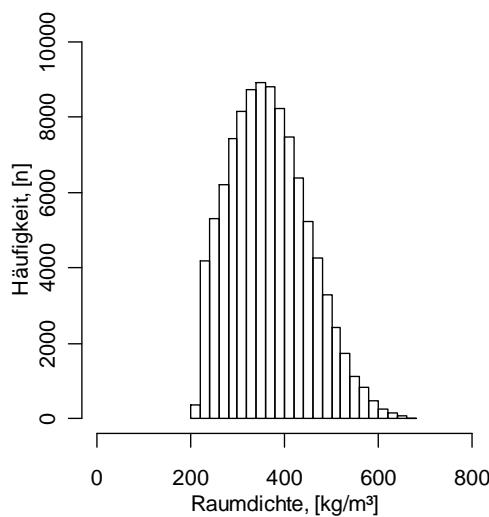


Abbildung 6.3: Beispiel einer gekürzten Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion für die Rindendichte der Baumart Fichte.

Bei der Ableitung des jährlichen Zuwachses an Derbholz mit Rinde ist die Abschätzung mittlerer statistischer Werte, die die Variabilität hinreichend beschreiben, komplexer. In dem anzugebenden Variationsbereich sollten nach Möglichkeit die Unsicherheiten durch die Waldwachstumsmodelle als solche (PRETZSCH & DURSKY 2001, ALBRECHT et al. 2009), durch die Initialisierung der Waldwachstumssimulatoren z. B. durch Forsteinrichtungsdaten (MÄKINEN et al. 2010), Wachstumsänderungen infolge des Klimawandels (SPELLMANN et al. 2011), durch veränderte Wachstumsbedingungen infolge der Stickstoffdeposition (LAUBHANN et al. 2009) oder Veränderungen der Nährstoffversorgung (BRAUN et al. 1999, HELMISAARI et al. 2011, NORD-LARSEN 2002) einfließen. Um diese Variabilität statistisch zu erfassen, wurden für alle Baumarten anhand der Ertragstafeln nach SCHOBER (1995) deskriptive statistische Analysen durchgeführt. Berücksichtigt wurden hierbei jeweils nur die ersten drei Ertragsklassen, da unter den aktuellen Standorts- und Klimabedingungen der überwiegende Anteil der Fichten- und Buchenbestände in Deutschland diesen Ertragsklassen zugeordnet werden kann (SPELLMANN et al. 2011).

Mit Hilfe der statistischen Parameter wurden anschließend Zufallszahlen der Eingangsparameter generiert. Die Tab. 6.1 zeigt beispielhaft die für die Buche zusammengestellten statistischen Parameter und die getroffenen Modellannahmen hinsichtlich der Verteilungsstruktur. Mit den generierten Zufallszahlen erfolgten Monte Carlo Simulationen des Modells und die Berechnung der SI's nach Saltelli (2002).

6.3. Ergebnisse und Diskussion

6.3.1. Sensitivitätsindices

Die Abb. 6.4 bis 6.7 zeigen die berechneten SI's für die Aufnahmeraten der Elemente N, Ca, K und Mg. Erwartungsgemäß zeigt sich für alle Elemente ein relativ starker Einfluss der Zuwachsrate des Derbholzes auf das Modellergebnis. Neben der generellen Bedeutung der Zuwachsleistung eines Bestandes hinsichtlich der Nährstoffentzüge zeigen sich hierin auch die Unsicherheiten und Variabilitäten bei der Waldwachstumsmodellierung. So erbrachte z. B. die Validierung des Modells SILVA auf langfristigen Versuchsflächen für die Schätzung des jährlichen Bestandesvolumenzuwachses einen Bias von -1.9 % bis 4.8 % und eine Genauigkeit von 19.2 % bis 38.6 % (PRETZSCH 2002a). Ähnliche Größenordnungen der Fehler ergeben sich auch durch die Verwendung von Forsteinrichtungsdaten bei der Initialisierung von Waldwachstumsmodellen (MÄKINEN et al. 2010). LAUBHANN et al. (2008) haben gezeigt, dass bei einer Erhöhung der N-Deposition um $1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ in Abhängigkeit von der Baumart eine Zunahme des Grundflächenzuwachses zwischen 1,2 % und 1,5 % resultiert. Nach SPELLMANN et al. (2011) sind durch die zukünftigen klimatischen Bedingungen deutliche Veränderungen der aktuellen Standortsleistungsfähigkeit zu erwarten. Diese veränderten Zuwachsraten wirken sich wiederum auf die Aufnahmeraten aus. Entsprechend ist es von Bedeutung, dass der Volumenzuwachs der Bestände mit modernen Waldwachstumssimulatoren (NAGEL et al. 2002, HANSEN 2006), sowohl für unterschiedliche Nutzungsvarianten als auch für sich verändernde klimatische Rahmenbedingungen (ALBERT & SCHMIDT 2010) sicherer als mit Ertragstafeln abgeschätzt werden kann (PRETZSCH 2002b). So ergaben sich z.B. bei Volumenzuwachsschätzungen mit Ertragstafeln mittlere Verzerrungen von bis zu 120 % und entsprechend geringen Genauigkeiten des Prognosemodells (REIMEIER 2001). Da die Unsicherheiten von Waldwachstumsprognosen seit langem in der Literatur diskutiert und analysiert werden, konzentrieren sich die folgenden Ausführungen auf die Elementgehalte, die Biomassedichte- und die -fraktionierung. Dennoch muss hervorgehoben werden, dass eine Minimierung der Fehler bei der Schätzung des Volumenzuwachses wichtig für belastbarere Quantifizierungen der Nährelemententzüge aus Waldökosystemen ist.

Die Abb. 6.4-6.7 zeigen jeweils auf der linken Seite die Sensitivitätsanalysen anhand von statistischen Kenngrößen aus der Literatur. In die Analysen der Abbildungen auf der rechten Seite sind für die Elementgehalte und die Raumdichten die Mittelwerte und Standardabweichungen aus den aktuellen Untersuchungen von RADEMACHER et al. (2012) und RUMPF et al. (2012) eingeflossen. Die Dichte des Derb- und Reisholzes zeigt aufgrund der relativ geringen Standardabweichungen (DIETZ 1979) nur einen sehr geringen Anteil an der Unsicherheit des Schätzmodells.

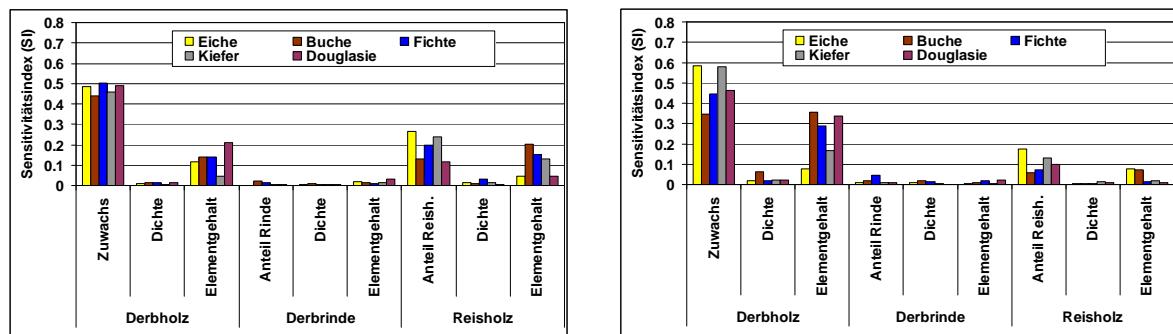


Abbildung 6.4: Haupteffektindizes (SI) für die unterschiedlichen Modellparameter bei der Ermittlung der Stickstoffaufnahmerate. Linke Abb.: Literaturoauswertungen; rechte Abb.: Daten des Projektes „Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung“.

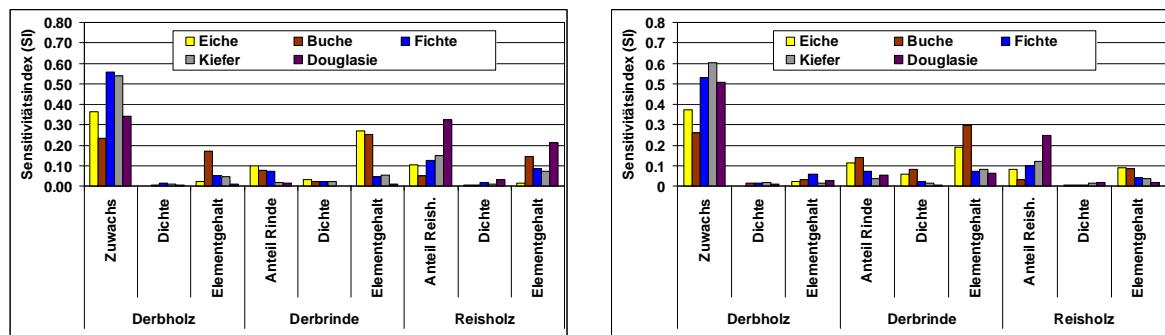


Abbildung 6.5: Haupteffektindizes (SI) für die unterschiedlichen Modellparameter bei der Ermittlung der Calciumaufnahmerate. Linke Abb.: Literaturoauswertungen; rechte Abb.: Daten des Projektes „Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung“.

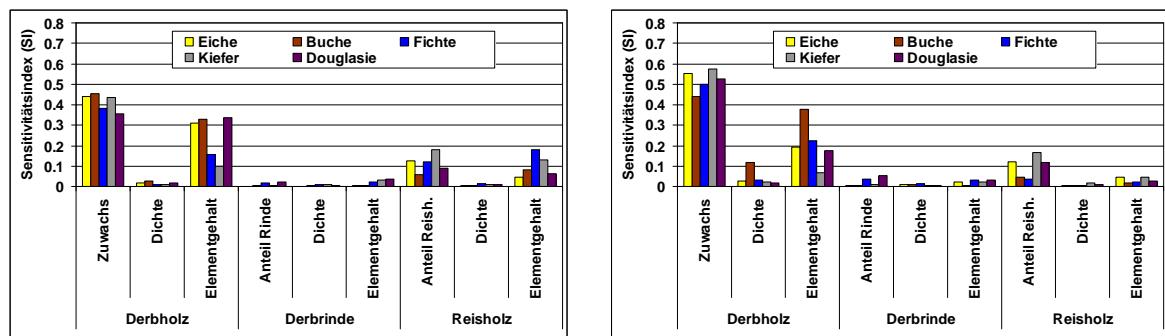


Abbildung 6.6: Haupteffektindizes (SI) für die unterschiedlichen Modellparameter bei der Ermittlung der Kaliumaufnahmerate. Linke Abb.: Literaturoauswertungen; rechte Abb.: Daten des Projektes „Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung“.

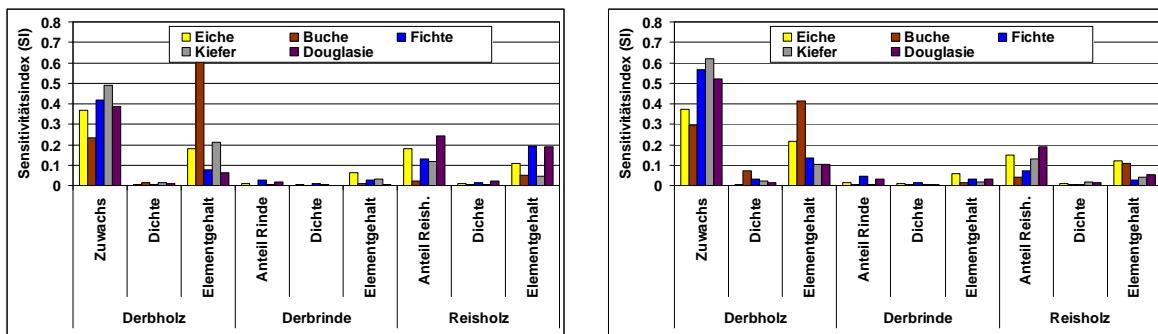


Abbildung 6.7: Haupteffektindizes (SI) für die unterschiedlichen Modellparameter bei der Ermittlung der Magnesiumaufnahmerate. Linke Abb.: Literaturauswertungen; rechte Abb.: Daten des Projektes „Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung“.

Unsicherheiten bei der Quantifizierung der N-Nettoentzüge ergeben sich für alle Baumarten neben dem Derholzzuwachs aus den Elementgehalten im Derb- und Reisholz und dem Reisholzanteil am Derholz. Beim Vergleich der Ergebnisse der Literaturauswertung mit den Ergebnissen anhand von Daten auf dem Projekt „Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung“ zeigt sich eine Erhöhung der Sensitivität bei den Elementgehalten im Derholz. Dieses kann damit begründet werden, dass im Zuge des Vollbaumprojektes die Bestimmungsgrenzen für Stickstoff im Derholz im Labor der NW-FVA durch die Verwendung einer anderen Eichlösung reduziert werden konnten. Insofern liefern die neuen Werte eine verlässlichere Einschätzung der Variabilität der Stickstoffgehalte im Derholz. Da in den von JACOBSEN et al. (2003) ausgewerteten Arbeiten in der Regel keine Angaben zu den Nachweisgrenzen der durchgeföhrten Analysen zu finden sind, kann hinsichtlich einer systematischen Überschätzung der Elementgehalte im Derholz nur spekuliert werden.

Die Aufnahmerate von Calcium wird demgegenüber wesentlich stärker von Unsicherheiten durch die Ca-Gehalte in der Holzrinde und im Reisholz beeinflusst. Nur bei der Buche zeigen sich ebenfalls Effekte durch die Calciumgehalte im Derholz. Sehr hohe Empfindlichkeiten ergeben sich bei der Derbrinde für Eiche und Buche. Bei der Douglasie entfällt der größte Anteil auf die Calciumgehalte im Reisholz. Diese Unsicherheit resultiert zum einen aus der hohen Standardabweichung der Elementgehalte bei den berücksichtigten Untersuchungen (JACOBSEN et al. 2003) und zum anderen aus den relativ geringen Calciumgehalten bei dieser Baumart in den Kompartimenten Derholz und Derbrinde.

Die Unsicherheiten bei der Kaliumaufnahmerate (Abb. 6.6) zeigen ein vergleichbares Muster wie die der Stickstoffaufnahme, wobei jedoch der Effekt der Gehalte im Derholz stärker ausgeprägt ist als beim Stickstoff (Abb. 6.4). Dieses kann auf die höheren Variationskoeffizienten beim Kalium (vgl. JACOBSEN et al. 2003) zurückgeführt werden, die sich wiederum aus der z. T. uneinheitlichen Definition von Ästen und Reisig in der von JACOBSEN et al. (2003) verwendeten

Literatur ergeben können. Insbesondere beim Kalium ist deutlich zu erkennen, dass sich durch die intensivierte Untersuchung und Analyse der Bioelementgehalte in den unterschiedlichen Baumkompartimenten im Rahmen des „Vollbaumprojektes“ (rechte Abb.), die Sensitivität deutlich in Richtung des Derbholzzuwachses verschoben hat. Neben dem bekannten Muster zeigen sich beim Magnesiumentzug der Buche erhebliche Sensitivitäten des Derbholzes. Dieses kann damit begründet werden, dass im Vergleich zu den anderen Hauptbaumarten im Derbholz relativ hohe Magnesiumgehalte anzutreffen sind (JACOBSEN et al. 2003). Die Magnesiumgehalte in den anderen beiden Kompartimenten liegen im Gegensatz zu den übrigen Baumarten nicht wesentlich über denen im Derbholz. Entsprechend weist der Fehler bei der Abschätzung der Elementgehalte im Derbholz eine größere Bedeutung auf. Auch bei den Magnesiumentzügen zeigt sich insbesondere bei der Buche eine Verringerung der Unsicherheiten durch die von RADEMACHER et al. (2012) zusammengestellten Elementgehalte im Derbholz.

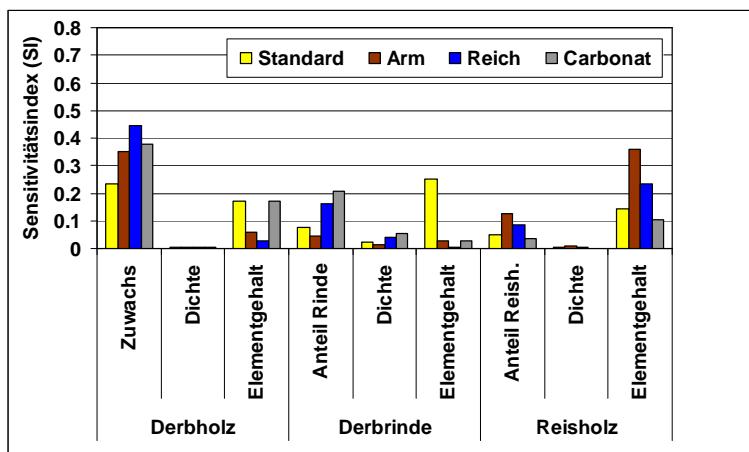


Abbildung 6.8: Haupteffektindizes (SI) für die Modellparameter bei der Ermittlung der Calciumaufnahmerate für Buchen bei unterschiedlichen Standortsgruppen (vgl. Jacobsen et al. 2003).

Für alle Elementaufnahmen ergeben sich die geringsten Unsicherheiten bei der Kiefer und die größten bei der Buche. Dieses lässt sich durch das große Standortsspektrum der Buche (CZAJKOWSKI et al. 2007) begründen. Entsprechend finden sich auf carbonathaltigen Standorten wesentlich höhere Ca-Gehalte in den einzelnen Biomassekompartimenten (JACOBSEN et al. 2003). Daher wurden die Berechnungen auch separat für die Ca-Gehalte auf unterschiedlichen Standortsgruppen (Carbonat-Standorte, übrige reiche Standorte und arme silikatische Standorte) durchgeführt (vgl. Abb. 6.8). Hierbei zeigt sich, dass eine Berücksichtigung der Bodenverhältnisse zu einer deutlichen Reduzierung der Unschärfen des Modells führt. Insbesondere auf den armen silikatischen Standorten entfällt jedoch immer noch ein hoher Anteil der Modellabweichungen auf die Elementgehalte im Reisholz. Dieses ist insofern problematisch, wenn für diese Standorte

die Möglichkeiten und Risiken einer intensivierten Biomassenutzung bewertet werden müssen.

6.3.2 Unsicherheitsbetrachtungen

Zur Quantifizierung der Unsicherheiten, die bei Stoffhaushaltsbilanzierungen durch die Verwendung von mittleren Elementgehalten entstehen können, wurden die Nährstoffentzüge auf 6 Level II-Flächen des forstlichen Umweltmonitorings sowohl mit gemessenen Elementgehalten also auch mit nach JACOBSEN et al. (2003) und nach RADEMACHER et al. (2012) geschätzten Elementgehalten ermittelt und in der Abb. 6.9 als prozentuale Abweichung gegenübergestellt. Die prozentualen Abweichungen wurden wie folgt berechnet (PANFEROV et al. 2009):

$$\Delta\varphi_s = (\varphi_s - \varphi_M) / \varphi_M \cdot 100\% \quad (6.4)$$

wobei φ_s die berechneten Nährstoffentzüge mit geschätzten Elementgehalten und φ_M die Entzüge anhand von gemessenen Elementgehalten beschreibt.

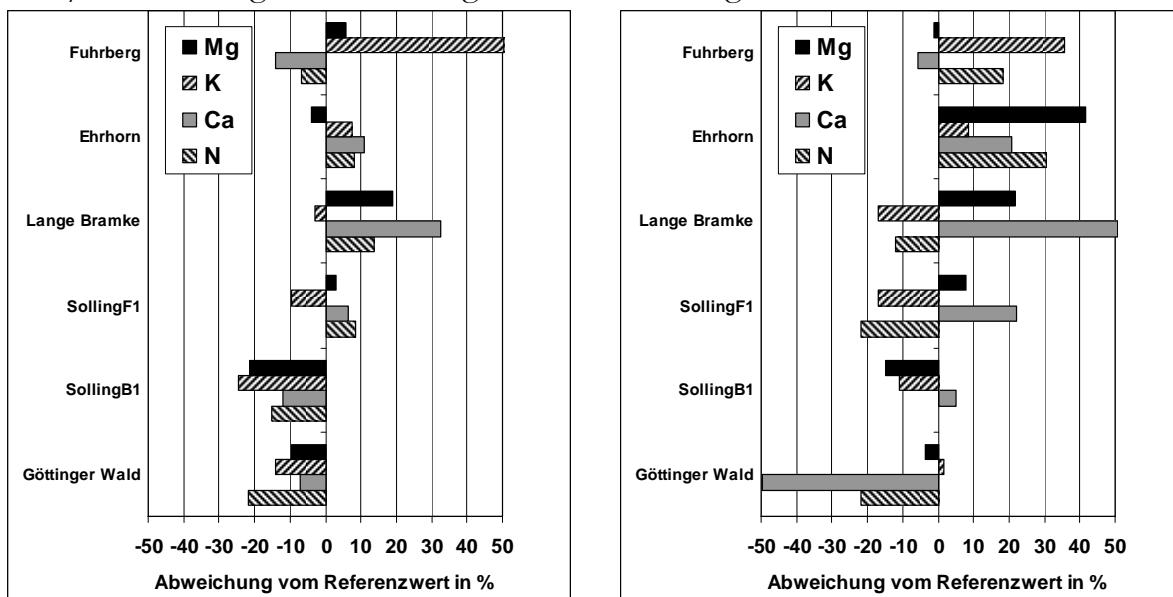


Abbildung 6.9: Relative Abweichung der Netto-Nährstoffentzüge durch die Anwendung von Schätzfunktionen nach Jacobsen et al. 2003 (linke Abb.) und nach Rademacher et al. 2012 (rechte Abb.).

Die Ergebnisse zeigen, dass generell für alle Elemente von einem Fehler von 10-20 % ausgegangen werden muss. Dieser kann jedoch in Einzelfällen wesentlich höher liegen. Hervorzuheben sind insbesondere die sehr hohen Abweichungen der RADEMACHER et al. (2012) Funktionen für die Calciumentzüge. Insbesondere an den Standorten in der Langen Bramke (Fichte) und im Göttinger Wald (Buche) zeigt sich, dass unbedingt Schätzfunktionen benötigt werden, die für die Hauptbaumarten nach carbonathaltigen und carbonatfreien Standorten differen-

zieren können. Auf dieses Problem wurde auch schon von JOOSTEN u. SCHULTE (2003) für die Buchenstandorte in Nordrhein-Westfalen hingewiesen.

Durch die Verwendung von einfachen Mittelwerten für das gesamte Standortspektrum können sowohl auf carbonathaltigen Standorten als auch auf sehr nährstoffarmen Standorten Fehler von über 50 % auftreten.

6.4. Folgerungen und Ausblick

Nach den durchgeföhrten Sensitivitätsanalysen ist eine Minimierung der Unsicherheiten bei der Schätzung des Volumenzuwachses entscheidend für belastbare Schätzungen der Nährelementzüge aus Waldökosystemen. Neben den Zuwachsralten bestehen die größten Unsicherheiten für die N-, K- und Mg-Entzüge durch die hohen Variabilitäten der Bioelementgehalte im Stamm- und Reisholz. Beim Calcium ergeben sich Unschärfen aus den Elementgehalten in der Derbrinde und im Reisholz. Von den 5 Baumarten weist die Kiefer hinsichtlich der Bioelementgehalte die geringste Sensitivität auf. Dieses lässt sich zum einen durch ein geringes Standortspektrum, aber auch durch geringe Ansprüche an die Nährstoffausstattung der Böden begründen. Die größten Unsicherheiten bestehen demgegenüber bei der Buche aufgrund ihres großen Standortsspektrums. Die Qualität bei flächenhaften Anwendungen der Schätzfunktionen nach JACOBSEN et al. (2003) und RADEMACHER et al. (2012) ließe sich durch eine bessere Berücksichtigung von Standorts- (Boden) und Bestandesinformationen (Alter, BHD) wahrscheinlich erheblich verbessern. Dieses betrifft insbesondere die Differenzierung zwischen carbonat- und nichtcarbonathaltigen Standorten. Auf diesen Standorten ergaben sich die größten Fehler bei der Überprüfung anhand von Messwerten. Aktuell muss bei der Verwendung der Schätzfunktionen mit einem Fehler von ungefähr 10-20 % allein durch die Elementgehalte gerechnet werden. Auf Kalkstandorten mit erhöhten Mg- und extrem hohen Ca-Gehalten sowie auf stark versauerten Standorten mit deutlich reduzierten Elementgehalten können durch die Verwendung von Schätzwerten Abweichungen von bis zu 50 % auftreten.

7. Regionalisierung der Elementvorräte in Waldböden Nordwestdeutschlands

Bernd Ahrends, Karl Josef Meiwes und Jan Evers

7.1. Einleitung

Die Nährstoffversorgung ist neben dem Wasserhaushalt die wichtigste lokale Standortskomponente. Entsprechend ist die Erfassung der für das Waldwachstum notwendigen Elementvorräte eine entscheidende Voraussetzung zur Bewertung von unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensitäten durch die Nutzung schwächerer Sortimente und Reisig (ENGLISCH 2007, STÜBER et al. 2008). Unsere Wälder könnten auf veränderte Rahmenbedingungen nur hinreichend reagieren, wenn im Boden ausreichend verfügbare Nährstoffe gespeichert sind. Entsprechend sollten die Nährstoffvorräte (Kalium, Calcium, Phosphor und Magnesium) mindestens den Bedarf des jeweiligen Bestandes während einer Umtriebszeit decken (MEIWES et al. 2008). Eine entsprechende Minimalforderung wird auch durch die forstliche Standortskartierung (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 2003) für elastische Waldökosysteme gestellt.

Hierfür ist jedoch eine hoch aufgelöste Regionalisierung notwendig, die sowohl die forstlichen Planungseinheiten als auch die regionalen und überregionalen Unterschiede hinreichend berücksichtigt, da waldbauliche Maßnahmen auf einer Maßstabsebene zwischen 1:10.000 bis 1:5.000 greifen und wirken (JANSEN et al. 2002). Entsprechend liegen auf Basis der forstlichen Standortskartierung quantitative Beschreibungen der Nährstoffversorgung in sehr großen Maßstäben vor (Niedersachsen 1:5.000). Die planerische Umsetzung von Bewirtschaftungs-

empfehlungen steht vor dem Problem der mangelnden Verfügbarkeit von flächenhaften Informationen zu den Vorräten von basischen Kationen im Boden. Hierbei ist zu beachten, dass in Waldböden die Spanne der Nährstoffvorräte viel größer als in der Biomasse ist (MEIWES et al. 2008). Die Größe des jeweiligen Vorrates hängt im Wesentlichen vom geologischen Substrat (KÖLLING et al. 2007), früheren Nutzungen (inkl. Streunutzung) oder Düngung und von den Nährstoffverlusten durch hohe atmosphärische Säureeinträge ab (MEIWES et al. 2008). Schwierigkeiten bei der Vorratsermittlung durch die extrem kleinräumliche Variabilität der Bodeneigenschaften (MELLERT et al. 2008), durch das Probennahmedesign aber auch durch große Unsicherheiten bei der Ermittlung der Trockenraumdichte des Feinbodens und der Skelettgehalte (WOLFF u. RIEK 2006) führen zu erheblichen Unschärfen bei der Ermittlung von Bodenvorräten. Entsprechend liegen länderübergreifende Abschätzungen für Bodenvorräte nur in stark aggregierter Form vor (KÖLLING et al. 2007). Problematisch ist hierüber hinaus, dass die für die Kennzeichnung des Nährstoffhaushalts verwendeten Kartierungsschlüssel nicht direkt den Elementvorräten im Boden zugeordnet werden können und sich inhaltlich zwischen den einzelnen Bundesländern unterscheiden (WOLFF et al. 1998). Im konkreten Fall der Bundesländer Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt wird der Nährstoffhaushalt in den Kategorien Trophiestufe, Nährstoffversorgung/-zahl und Nährkraftstufe klassifiziert, die sich nicht nur hinsichtlich ihrer Begrifflichkeiten und Klassengrenzen, sondern auch dem zugrunde liegenden Konzept unterschieden. Entsprechend war es Ziel dieser Untersuchungen, ein einfaches Schätzmodell zu parametrisieren, mit dem sich die jeweiligen Vorräte an austauschbarem Kalium, Calcium, Magnesium sowie an Gesamt-Phosphor in Waldböden anhand der qualitativen Ansprachen der forstlichen Standortskartierung und der geographischen Lage (z. B. regionale Unterschiede der Deposition) regionalisiert werden können. Dieser regionale Effekt der Deposition von basischen Stäuben ist insbesondere für einige Regionen von Sachsen-Anhalt von Bedeutung (HOFMANN u. HEINSDORF 1990). So haben die hohen Depositionen z. B. in der Dübener Heide zu einer erheblichen Aufbasung der Böden geführt (MARQUARDT u. BRÜGGEMANN 2001, ERHARD u. FLECHSIG 1998). Die für die Regionalisierung notwendige forstliche Standortskartierung liegt in den jeweiligen Forstplanungsämtern für die Waldflächen von Hessen und Sachsen-Anhalt nahezu komplett und in Niedersachsen zu weiten Teilen vor, so dass sie eine praktische und akzeptable Datengrundlage liefert.

7.2. Material und Methoden

7.2.1. Datenzusammenstellung

Die Modellparametrisierung erfolgte auf der Grundlage von über 1500 verorteten Bodenprofilen. Einbezogen wurden nur Bodenprofile, von denen Angaben zu den Vorräten im Auflagehumus und im Mineralboden, Informationen zur qualitativen Nährstoffversorgung und den Substrat- Lagerungsverhältnissen sowie Koordinaten vorlagen. Diese Daten stammen überwiegend aus der Niedersächsischen Standortskartierung, dem Hessischen Waldboden Informationssystem (WABIS) sowie der ersten (BARTENS u. BÜTTNER 1997) und zweiten Bodenzustandserhebung (BZE I & II). Die Probennahme der BZE II erfolgte anhand der bundesweiten Arbeitsanleitung (WELLBROCK et al. 2006). Alle bodenchemischen Analysen für Niedersachsen wurden im Labor der NW-FVA durchgeführt, die effektive Austauschkapazität im Mineralboden erfolgte über die Perkolation mit NH₄Cl und anschließender Messung der Kationen mittels ICP, die Humusaufgabe wurde mit Königswasser aufgeschlossen, die Kationen ebenfalls mittels ICP gemessen (KÖNIG UND FORTMANN, 1996, 1999 und KÖNIG et al. 2009). Die bodenphysikalischen Parameter Trockenrohdichte des Feinbodens und Skelettgehalt wurden messtechnisch ermittelt (KÖNIG et al. 2009). Die Bodenproben der hessischen Profile wurden vom Landesbetrieb Hessisches Landeslabor, Kassel, analysiert. Alle bodenphysikalischen Parameter der Standortskartierung wurden im Gelände geschätzt.

Die BZE II Daten von Hessen und Niedersachsen werden ausschließlich zur Prüfung der Modellrobustheit verwendet. Da von Sachsen-Anhalt nur Daten der BZE II verfügbar waren, wurden diese zur Modellentwicklung herangezogen und anschließend im Sinne einer Kreuzvalidierung zur Überprüfung der Übertragbarkeit des Gesamtmodells auf die Waldflächen von Sachsen-Anhalt verwendet.

7.2.2. Datenaufbereitung

Für die Berechnung von Elementvorräten (Auflagehumus und Mineralboden) 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. Der Tiefenbereich zwischen 0-60 cm wird auch häufig als Hauptwurzelraum angesprochen (GASSER et al. 2009). 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 Beprobung bei zahlreichen Profilen nur bis zu einer Tiefe von 90 cm durchgeführt wurde, erfolgte

die Berechnung der Elementvorräte für alle Profile bis zu einer maximalen Bezugstiefe von 90 cm. Hierbei wurden die gewichtsbezogenen Elementkonzentrationen im Boden unter Berücksichtigung horizont-/schichtspezifischer Eigenschaften in einen Profilverrat umgerechnet:

$$V_x = \sum_{i=1}^n G_x \cdot TRD \cdot M \cdot (1 - SK) \cdot 10000 \quad (7.1)$$

mit: V_x : Vorrat des Elements X, [kg·ha⁻¹]

TRD: Trockenraumdichte, [kg·m⁻³]

SK: Skelettanteil, [0-1]

G_x : Elementgehalt, [kg·kg⁻¹]

M: Mächtigkeit der Schicht bzw. des Horizontes, [m]

Klassifizierung der Standortsdaten und Übersetzung der Nährstoffzahlen

Da aus Niedersachsen die meisten Profile verfügbar waren, wurden alle Standortsinformationen in den Niedersächsischen Schlüssel übersetzt (vgl. Kapitel 8). Anschließend wurde die ordinalskalierte niedersächsische Nährstoffzahl mit Hilfe der Tabelle 7.1 in eine numerische Kenngröße transformiert.

Neben Angaben zur Nährstoffversorgung lagen für die Profile auch die Substratzahlen (Bodenart und Lagerungsverhältnisse) vor. Da sich aus den möglichen Kombinationen von Bodenart und Lagerungsverhältnissen über 100 Varianten der Substratzahl ergeben, war es notwendig, die jeweiligen Varianten zu sinnvollen Kategorien zusammenzufassen, um signifikante Modelleffekte zu erhalten und ein „Überfit“ des Modells an zufälligen Abweichungen zu verhindern. Für die Gruppenbildung wurde ein zweistufiges Verfahren angewendet. Zunächst wurden die Substratzahlen in 39 Gruppen untergliedert, die aus Sicht der Standortskartierung plausibel erscheinen (PAAR 2011). Anschließend wurden die Modellergebnisse auf signifikante und sachlich vertretbare Effekte analysiert und die Substratzahlen in den Substratgruppen der Tabelle 7.2 gutachterlich in Anlehnung an den Geoökologischen Schätzrahmen (NFP 2007) weiter aggregiert. So ließen sich die zahlreichen Kombinationen zu einer überschaubaren Anzahl von Gruppen zusammenfassen.

Tabelle 7.1: Übersetzung der niedersächsischen Nährstoffzahl der niedersächsischen Standortskartierung in eine numerische Nährstoffzahl

Nds. Nährstoffzahl	1-	1	1+	2-	2	2+	3-	3	3+
Num. Nährstoffzahl	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Nds. Nährstoffzahl	4-	4	4+	5-	5	5+	6-	6	-
Num. Nährstoffzahl	10	11	12	13	14	15	16	17	-

Tabelle 7.2: Zuordnung der Substratzahlen (S.L-Zahl) zu Gruppen für das Tiefland (TL) und das Bergland (BL) nach der Forstlichen Standortsaufnahme in Niedersachsen (NFP 2007).

Substratgruppe	Substratzahlen	n
TL1	1.1,1.2,1.3,1.4,2.1,2.2,2.3,2.4,2.5,2.6,2.7,2.8,2.9,3.1,3.2,3.3,3.4,3.5, 3.6,3.7,4.1,5.1,5.2,5.3,5.4,5.5,5.6,6.4,7.3,8.1,9.1,9.2,9.3,9.4,9.5	358
TL2	4.3,4.4,4.5,4.6,6.4	24
TL3	4.2,5.3,5.4,5.7,6.1,6.2,6.3,6.5,6.6,6.7,7.7	58
TL4	7.1,7.2,7.3,7.4,7.5,7.6	14
TL5	3.8,3.9,4.7,8.2,8.3,8.4,8.4,8.5,8.6,9.6	15
BL1	1.1,1.2,1.3,1.4,1.5,1.6,2.1,2.2,2.3,6.1,6.2,7.1,7.2,7.4	1018
BL2	3.1,3.2,3.5	143
BL3	2.5,3.3,3.4	66
BL4	4.1,4.2,4.3,4.4,4.5,4.6,4.7,4.8	57
BL5	5.1,5.2,5.5	13
BL6	2.4,5.3,5.4,5.6	68
BL7	6.3	127
BL8	2.6,6.4,6.5	6
BL9	7.3	8

Modellformulierung und statistische Methoden

Die jeweiligen Elementvorräte (Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor) sollen mit einem statistischen Modell als Funktion der kategorialen Ansprache der Nährstoffziffer und der Substratzahl geschätzt werden. Für die spätere Anwendung und Akzeptanz ist es dabei zwingend notwendig, dass nur Variablen verwendet werden, die flächendeckend in der Standortskartierung zur Verfügung stehen. Der verwendete statistische Modellierungsansatz ist ein Verallgemeinertes Additives Regressionsmodell (gam) (HASTIE U. TIBSHIRANI 1990), das im Statistikpaket R 2.10.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2006) unter Verwendung der Bibliothek mgcv 1.6-0 (WOOD 2006) parametrisiert wurde. Additive Modelle erlauben es, nichtlineare Effekte der Prädiktorvariablen auf die Zielvariablen (hier die Elementvorräte) zu identifizieren, ohne dass Annahmen über eine bestimmte

Funktionsform vorgegeben werden müssen. Die allgemeine Form eines verallgemeinerten additiven Modells (GAM) lautet für normal und homogenverteilte Beobachtungen wie folgt:

$$y = a + f(x) + f(RW_i, HW) + \varepsilon_i \quad (7.2)$$

mit:

a: konstantes Glied (Intercept)

y: Zielvariable (Elementvorräte)

x: erklärende Variable

RW_i : Rechtswert des Profils i

HW_i : Hochwert des Profils i

f: glättende Funktion

ε_i : ein unabhängig und identisch verteilter Fehlerterm mit $\varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2)$

Ein räumlicher Trend quantifiziert den Einfluss einer regionalen Komponente auf die Elementvorräte im Boden und subsumiert sämtliche Effekte, wie z. B. den Einfluss der subjektiven Einschätzungen des jeweiligen Kartierers, Unschärfen hinsichtlich der Übersetzungen zwischen den länderspezifischen Kartierverfahren oder der atmosphärischen Einträge von basischen Stäuben durch die Deposition (MARQUARDT et al. 2001, FÜRST et al. 2007), die nicht explizit von den anderen Modellvariablen beschrieben werden können.

Um die Voraussetzung der Normalverteilung der Beobachtungen zu gewährleisten, wurden alle Elementvorräte mit dem natürlichen Logarithmus transformiert.

7.2.3. Prüfung auf 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. Eine Vorabprüfung der Datensätze erfolgte durch die Berechnung des 99-sten Perzentiles (vgl. Abb. 7.1). Nach dieser ersten Analyse der Datensätze wurde mit der 4-Sigma-Regel (SACHS 1999) geprüft, ob sich die entsprechenden Werte außerhalb des 4-Sigma-Bereiches der Stichprobe ($x \pm 4S$) befanden. Da von dieser Regel relativ viele der stark karbonathaltigen Standorte erfasst worden wären, wurde generell auf eine Ausreißerbereinigung vor der Modellentwicklung verzichtet. Die Abb. 7.1 verdeutlicht die extrem großen Differenzen zwischen den jeweiligen Standorten und die notwendig die Eingangsdaten der Modellentwicklung zu transformieren. Im Zuge der Modellentwicklung konnte anhand der Residuenplots ein Standort als Ausreißer identifiziert werden und wurde entsprechend bei den weiteren Auswertungen nicht weiter berücksichtigt.

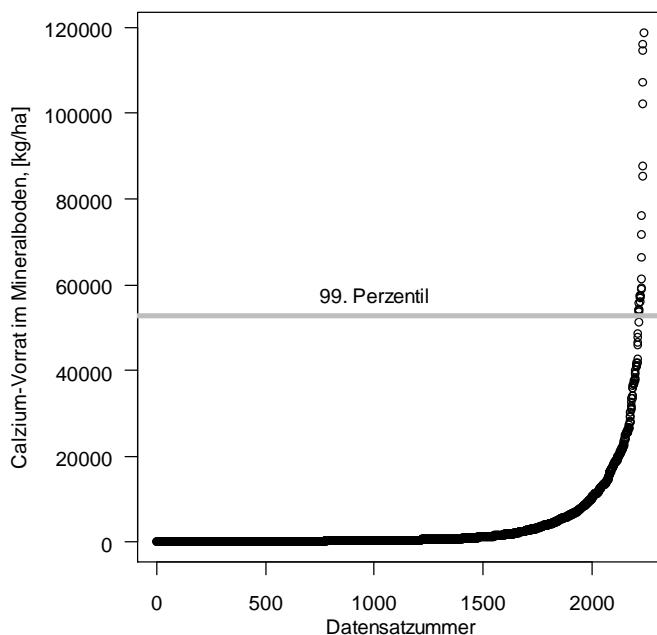


Abbildung 7.1: Beispiel für die Vorselektion von Ausreißern unter Verwendung des 99. Perzentiles des Datenkollektives der Elementvorräte im Mineralboden.

Beurteilung der Modellgüte und Modellselektion

Zur Aufdeckung von Modellverletzungen und Beurteilung der Modellgüte wurden graphische und numerische Residualanalysen durchgeführt. Die Normalverteilung der Residuen erfolgte graphisch anhand von Histogrammen und Q-Q Diagrammen (vgl. Abb. 7.2). Des Weiteren wurde die systematische Abweichung der Modelle von den gemessenen Vorräten quantifiziert (Bias) und die Standardabweichungen der Residuen berechnet. Die Präzision der Modelle wurde über das korrigierte Bestimmtheitsmaß r^2_{adj} beurteilt. Die Auswahl des besten Modells erfolgte anhand des Bayesian Information Criterion [BIC] (KUHA 2004), wobei das Modell mit dem geringsten BIC gewählt werden sollte. Zur Prüfung der Modellrobustheit wurde eine k-fache Kreuzvalidierung (k-fold cross-validation) (MAHMOOD & KHAN 2009) durchgeführt. Die Anzahl der Untergruppen (fold) wurde hierbei auf $k = 10$ gesetzt (BENGIO & GRANDVALET 2004, DAVISION & HINKLEY 1997). Hierüber hinaus wurde anhand der „semi“-unabhängigen Datensätze der BZE II die länderspezifische Modellgüte bewertet. Für die Bundesländer Niedersachsen und Hessen sind die Vorräte der BZE II nicht als unabhängig anzusehen, da auch die Profile der BZE I in die Modellentwicklung eingeflossen sind und sich diese zum überwiegenden Teil an den gleichen Standorten wie die BZE II befinden. Bei den BZE II Daten von Sachsen-Anhalt ist zu beachten, dass diese auch in die Modellentwicklung eingegangen sind, da Daten der BZE I für Sachsen-Anhalt nicht verfügbar waren. Insofern zeigt der

Vergleich zwischen gemessenen und geschätzten Daten nur, ob es durch die Anwendung des Gesamtmodells auf Sachsen-Anhalt zu systematischen Abweichungen durch die Unterrepräsentanz der verfügbaren Bodenprofile in dieser Region kommt.

7.3. Ergebnisse und Diskussion

Im Zuge der Modellauswahl wurden als erklärende Variablen zunächst die Nährstoffzahl (Modelltyp 1) und anschließend als weitere Größe die Substratkasse (Modelltyp 2) der forstlichen Standortskartierung ausgewählt. Beide Variablen weisen hoch signifikante Effekte auf die Nährstoffvorräte im Boden auf. Die Integration einer zweidimensionalen Trendfunktion (Modelltyp 3) zur Erfassung der räumlichen Autokorrelationen führte zu einer weiteren Verbesserung der Bestimmtheitsmaße und des BIC (vgl. Tab. 7.3).

$$y = a + f(NZ) + \varepsilon_i \quad (\text{Modelltyp 1}) \quad (7.3)$$

$$y = a + f(NZ) + SUB \cdot \beta + \varepsilon_i \quad (\text{Modelltyp 2}) \quad (7.4)$$

$$y = a + f(NZ) + SUB \cdot \beta + f(RW_i, HW) + \varepsilon_i \quad (\text{Modelltyp 3}) \quad (7.5)$$

mit:

a: Regressionskoeffizient (Interzept)

β : Regressionskoeffizient der Substratgruppe

y: Zielvariable (Elementvorräte)

NZ: Nährstoffzahl

SUB: Substratgruppe

RW_i : Rechtswert des Profils i

HW_i : Hochwert des Profils i

f: glättende Funktion

ε_i : ein unabhängig und identisch verteilter Fehlerterm mit $\varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2)$

Tabelle 7.3: Statistische Kenngrößen der parametrisierten elementspezifischen Regressionsmodelle (BI = Bias in kg/ha, SW = Standardabweichung in kg/ha, BIC = Bayesian Information Criterion).

Element	Modelltyp	R ² _{adj}	BIC	BI	SW	n
Ca	1	0.504	4615	1801	8503	1509
Ca	2	0.576	4426	1293	8851	1497
Ca	3	0.636	4003	1238	8615	1340
K	1	0.305	3074	99	402	1509
K	2	0.427	2868	79	370	1497
K	3	0.476	2574	75	360	1340
Mg	1	0.428	4756	380	1518	1508
Mg	2	0.490	4641	323	1435	1496
Mg	3	0.541	4253	330	1456	1339
P	1	0.134	3706	542	1689	1395
P	2	0.185	3672	488	1550	1384
P	3	0.323	3265	419	1639	1227

Die in der Tabelle 7.3 zusammengestellten statistischen Kenngrößen der jeweiligen Modelle zeigen, dass für alle Elementvorräte der Modelltyp 3 durch die Integration der räumlichen Trends zu einer erheblichen Verbesserung der Bestimmtheitsmaße und einer Reduzierung des BIC führt. Bei der Interpretation ist zu beachten, dass die für die jeweiligen Profile ermittelten Vorräte bei den meisten Inventuren aus sog. Profilbeprobungen stammen. Bei einer Profilbeprobung wird die hohe kleinräumliche Variabilität von physikalischen und chemischen Bodenparametern nur unzureichend erfasst. BÖTTCHER u. SPRINGOB 2001 und PENNE et al. 2010 geben z. B. für Vorräte in der Humusauflage Variationskoeffizienten von 30 bis 50 % an. Entsprechend ermittelte AHRENDS (2008), dass sich der mittlere Vorrat im Auflagehumus bei 10 unabhängigen Probenahmepunkten nur mit einem Fehler von 27 % abschätzen lässt. In anderen Untersuchungen (CARTER u. LOWE 1986, GRIER u. MCCOLL 1971, MCFEE u. STONE 1965, QUESNEL u. LAVKULICH 1980) werden für die Humusauflagen vergleichbare Größenordnungen genannt. Neben der sehr großen kleinräumlichen Variabilität unterliegen die Humusauflagen im Laufe einer forstlichen Umtriebszeit einer hohen zeitlichen Dynamik (BERENDSE et al. 1998, BERTHOLD u. BEESE 2002, BRINKMANN u. NIEDER 2002, MEIWES et al. 2002, BILLET et al. 1999, BORMANN et al. 1995, JANSEN et al. 2005, TIETEMA

2004). Entsprechend können schnell Unschärfen durch eine nicht ausreichend berücksichtigte Altersverteilung der Bestände in verschiedenen Inventuren entstehen. Unsicherheiten durch unterschiedliche Baumartenanteile und historische Bestandesnutzungen (z. B. Streunutzungen) verstärken diesen Effekt. Des Weiteren wird ein sehr großer Anteil des ausgebrachten Kalkes in den Humusauflagen gespeichert (MEIWES et al. 2002, NOHRSTEDT 2002, ROSBERG et al. 2006). Auch wenn die Humusvorräte häufig mit Hilfe von Mischproben aus Satellitenpunkten (z.B. 8 Punkte bei der BZE I, vgl. BÜTTNER 1997) erfasst werden, sind die Unsicherheiten durch die kleinräumliche Variabilität immer noch beträchtlich. Hinzukommt, dass durch die Erhebung von Mischproben immer eine gewisse Unschärfe und Verzerrung entsteht, da die bodenkundlichen Parameter innerhalb der Horizonte und Schichten nicht normalverteilt sind (GRIGAL et al. 1991). Für die kleinräumliche Variabilität der chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften des Mineralbodens gelten entsprechende Aussagen wie für die Humusauflagen (GRIGAL et al. 1991, BRUELHEIDE u. UDELHOVEN 2005, MELLERT et al. 2008, TEICHERT 2000). Des Weiteren ist zu beachten, dass die Bodenproben, die im Rahmen der forstlichen Standortskartierung genommen wurden im Gegensatz zum Vorgehen bei der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) horizontbezogene Proben darstellen. Weitere Unschärfen ergeben sich aus den unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung von Trockenraumdichte des Feinbodens und Skelettgehalt (WOLFF u. RIEK 2006). Vor dem Hintergrund der angeführten Unsicherheiten und Variabilitäten sind die Bestimmtheitsmaße und Standardabweichungen der Modelle als erwartungstreu anzusprechen. Dennoch weisen alle Modelle eine leichte Tendenz zu einer systematischen Unterschätzung der Elementvorräte im Boden auf. Diese lässt sich zum einen durch die In-Transformation der Elementvorräte erklären, die zu einer leichten Verzerrung der modellierten Zielgrößen bei einer Rücktransformation führen kann (KORSMO 1995, SATOO & MADGWICK 1982). Da von den systematischen Abweichungen die Calcium- und Magnesiumvorräte besonders stark betroffen sind, ist ein Einfluss von nicht berücksichtigten Kalkungen ebenfalls sehr wahrscheinlich. Da jedoch Informationen über durchgeführte Kalkungen und deren Menge für den überwiegenden Anteil der Profile nicht vorlagen, konnten diese im Modell nicht als weitere Parameter berücksichtigt werden. Gerade an dieser Stelle bietet die zukünftige Integration eines Kalkungskatasters (MEIWES et al. 2011) ein enormes Entwicklungspotential. Trotz dieser Abweichungen des Modells von den gemessenen Vorräten zeigen die Q-Q-Plots zumindest für Kalium und Magnesium (Abb. 7.2), dass die Verteilung der Residuen nicht wesentlich von der Normalverteilung abweichen. Bei Calcium ergeben sich leichte systematische Abweichungen in den Bereichen höherer Calciumvorräte, die vor allem Tieflandstandorten mit kalkreichen Substrat (TL5) und den schweren Tonböden des Berglandes (BL5) zuzuordnen sind (vgl. Median der Gruppen in Abb. 7.5). Beides sind Gruppen mit sehr hohen Vorräten, so dass hier schon verhältnismäßig kleine Abweichungen und einen relativ großen Einfluss auf den Standardfehler und den Bias des Modells haben. Gravierende systematische

Verletzungen der Modellannahmen hinsichtlich der Normalverteilung der Residuen ergeben sich für die Phosphorvorräte.

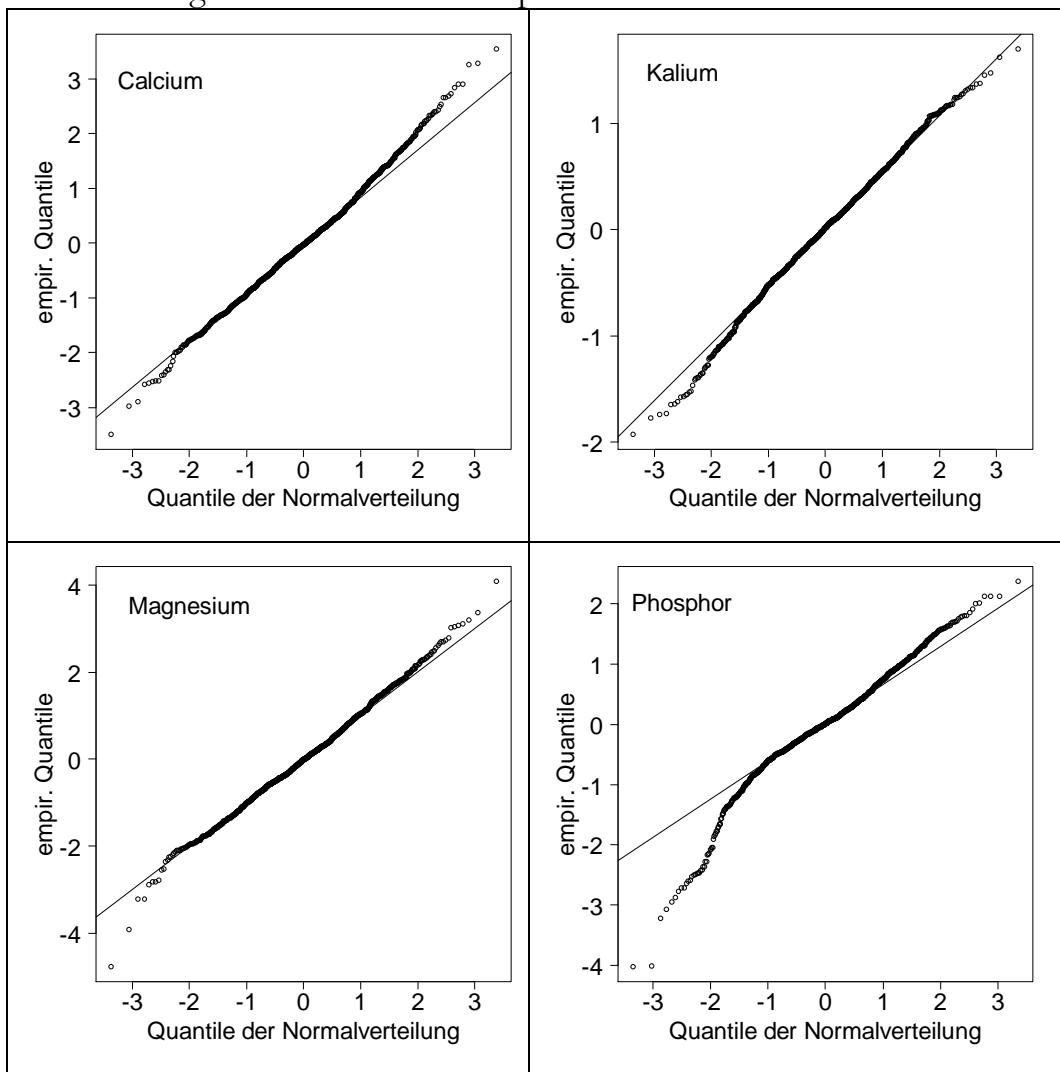


Abbildung 7.2: *Q-Q-Diagramme der Residuen für die elementspezifischen Modelle.*

In der Tabelle 7.4 sind die jeweiligen Regressionskoeffizienten und ihre Standardfehler für die ausgewählten Modelle des Modelltyps 3 (Gl. 8.5) zusammengestellt. Die in die Modelle eingeflossenen Variablen haben hochsignifikante Effekte auf die Elementvorräte. Dass zwischen den besonders armen Standorten des Berglandes (BL1) und denen des Tieflandes (TL1) keine signifikanten Unterschiede bestehen (vgl. Tab. 7.4), ist als plausibel einzuschätzen.

Tabelle 7.4: Schätzungen der Modellparameter (Koeff.), Standardfehler (Std.E.) und Signifikanzniveaus (p) der ausgewählten Modelle zur Schätzung der Calcium-, Kalium-, Magnesium- und Phosphorvorräte im Boden.

Element	Parameter	Koeff	Std.E.	p	p
Ca	Interzept (BL1)	6.70891	0.05257	< 2e-16	***
	Substrat BL2	0.75065	0.11014	1.44e-11	***
	Substrat BL3	0.72948	0.15732	3.90e-06	***
	Substrat BL4	1.95681	0.17968	< 2e-16	***
	Substrat BL5	1.94113	0.35431	5.14e-08	***
	Substrat BL6	0.64186	0.16052	6.73e-05	***
	Substrat BL7	0.77564	0.13440	9.84e-09	***
	Substrat BL8	1.19907	0.49581	0.015725	*
	Substrat BL9	0.87304	0.38610	0.023914	***
	Substrat TL1	0.22891	0.14510	0.114890	
	Substrat TL2	1.02301	0.24534	3.25e-05	***
	Substrat TL3	1.31104	0.19302	1.68e-11	***
	Substrat TL4	0.77004	0.34843	0.027277	*
	Substrat TL5	1.20760	0.32963	0.000259	***
f(NZ)		5.584		<2e-16	***
	f(RW,HW)	23.379		<2e-16	***
K	Interzept (BL1)	5.85108	0.03064	< 2e-16	***
	Substrat BL2	0.62424	0.06420	< 2e-16	***
	Substrat BL3	0.42080	0.09129	4.44e-06	***
	Substrat BL4	0.17327	0.10470	0.09818	.
	Substrat BL5	0.99039	0.20830	2.21e-06	***
	Substrat BL6	0.58648	0.09416	6.34e-10	***
	Substrat BL7	0.21421	0.07651	0.00519	**

Fortsetzung Tabelle 7.4: Schätzungen der Modellparameter (Koeff.), Standardfehler (Std.E.) und Signifikanzniveaus (*p*) der ausgewählten Modelle zur Schätzung der Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphorvorräte im Boden.

Element	Parameter	Koeff	Std.E.	p	p
K	Substrat BL7	0.21421	0.07651	0.00519	**
	Substrat BL8	0.61479	0.29138	0.03506	*
	Substrat BL9	0.48432	0.22724	0.03325	*
	Substrat TL1	-0.23119	0.08536	0.00685	**
	Substrat TL2	0.44924	0.14414	0.00187	**
	Substrat TL3	0.30809	0.11220	0.00612	**
	Substrat TL4	-0.03667	0.20497	0.85805	
	Substrat TL5	0.19890	0.19328	0.30362	
	f(NZ)	3.413		<2e-16	***
	f(RW,HW)	23.438		<2e-16	***
Mg	Interzept (BL1)	5.21105	0.05710	< 2e-16	***
	Substrat BL2	0.88232	0.12153	6.65e-13	***
	Substrat BL3	0.68507	0.17306	7.94e-05	***
	Substrat BL4	0.07637	0.19835	0.70026	
	Substrat BL5	2.61968	0.39074	3.01e-11	***
	Substrat BL6	0.82493	0.17658	3.30e-06	***
	Substrat BL7	1.09190	0.14816	3.04e-13	***
	Substrat BL8	1.60875	0.54708	0.00333	**
	Substrat BL9	0.56064	0.42560	0.18797	
	Substrat TL1	0.12006	0.15533	0.43971	
	Substrat TL2	0.91800	0.26891	0.00066	***
	Substrat TL3	0.82499	0.20631	6.72e-05	***
	Substrat TL4	0.51368	0.38279	0.17985	

Fortsetzung Tabelle 7.4: Schätzungen der Modellparameter (Koeff.), Standardfehler (Std.E.) und Signifikanzniveaus (p) der ausgewählten Modelle zur Schätzung der Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphorvorräte im Boden.

Element	Parameter	Koeff	Std.E.	p	p
	Substrat TL5	0.38802	0.36177	0.28367	
	f(NZ)	5.873		< 2e-16	***
	f(RW,HW)	21.042		2.57e-12	***
P	Interzept (BL1)	7.09474	0.04633	< 2e-16	***
	Substrat BL2	0.20213	0.09381	0.03138	*
	Substrat BL3	0.40418	0.14182	0.00445	***
	Substrat BL4	-0.27836	0.15945	0.08111	**
	Substrat BL5	0.85923	0.31753	0.00691	.
	Substrat BL6	0.30108	0.13787	0.02917	**
	Substrat BL7	0.67025	0.11308	4.03e-09	*
	Substrat BL8	1.90033	0.41729	5.81e-06	***
	Substrat BL9	0.26165	0.32598	0.42233	***
	Substrat TL1	0.05781	0.13933	0.67829	
	Substrat TL2	0.13630	0.21771	0.53140	
	Substrat TL3	-0.08641	0.18160	0.63431	
	Substrat TL4	0.44524	0.29922	0.13701	
	Substrat TL5	-0.24551	0.28418	0.38780	
	f(NZ)		2.287	4.42e-07	***
	f(RW,HW)		26.693	< 2e-16	***

Signif. Schlüssel: 0 ***' 0.001 **' 0.01 *' 0.05 ?' 0.1 ' 1.

Die leicht höheren Vorräte des Substratgruppe TL1 gegenüber der Substratgruppe BL1 lassen sich durch die wesentlich geringeren Skelettgehalte (vgl. Gl. 8.1) und die Tiefgründigkeit dieser Substratgruppe im Tiefland begründen.

Insbesondere bei der Modellierung von Phosphor zeigen sich für die Substratgruppen des Flachlandes keine signifikanten Unterschiede. Dennoch sind z. T. beträchtlich hohe Koeffizienten des Regressionsmodells zu erkennen (vgl. TL4). Dieses und auch die stark systematischen Abweichungen der Residuen von der Normalteilung weisen darauf hin, dass der Regionalisierungsansatz in dieser Form für Phosphor nicht verwendet werden sollte. Ein weiteres Problem beim Phosphor liegt daran, dass dieser Bodenparameter bei der BZE II nicht ermittelt wurde und somit nicht für Sachsen-Anhalt zur Verfügung steht. Insofern weist das P-Modell auch hinsichtlich der regionalen Verteilung erhebliche Schwächen auf.

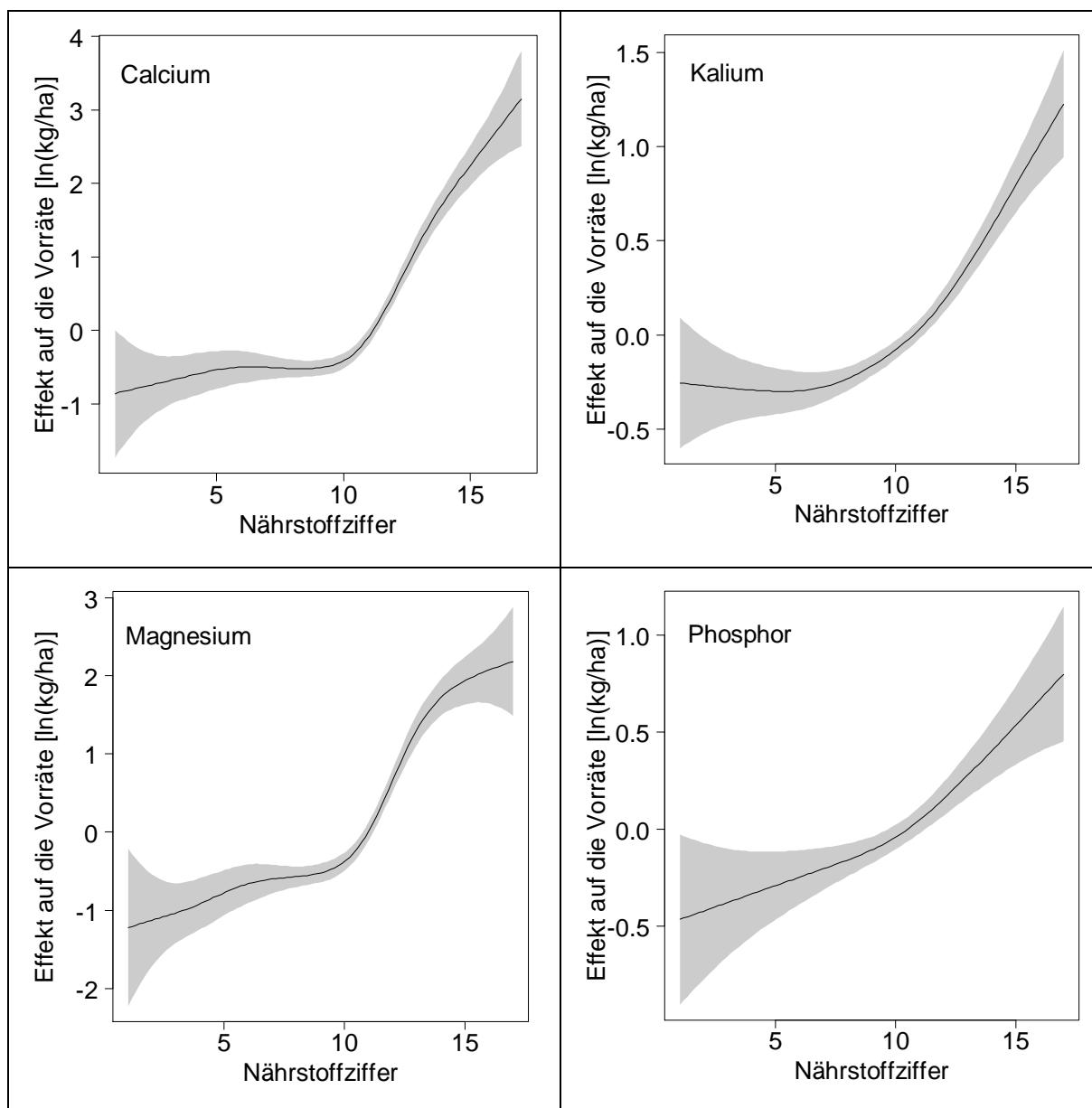


Abbildung 7.3: Nicht-linearer Effekt der numerischen Nährstoffzahl (siehe Tab. 7.1) auf die Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphorvorräte im Boden.

Die nichtlinearen Effekte der Nährstoffzahl auf die Elementvorräte inklusive der grau hinterlegten Prognoseintervalle (5 % Irrtumswahrscheinlichkeit) sind in der Abb. 7.3 dargestellt. Bei der Interpretation der partiellen Effekte muss jedoch immer die Beziehung zwischen Nährstoffziffer und Substratzahl untereinander beachtet werden. Entsprechend darf nicht direkt aus einer veränderten Nährstoffziffer auf die jeweilige Veränderung der Bodenvorräte geschlossen werden, sondern die jeweilige Substratgruppe muss entsprechend berücksichtigt werden. Für alle Elemente zeigt sich übereinstimmend, dass bei einer numerischen Nährstoffzahl < 10 (= Nährstoffzahl 4- im niedersächsischen Kartiersystem) starke Effekte auf die jeweiligen Elementvorräte zu erwarten sind. Der Mehrwert dieser Modellierung ist es jedoch nicht zu zeigen, dass mittlere Standorte deutlich geringere Elementvorräte als reiche Standorte aufweisen, sondern dass sich die Elementvorräte dieser Standorte mit einer gewissen Unsicherheit quantifizieren und in Beziehung zu den Nährstoffentzügen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten gebracht werden können. Bei der Interpretation der Graphiken ist weiterhin zu beachten, dass die Effekte in den Randbereichen der Effektkurven nicht überinterpretiert werden sollten, da sie nur mit verhältnismäßig wenigen Profilen belegt sind. Entsprechend wirken sich hier die Fehler durch die nicht berücksichtigte kleinräumliche Variabilität besonders stark aus.

Bei einem solch heterogenen Datensatz sollten jedoch nicht nur die Residuen des Gesamtmodells geprüft werden, sondern auch die Residuen innerhalb der unterschiedlichen Substratgruppen und Nährstoffzahlen. Diese sollten ebenfalls der Normalverteilung folgen und im Mittel nahe Null liegen. Die Abbildungen 7.4 und 7.5 zeigen sowohl hinsichtlich der Nährstoffzahlen als auch in Bezug auf die Substratgruppen eine recht unauffällige Verteilung der Residuen. Tendenziell stärkere Abweichungen von der Nulllinie sind für die Substratgruppen in der Abb. 7.5 zu erkennen. Dieses ist zunächst nicht überraschend, weil eine jeweilige Substratgruppe unterschiedliche Kombinationen der Substrat- und Lagerungsverhältnisse miteinander verbindet. Insbesondere hinsichtlich der Klassifizierung könnte durch eine zusätzliche Datenbasis in geringer besetzten Substratgruppen oder Teilmengen einer Substratgruppe die Prognosegenauigkeit und –sicherheit verbessert werden.

Die gewählte Methodik für die Modellierung der räumlichen Datentrends von WOOD (2006) hat den inhaltlichen Nachteil, dass der quantifizierte räumliche Effekt, der die Zielgröße beeinflusst, nicht explizit einer bestimmten Prädiktorenvariablen (wie z. B. der Deposition) zugeordnet werden kann und so schwer zu interpretieren ist. Die Bestimmtheitsmaße und Standardfehler der Tabelle 7.3 zeigen beim Vergleich der Modelltypen 2 und 3, dass dieser Effekt sich in einem vertretbaren Rahmen bewegt. Insbesondere die Zuschläge des räumlichen Trends auf die Elementvorräte im Süden von Sachsen-Anhalt lassen sich durch die hohen Atmosphärischen Stoffeinträge von basischen Stäuben von 1920 bis 1970 erklären (Fürst et al. 2007). Entsprechendes gilt in Hessen für die relativ höheren

Magnesiumvorräte durch die basischen Magmatite in der weiteren Umgebung des Vogelsberges.

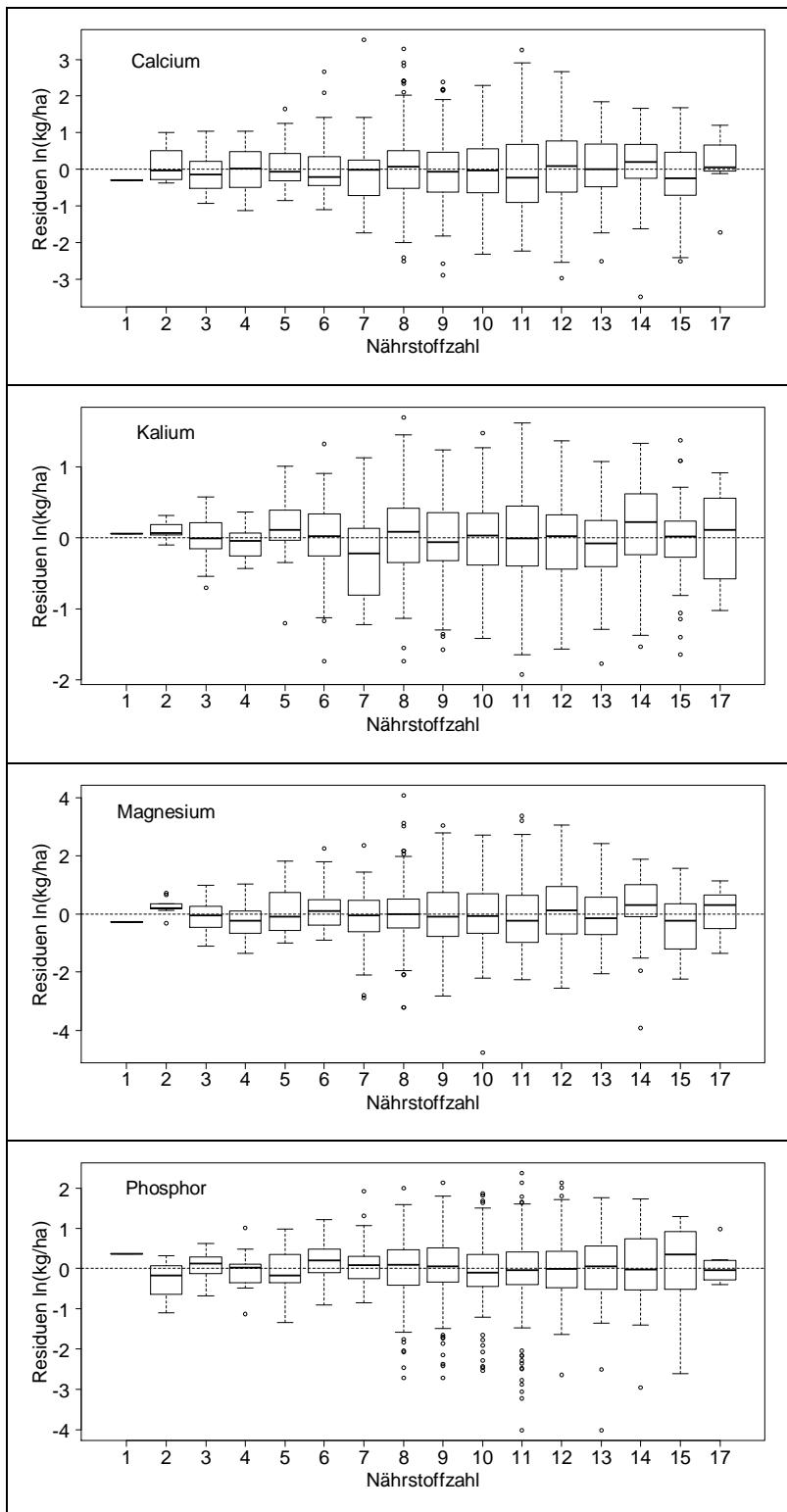


Abbildung 7.4: Verteilung der Residuen auf die numerischen Nährstoffzahlen.

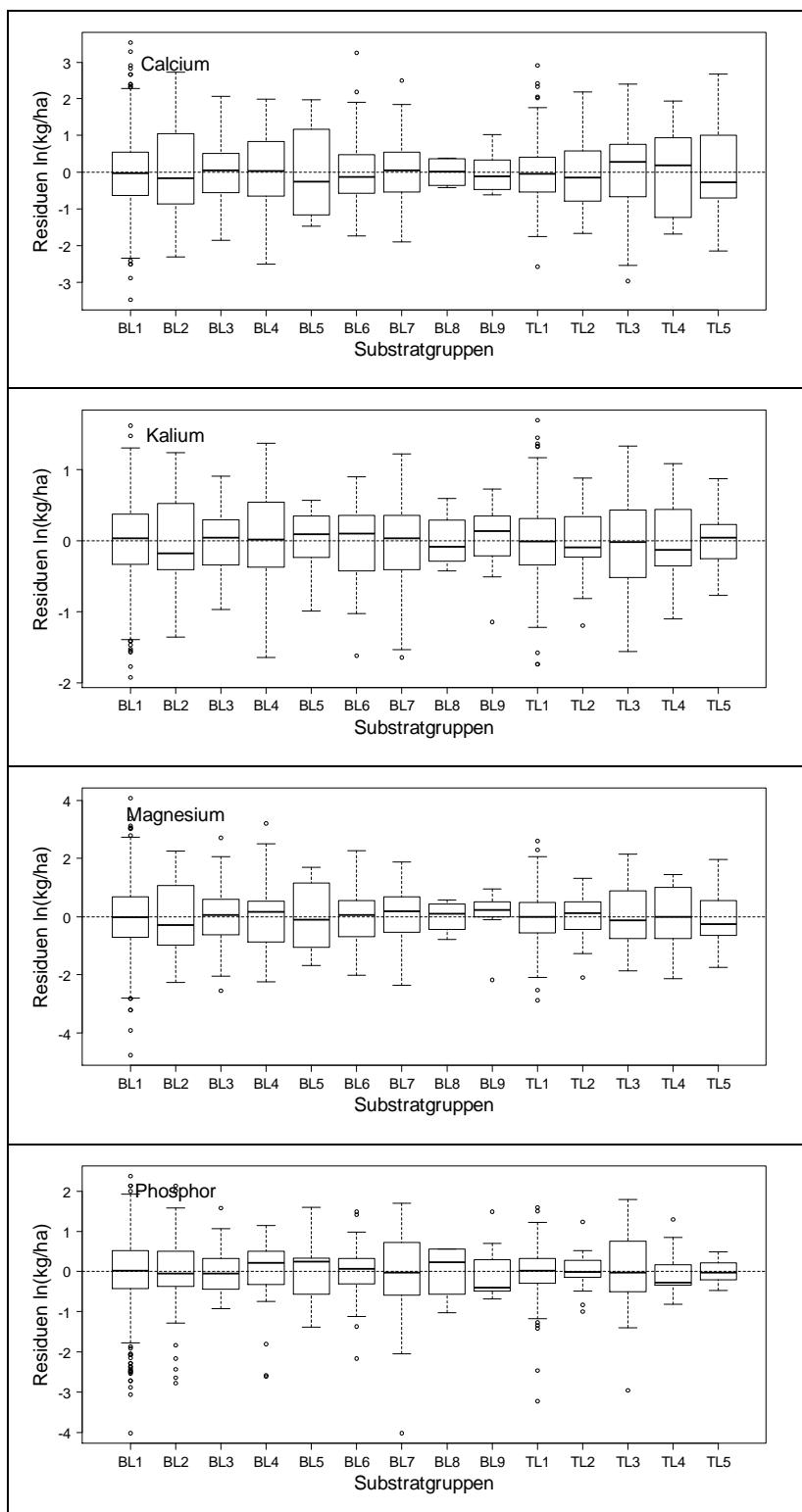


Abbildung 7.5: Verteilung der Residuen auf die Substratgruppen. (BL = Bergland; TL = Tiefland).

Der Effekt von anderen räumlich korrelierten Störgrößen tritt gegenüber diesen großräumlichen Faktoren zurück. So zeigen die räumlichen Trends keine klein-

räumlicheren Strukturen, die auf einen gravierenden räumlichen Bias durch andere Fehler hindeuten.

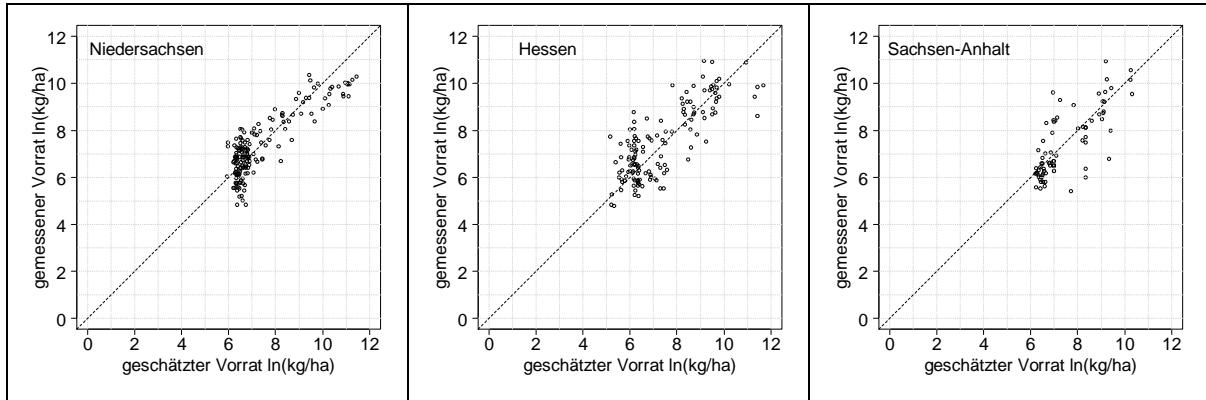


Abbildung 7.6: Länderspezifischer Vergleich zwischen geschätzten und gemessenen Calciumvorräten im Boden.

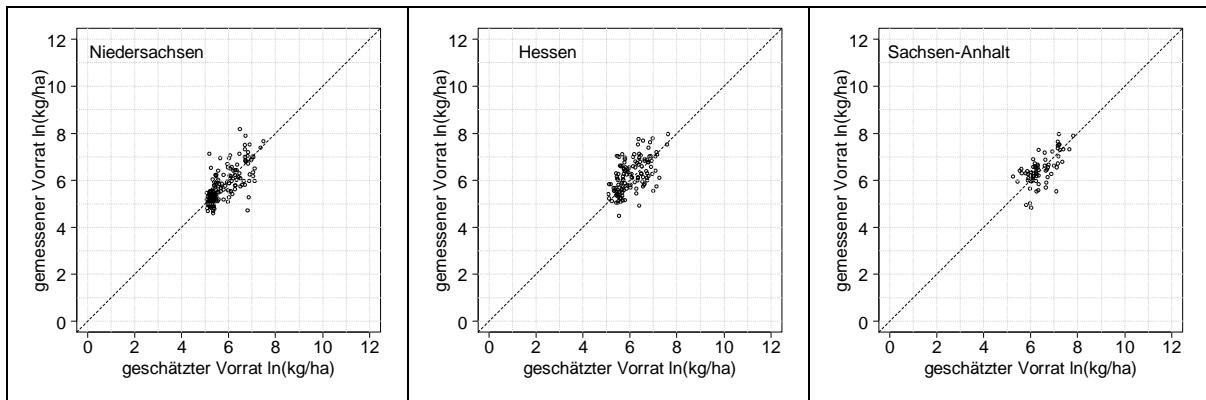


Abbildung 7.7: Länderspezifischer Vergleich zwischen geschätzten und gemessenen Kaliumvorräten im Boden.

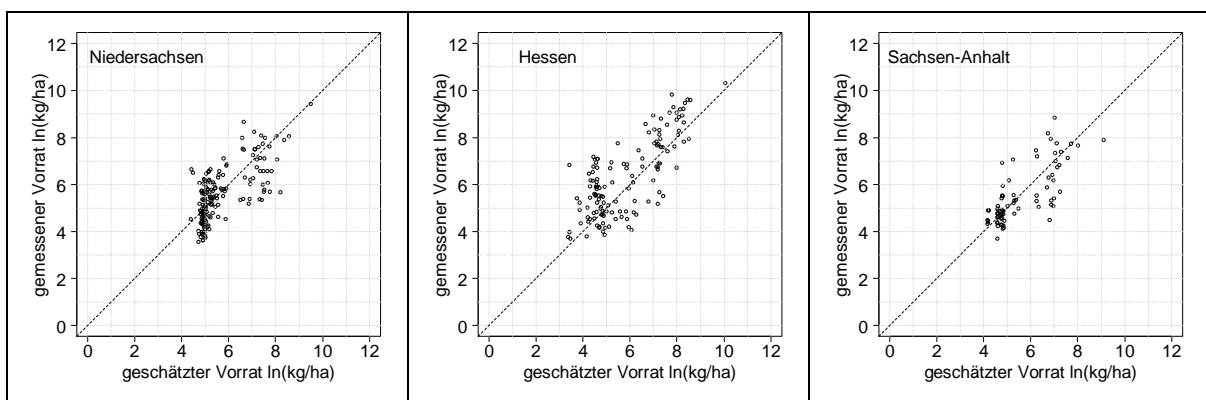


Abbildung 7.8: Länderspezifischer Vergleich zwischen geschätzten und gemessenen Magnesiumvorräten im Boden.

Zur weiteren Modellprüfung wurde eine Kreuzvalidierung durchgeführt, deren Ergebnisse in der Tabelle 7.5 zusammengestellt sind. Die ermittelten statistischen Kenngrößen zeigen, dass sich das Modell während der Kreuzvalidierung relativ

robust verhält. Die systematischen Abweichungen der ausgewählten Modelle bewegen sich in einer Größenordnung, die auch vorab schon diskutiert und angeprochen wurde. Die „semi“-unabhängige Validierung anhand des BZE II Datensatzes (vgl. Kapitel 7.2.6) zeigt im Rahmen der angeführten Unsicherheiten ebenfalls eine relativ gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und modellierten Vorräten für Kalium, Calcium und Magnesium. Das ohnehin nur bedingt einsetzbare Modell für Phosphor konnte nicht anhand des BZE II Datensatzes bewertet werden, da die Phosphorvorräte im Rahmen der BZE II nicht ermittelt wurden.

Tabelle 7.5: Ergebnisse der 10-fold Kreuzvalidierung (KV) und der Validierung anhand des Datensatzes der BZE II für die Elementvorräte im Boden. Dargestellt sind nur die Ergebnisse für den ausgewählten Modelltyp mit der regionalen Komponente (Modelltyp 3). (x: arithmetischer Mittelwert, das Bestimmtheitsmaß r^2 gilt für das logarithmierte Modell, Std.E: Standardabweichung der Residuen, Bias: Bias der Residuen, NDS: Niedersachsen, HE: Hessen, ST: Sachsen-Anhalt).

Element /	R^2	Bias				Std.E.	
		min	Md	max	min	Md	Max
Methode							
Ca / KV	0.60	247	1004	2487	4781	8668	14312
Ca / NDS	0.74	-	-2895	-	-	11460	-
Ca / HE	0.63	-	-1353	-	-	17319	-
Ca / ST	0.58	-	824	-	-	6908	-
K / KV	0.46	27	71	154	283	354	513
K / NDS	0.53	-	39	-	-	381	-
K / HE	0.31	-	130	-	-	423	-
K / ST	0.41	-	53	-	-	373	-
Mg / KV	0.52	88	315	552	869	1409	2608
Mg / NDS	0.48	-	-11	-	-	783	-
Mg / HE	0.58	-	1082	-	-	2600	-
Mg / ST	0.56	-	-14	-	-	1162	-
P / KV	0.31	140	420	759	1252	1708	2264

Die Abb. 7.8 zeigt graphisch den länderspezifischen Vergleich zwischen geschätzten und gemessenen Vorräten. Die gepunktete Linie repräsentiert hierbei

das 1:1-Verhältnis zwischen gemessenen und geschätzten Bodenvorräten. Auch für die Abbildungen gilt, dass sich keine starken systematischen Abweichungen um die 1:1 Line ergeben. Dieses spricht zum einen für die Qualität und die Übertragbarkeit des verwendeten Modellansatzes. Hervorzuheben sind jedoch die sehr starken Streuungen bei Calcium und Magnesium auf den Standorten mit sehr geringen Vorräten. Diese Variabilitäten lassen sich auf die Kalkungen zurückführen, die aktuell in der Modellentwicklung noch nicht berücksichtigt wurden.

7.4. Folgerungen und Ausblick

Angesicht der zunehmenden Nutzung von Holzprodukten aus unseren Wäldern sind die Vorräte an Nährstoffen in unseren Waldböden eine entscheidende Größe, um die Nachhaltigkeit der Nutzungsintensität und das Nutzungspotential unserer Wälder zu bewerten. Die entwickelten Modelle dienen zur Schätzung der Calcium-, Kalium- und Magnesiumvorräte für Waldstandorte in Nordwestdeutschland (Niedersachsen, Hessen und Sachsen-Anhalt). Demgegenüber gestaltet sich die Schätzung der Gesamt-P-Vorräte mit der vorgestellten Methodik problematisch. Hier ist für zukünftige Auswertungen zu überlegen, ob hinsichtlich der P-Vorräte eine andere Zuordnung der Substratgruppen erfolgen muss, ob vor dem Hintergrund der Waldernährung eventuell andere Bezugstiefen verwendet werden sollten oder ob nicht statt des Gesamt-P-Vorrates eine Phosphor-Fraktion, die als Indikator für Pflanzenverfügbarkeit dienen kann, für die Frage der intensiven Biomassenutzung geeigneter ist.

Insgesamt bilden die hoch signifikanten Effekte der Nährstoffzahl und der Substratverhältnisse eine plausible Grundlage, um die Elementvorräte mit Hilfe der Standortskartierung zu regionalisieren. Dennoch erscheint für die zukünftige Entwicklung eine breitere Datenbasis insbesondere für Sachsen-Anhalt unbedingt erforderlich, um die Substratgruppen weiter aufzuschlüsseln. Dieses soll in Zukunft durch die Integration weiterer Profile der BZE I und der ÖWK in Sachsen-Anhalt erfolgen. Darüber hinaus wird bei zukünftigen Entwicklungen angestrebt, die erfolgten Kalkungen über ein Kalkungskataster (MEIWES et al. 2011) zu berücksichtigen.

8. Modellgestütztes Bewertungsverfahren der Vollbaumnutzung

Bernd Ahrends, Karl Josef Meiwas und Hermann Spellmann

8.1. Einleitung

Eine praxisrelevante Abschätzung des Nährstoffhaushaltes von Waldökosystemen ist seit langem Ziel von zahlreichen Untersuchungen und Gegenstand von Modellierungen. Die Nährstoffentzüge mit der Holzernte werden i.d.R. bei alleiniger Derbholznutzung als nachhaltig eingeschätzt, da sie in der Größenordnung der atmosphärischen Einträge und der Silikatverwitterungsraten (langfristige Nachlieferung) liegen. Die Zuwachssteigerungen durch anhaltend hohe Stickstoffdeposition (ALBERT u. SCHMIDT 2010, LAUBHANN 2009) in Verbindung mit hohen atmosphärischen Säureeinträgen haben in den letzten Jahrzehnten dazu geführt, dass auf sehr armen Standorten die Nährstoffbilanzen nicht mehr ausgeglichen sind (AHRENDS et al. 2008, BLOCK et al. 2007, KLINK et al. 2011). Auch wenn die atmosphärischen Säureeinträge seit den 90er Jahren stark zurückgegangen sind (SCHÖPP et al. 2003), führen andauernde N-Depositionen auf einigen Standorten zu einer weiteren Versauerung der Böden (BUILTJES et al. 2011). Entsprechend erfordert eine erhöhte Biomassenutzung aus dem Wald (AKSELSSON et al. 2007a) bei gleichzeitig sinkenden Depositionen basischer Kationen (GAUGER et al. 2002), die forstlichen Eingriffe unter dem Aspekt der stofflichen Nachhaltigkeit neu zu bewerten. Durch den steigenden Bedarf an forstlicher Biomasse werden zunehmend auch Sortimente dem Wald entzogen, die in den letzten Jahrzehnten im Bestand geblieben sind. Die zusätzliche Entnahme von Ästen, Zweigen und Laub/Nadeln bei Vor- und Endnutzungen führt zu

deutlich erhöhten Nährstoffentzügen im Vergleich zu den konventionellen Nutzungsvarianten (FLÜCKIGER & BRAUN 2009). Werden diese Nährstoffverluste auf nährstoffschwachen Standorten nicht durch Kompensationsmaßnahmen wie Kalkungen oder Ascherückführungen ausgeglichen, kann dies zu Zuwachseinbußen führen (BRAUN et al. 2009, EGNELL u. VALINGER 2003, HELMISAARI et al. 2011, NORD-LARSEN 2002), wodurch sich langfristig die Erträge deutlich reduzieren oder sich sogar in Verluste umkehren könnten (KÖLLING et al. 2007).

Die nachhaltige Nutzungsplanung in den Forstbetrieben steht vor dem Problem der mangelnden Verfügbarkeit bzw. praxistauglichen Aufbereitung flächenhafter Informationen zum Nährstoffhaushalt. Um dieses Problem zu entschärfen haben AHRENDS et al. (2008) einen flächenhaften Bilanzierungsansatz vorgeschlagen mit dem die Nutzungsintensität anhand der Veränderung der Basensättigung im Wurzelraum bewertet werden kann. MEIWES et al. (2008) weisen jedoch darauf hin, dass die einzelnen Nährstoffe im Boden bei der Bewertung der Biomassenutzungen getrennt voneinander betrachtet werden sollten. Bei der Anwendung von Nährstoffmodellen (z.B. AKSELSSON et al. 2007b, LEMM et al. 2010), bestehen jedoch große Unsicherheiten bei der Abschätzung der einzelnen Elemente in den Bilanzmodellen aufgrund der schwer zu quantifizieren Austräge mit dem Sickerwasser (SVERDRUP et al. 2006). Angesichts dieser Unsicherheiten und der Komplexität in der Modellentwicklung zur flächenhaften Anwendung von Nährstoffbilanzen, wurde von STÜBER et al. (2008) der Nährstoffentzugsindex als einfacher Indikator vorgeschlagen. Dieser Index wurde in Kapitel 2 auf seine Eignung anhand von Stoffbilanzierungen auf Flächen des forstlichen Umweltmonitorings überprüft. Zur flächenhaften Anwendung des Indikators wurden die Elementvorräte an Calcium, Magnesium und Kalium mit einem verallgemeinerten additiven Regressionsmodell (siehe Kapitel 7) unter Verwendung von qualitativen Bodenparametern der forstlichen Standortskartierung und des Wuchsgebietes regionalisiert. Diese können dann mit den Nährstoffentzügen in Beziehung gesetzt werden, woraus sich der Nährstoffentzugsindex ergibt. Mit diesem Indikator steht für die forstliche Praxis eine Entscheidungshilfe zur Verfügung, mit der sich zur Sicherung einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung die Risiken von holzerntebedingten Nährstoffentzügen auf der Basis der forstlichen Standortskartierung bewerten lassen.

Dieser Ansatz soll im Folgenden flächenhaft im Testgebiet „Westharz“ angewandt werden und dabei gleichzeitig seine Stärken und Schwächen analysiert werden.

8.2. Modellierungsansatz

8.2.1. Bewertungssystem

Das Gis-gestützte Bewertungssystem basiert auf kritischen Grenzen der Nutzungsintensität. Diese Grenzen differenzieren zwischen einer akzeptablen und einer unakzeptablen Nutzungsintensität für einen bestimmten Standort. Hierbei wird der Quotient aus den jeweiligen Nährstoffvorräten im Boden und den baumartenspezifischen Elemententzügen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten zu einem elementspezifischen kritischen Grenzwert in Beziehung gesetzt. Dieser einfache Ansatz basiert auf den Untersuchungen von KREUTZER (1979), NEBE (1979) und ULRICH (1981). Bei dieser stark vereinfachenden Methode, die bereits in der „Forstlichen Standortsaufnahme“ von 1996 (Arbeitskreis Standortskartierung 2003) vorgeschlagen wurde, werden der Nährstoffeintrag aus der Luft, die Silikatverwitterungsraten und die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser nicht berücksichtigt. Der Index berücksichtigt nur das Verhältnis des Bodenvorrates an verfügbaren Nährstoffen zu den Nährstoffentzügen bei der jeweiligen Biomassenutzung (STÜBER et al. 2008; siehe auch Kapitel 2). Das Verhältnis des Nährstoffentzugsindex zu dem jeweiligen Grenzwert entscheidet über die Höhe des Risikos, mit dem die vorgegebene Nutzungsintensität verbunden ist. In dem folgenden Gleichungssystem können die Elementvorräte im Boden durch eine Bodenschutzkalkung oder Ascherückführung modifiziert werden.

$$NI_x = \begin{cases} 1 & \text{wenn } (V_x + I_x) / E_x < KG1_x \\ 2 & \text{wenn } (V_x + I_x) / E_x < KG2_x \\ 3 & \text{andersfalls} \end{cases} \quad (8.1)$$

mit: NI_x : Nutzungsintensitätsstufe des Elements X, [-] (1: keine Vollbaumnutzung, 2: stark eingeschränkte Vollbaumnutzung, 3: Vollbaumnutzung mit Einschränkungen)

V_x : Vorrat des Elements X im Boden, [$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$]

I_x : Input von Element X in den Boden, [$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$]

E_x : Nährstoffentzug, [$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$]

KG_x : Kritische Grenze des Nährstoffentzugsindex, [-]

Die Nutzungsintensitätsstufe wird elementspezifisch berechnet, wobei die jeweils niedrigste Stufe bei den unterschiedlichen Elementen berücksichtigt wird. Dieser Ansatz folgt der Hypothese der Nährstofflimitierung durch das jeweilige Mangelement (KASPARI et al. 2008, VITOUSEK u. HOWARTH 1991). Die Ermittlung und Regionalisierung der jeweiligen Komponenten des vorab beschriebenen Bewertungssystems ist in den folgenden Kapiteln detailliert beschrieben (Kapitel 8.2.2 bis 8.2.6).

8.2.2. Nährstoffvorräte im Boden

Die Nährstoffvorräte im Boden für das Testgebiet „Westharz“ wurden mit dem in Kapitel 7 beschriebenen Regionalisierungsmodell abgeschätzt. Für die Anwendbarkeit in den Bundesländern Hessen und Sachsen-Anhalt ist es notwendig, die jeweiligen Informationen aus der Standortskartierung (Nährstoffversorgung und Ausgangssubstrat der Bodenbildung) in die Kennzahlen zu übersetzen, die vom Modell als Eingangsparameter benötigt werden. Diese Übersetzungsschlüssel werden im Folgenden kurz beschrieben.

Verknüpfung der länderspezifischen Kartierungsverfahren

Für die flächenhafte Abschätzung der Bodenvorräte ist es notwendig, die Kartierverfahren der jeweiligen Bundesländer in den Modellschlüssel zu übersetzen. Diese Übersetzung betrifft zum einen die Schlüssel für die Nährstoffversorgung und zum anderen einen Schlüssel, der die Bodenformen verschiedenen Substratlagerungsgruppen zuordnet.

Tabelle 8.1: *Gruppen zur Kennzeichnung der Nährstoffversorgung im Rahmen der forstlichen Standortsaufnahme. Darstellung der unterschiedlichen „Nährkraft-, Nährstoff- bzw. Trophiestufen“ in den jeweiligen Ländern (Wolf et al. 1998).*

Gruppe	Niedersachsen/ Schleswig-Holstein	Hessen	Sachsen-Anhalt
1	6 5+ (5)	eutroph	reich
2	5- 4+ 4	mesotroph (+) (-)	kräftig
3	4- 3+ 3		mittel
4	3- 2+	oligotroph	ziemlich arm
5	2 2- 1		arm

Tabelle 8.2: Übersetzung der länderspezifischen Schlüssel der Nährstoffversorgung in die einheitliche numerische Nährstoffzahl (SCHMIDT et al. 2012).

Nährstoff- zahl	Niedersachsen	Hessen	Sachsen-Anhalt
1	1-	oligotroph (31)	arm (A)
2	1	oligotroph (31)	arm (A)
3	1+	oligotroph (31)	arm (A)
4	2-	oligotroph (31)	arm (A)
5	2	oligotroph (31)	ziemlich arm (Z)
6	2+	schwach mesotroph (23)	ziemlich arm (Z)
7	3-	schwach mesotroph (23)	ziemlich arm (Z)
8	3	mesotroph (22)	mittel (M)
9	3+	mesotroph (22)	mittel (M)
10	4-	mesotroph (22)	mittel (M)
11	4	mesotroph (22)	mittel (M)
12	4+	gut mesotroph (21)	kräftig (K)
13	5-	gut mesotroph (21)	kräftig (K)
14	5	eutroph (12)	reich (R)
15	5+	eutroph (12)	reich (R)
16	6-	karbonat eutroph (11)	reich carbonatisch (RC)
17	6	karbonat eutroph (11)	reich carbonatisch (RC)

Ein einfacher bundesweiter Schlüssel zur Überführung der länderspezifischen Schlüssel zur Beschreibung der Nährstoffversorgung wurde von WOLF et al. (1998) vorgeschlagen (Tabelle 8.1). Für die Bundesländer Niedersachsen, Hessen und Sachsen-Anhalt liegt zurzeit ein wesentlich detaillierterer Entwurf (SCHMIDT et al. 2012) vor, der in der Tab. 8.2 zusammengestellt ist.

Entsprechend der quantitativen Beschreibungen der Nährstoffversorgung müssen auch die länderspezifischen Informationen zu den Substratverhältnissen in die erforderlichen Substratlagerungsgruppen (siehe Kapitel 7) übersetzt werden. Dieses erfolgt mit Hilfe der Tabelle 8.3 für das Bundesland Sachsen-Anhalt und

mit der Tabelle 8.4 für Hessen. Hierbei werden die jeweiligen Schlüssel der länderspezifischen Forsteinrichtungswerke verwendet.

Tabelle 8.3: Zuordnung der Bodenformen zu Substratlagerungsgruppen (vgl. Kapitel 7) für das Tiefland (TL) und das Bergland (BL) nach der Forstlichen Standortsaufnahme in Sachsen-Anhalt (SCHMIDT et al. 2012).

Gruppe	Bodenformen
TL1	AbdLU, AdS, AdtL, AhSG, BäS, BäS/l, BaSG, BcS, BdSG, BgS, BhdLG, BidLU, BiS, BkS, BnS, BoS, BrdLU, BrS, BtS, BüR, BzS, CbS, CnS, DdS, DiS, DiSG, DiSU, Dls, DödLU, DoS, DzSB, EtS, ExSG, FadLB, FäS, FdSB, FgS, FhSG, FkSU, FoS, FrS, FsdLG, FwS, GfS, GgS, GhSU, GmS, GnS, GoL, GoSU, GsS, GtSB, HadLU, HdSB, HeS, HgS, HhSG, HöS, HtSB, JnS, KaLB, KaSB, KdS, Kls, KoS, KöS, KöSU, KpSB, KrSG, KxS, LadLU, LgS, LhSU, LötLU, LsSG, LtS, LwS, MaSG, MaSU, MdSB, MhS, MidLG, MnS, MoS, MüS, MuSB, MzS, NaSG, NddL, NeS, NeS/l, NhSG, NiS, NkSB, OdS, OkS, OmS, PaS, PoS, PpS, PtSB, PwS, RaS, RäS, RbS, ReSB, RhS, RnS, RodLU, RtS, RüS, RzS, SaS, ScSG, SfsB, SiS, SkS, SmSU, SnS, SöS, SöSB, SpSU, SrS, StdLG, StS, StSB, SuSU, SzS, TaSG, Tls, TnS, ToSU, TpS, TrdLU, ÜbdLG, UcS, VetLG, WeSB, WfS, WkSB, WmS, WpSU, ZaS, ZaS/l, ZeS, ZoSU, ZüSB
TL2	BFORM, KöLG, ZwLU, ZüLU, SbLG, KdLB, RiLB, ZdL, SuL
TL3	AhLG, AkLU, BdLU, BiLB, DbL, DudKU, FhdTU, GrtLU, HwtL, KüdLB, LdtL, LöSB, LötLU, LptLG, LutTB, LwdL, MaLU, PktU, RftLU, RodTB, RoSB, RoTB, RsdL, SbtLU, SISB, SltLB, SüS, SyTU, WedTB, WoTB, ZadLB, ZvLG,
TL4	HoTU, HüT, IvTU, SkTG
TL5	AdLB, HuL, PltT, SwtL, SzLB
BL1	Ah.L, Al.LS, Au.P, Ba.Gt, Ba.Gw, Ba.H, Ba.Kg, Ba.Ks, Ba.S, Ba.Sf, Be.H, Be.S, Bi.Gt, Bi.S, Bi.S, Bl.S, Bl.S, Bö.S, Bö.Sr, Br.GK, Br.Ls, Br.P, Br.Q, BS.FK, Bü.Kt, Bu.Q, By.LL, Ca.Sr, Da.Pt, De.LS, Di.LL, Di.Nd, Dö.S, Dr.LS, Dr.Sf, Eb.S, Ed.S, Eg.Gw, Eg.LL, Ei.Ki, Ei.P, Ei.Sf, Ek.Sr, El.GK, El.Sf, Eo.S, Es.LB, Ev.S, Fa.GK, Fl.Pt, Fr.Sn, Gb.Ki, Ge.Gt, Ge.Gt, Ge.Kg, Ge.Q, Gr.SK, Gr.Ta, Gü.Nd, Gü.Nd, Ha.Ta, Ha.Di, Ha.Ks, Ha.LS, Ha.Ta, Hb.LL, Hd.S, He.LK, He.S, He.Sn, Hg.Kg, Hi.S, Hi.S, Hk.LL, Ho.Di, Ho.Kg, Hö.Ls, Ho.SK, Ho.SÖ, Hr.Sf, Hr.Sn, Hu.Sn, Ic.SK, Ic.Sr, Il.Gt, Il.Sr, Ka.Gt, Ka.S, Ke.Nd, Ki.P, Ki.S, Kl.D, Kl.Gw, Kl.H, Kl.Q, Kl.Sn, Kl.Sr, Ko.D, Ko.Sr, Kr.Gw, Kr.Ks, Kr.Ks, Ku.S, Ky.LL, Ky.S, La.P, Le.Bl, Le.S, Lo.Ta, Lu.H, Lu.SÖ, Ma.LL, Mb.SK, Me.Gw, Me.LK, Me.LL, Me.Ls, Mü.Sf, Mü.Sn, Mü.Ta, Ob.LK, Oe.LK, Ör.Ta, Os.SL, Ot.LS, Pl.Gt, Pö.L, Ra.S, Ra.Ta, Rb.LL, Rd.GK, Re.Sn, Rf.L, Ri.Sr, Ro.GK, Rö.LL, Ro.Ls, Ru.S, Sa.Sf, Sb.H, Sb.L, Sc.Gt, Sc.Sr, Se.Sr, Sf.S, Sg.H, Sh.S, Si.LS, Si.S, Sk.H, Sm.GK, Sm.LL, Sm.Ta, Sp.L, Sp.LS, Sp.S, Sr.Gw, Sr.Nd, St.GK, St.Gw, St.P, St.S, Sw.P, Sw.S, Sz.H, Ta.S, Tg.GK Th.H, Ti.Ls, Tr.Gt, Ul.Sf, Vi.Gt, Vo.Sf, Wa.L, Wa.LL, Wa.S, Wa.Sn, Wa.Ta, Wd.SL, Wd.Sn, We.Ki, We.KK, We.Sn, We.Sr, Wf.Ta, Wg.S, Wl.LL, Wo.Gt, Ze.Sr, Zi.H, Zi.S, Zi.SL, Zo.Kg
BL2	Ag.LL, Al.Sf, Ba.LL, Be.LL, Da.L, Di.L, Dr.LL, Eb.LL, Ez.LL, Le.LL, Po.L, Rh.LL, Sa.LL, Se.LL, Sp.LL, St.LL, Sü.L, Tu.LL, We.LL, Wh.LL, Zf.LL
BL3	Dö.S, Ha.SL, Kr.L, Lo.SL, Ma.SL, Mo.SL, Nu.LL, Ri.S, Sf.L, We.SL, Wü.L

Forstsetzung Tabelle 8.3: Zuordnung der Substratlagerungsgruppen (vgl. Kapitel 7) zu Gruppen für das Tiefland (TL) und das Bergland (BL) nach der Forstlichen Standortsaufnahme in Sachsen-Anhalt.

Gruppe	Bodenformen
BL4	Ar.K, At.LL, Bg.LK, Bl.LL, Br.T, Dd.T, De.L, Ei.LL, Er.L, Et.LL, Fr.GK, Fr.K, Gi.Sr, Ha.Sf, Ha.T, He.K, He.L, Hö.FK, Ho.L, Ho.T, Hü.KK, Ib.K, Ka.Sf, Le.K, Le.KT, Le.T, Li.LL, Lo.LL, Mi.LL, Mi.LL, Mi.S, Nd.LL, Ne.H, Ni.LL, Ot.K, Ot.LL, Pa.L, Ra.KK, Re.K, Rt.K, Rü.L, Sa.L, Sg.T, Si.K, Si.LK, Sm.K, St.GK, St.T, Ta.LL, Ve.L, Vo.G, Vz.GK, We.K, Wf.L, Wi.K
BL5	Bs.T, Bu.T, Bu.Ts, Do.T, Do.TK, Gb.Ts, Go.Ts, Me.Ts, Pf.T, Re.T, Rm.T, Ro.T, Sb.T, Ut.TK,
BL6	An.L, Dr.L, Eh.L, Gh.L, Ra.S, Ro.TK, Sw.S, Wi.Ls, Zi.LL
BL7	Ba.D, Gi.D, Or.Sl
BL8	Br.SK, Go.SK, Hn.LK, Ke.SK
BL9	Ta.K

Tabelle 8.4: Zuordnung von Ausgangsgesteinen zu Substratgruppen für das Tiefland (TL) und das Bergland (BL) nach der Forstlichen Standortsaufnahme in Hessen (PAAR 2012).

Gruppe	Ausgangsgesteine
TL1	Moor (1), Sand(4)
TL3	Hochflutlehm(3)
BL1	Schotter (3), Mittlerer Buntsandstein (12), sm1 (13), sm2 (14), unterer Bunts. (15), Tonschiefer (19), Grauwacke (20), Tonschiefer/ Grauwacke (21), Kieselschiefer (25), Quarzit (26), Glimmersandstein (27), Grünschiefer (28), Hornfeld (29), Granit (32), Gneis (33), Keuper (34)
BL3	Löß (6)
BL4	Muschelkalk (10), Zechstein (16), Rotliegendes (17), Massenkalk (24)
BL6	Ton (5), Oberer Buntsandstein (11)
BL7	Basalt (7), Phonolith (8), Trachyt (9), Melaphyr (18), Diabas (22), Schalstein (23), Gabbro (30), Diorit (31)

8.2.3. Nährstoffzufuhr

Die Nährstoffzufuhr durch erfolgte bzw. geplante Kalkungen kann im Modell wie folgt berücksichtigt werden.

$$I_X = KM \cdot X_c \cdot f_V \quad (8.2)$$

mit:

I_X : Input von Element X in den Boden durch Kalkung, [kg·ha⁻¹]

KM: ausgebrachte Kalkmenge, [t·ha⁻¹]

X_c : Konzentration von Element X je Tonne Kalk, [kg·T⁻¹]

f_V : Wirkungsanteil der ausgebrachten Kalkmenge, [0-1]

Mit Hilfe des Wirkungsanteils der ausgebrachten Kalkmenge können z.B. auftretende Sickerwasserverluste berücksichtigt werden. Unter natürlichen Verhältnissen variiert dieser Anteil in Abhängigkeit von der Sickerwasserrate und der Kationenaustauschkapazität eines Standortes. Liegen keine weiteren Informationen vor, dann kann ein Erfahrungswert von 0.7 verwendet werden (GUCKLAND et al. 2012).

Tabelle 8.5: Länderspezifische Standardwerte der Elementkonzentrationen von Calcium und Magnesium je ausgebrachter Tonne Kalk (kg·T⁻¹).

Element	Niedersachsen/ Schleswig- Holstein	Hessen	Sachsen-Anhalt
Calcium	233	200	233
Magnesium	93	120	93

8.2.4. Nährstoffentzüge

Die Basisdaten für die Berechnung der Nährstoffentzüge können mit dem FORESTSIMULATOR BWINPRO (NAGEL et al. 2006) ermittelt werden. Der Waldwachstumssimulator ermöglicht es, die Entwicklung der Bestände des jeweiligen Untersuchungsgebietes fortzuschreiben und dabei verschiedene Behandlungskonzepte und Nutzungsintensitäten (Vollbaumnutzung, Stammholznutzung, Derbholznutzung) zu berücksichtigen (siehe Kapitel 5). Durch im Waldplaner hinterlegte Bioelementgehalte für die jeweiligen Biomassekompartimente werden direkt die Nährstoffentzüge der Hauptnährälemente für die jeweils gewählte Strategie ermittelt. Diese können dann zu den Bodenvorräten in Bezug gesetzt und die Nutzungsintensität mit Hilfe von Schwellenwerten beurteilt werden. Bei den hier durchgeföhrten Bilanzierungen wurde ein Bilanzierungszeitraum von 100 Jahren zugrunde gelegt. Richtwerte für die Nährstoffentzüge bei Vollbaumnutzung sind in der Tabelle 8.2 für unterschiedliche Baumarten und Ertragsklassen zusammengestellt.

Tabelle 8.6: Beispiel von baumartenspezifische Nährstoffentzügen ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot 100\text{a}^{-1}$) bei Vollbaumnutzung und unterschiedlichen Ertragsklassen (Ekl).

Baumart	Ekl	Nährelement		
		Calcium	Kalium	Magnesium
Buche	I	1791	995	243
	II	1554	845	206
	III	1352	731	179
Eiche	I	2282	677	150
	II	1729	498	115
	III	1282	362	87
Douglasie	I	935	561	140
	II	843	503	127
	III	777	465	117
Fichte	I	1134	506	142
	II	933	422	118
	III	782	364	100
Kiefer	I	331	174	61
	II	316	170	58
	III	298	164	55

8.2.5. Schwellenwerte der Nährstoffentzugsindices

In der Table 8.7 sind die Grenzen für den Nährstoffentzugsindex zusammengestellt. Sie orientieren sich an dem Beurteilungsrahmen der forstlichen Standortsaufnahme (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003) und sind im Detail in Kapitel 2 beschrieben.

In den Abbildungen 8.1 bis 8.3 sind die Nährstoffindices für Calcium, Kalium und Magnesium für Tiefland- und Berglandstandorte als Funktion der Nährstoffziffer der forstlichen Standortskartierung dargestellt. Die zusätzliche Kennzeichnung der Grenzen für die Nährstoffentzugsindices und damit indirekt der jeweiligen Elementvorräte im Boden erleichtern die Interpretation für

Forstpraktiker. Der mittlere Nährstoffvorrat für die jeweilige Nährstoffziffer wurde vereinfachend ohne Berücksichtigung der Substratgruppen und regionaler Unterschiede (vgl. Kapitel 7) berechnet und den Nährstoffentzügen gegenübergestellt. Aufgrund der z. T. deutlich höheren Elementvorräte bei einigen Elementen in Sachsen-Anhalt, bezieht sich diese Auswertung nur auf Niedersachsen und Hessen.

Tabelle 8.7: Klassifizierung des Übernutzungsrisikos und daraus abgeleite Nutzungsintensitäten.

Risiko von Übernutzungen und empfohlene Nutzungsintensität			
Element	erhöhtes Risiko	mittleres Risiko	geringes Risiko
	Keine Vollbaumnutzung	stark eingeschränkte Vollbaumnutzung (z.B. in Verbindung mit Kalkung)	Vollbaumnutzung mit Einschränkungen
	rot	orange	grün
Ca	< 0.5	0.5 - 1.0	> 1.0
K	< 0.4	0.4 - 0.7	> 0.7
Mg	< 0.5	0.5 - 1.0	> 1.0

Da das Vorkommen und die Leistung der Baumarten standortsabhängig sind, wurde bei der Berechnung der Nährstoffindices (Bodenvorrat/Entzug) für die dargestellten schwächeren Standorte die Entzüge der Kiefer (Tiefland) bzw. der Fichte für das Bergland jeweils mit der ersten Ertragsklasse (Ek I) berücksichtigt. Für den mittleren Nährstoffbereich wurden die Entzüge der Buche (Ek II) und auf den besser versorgten Standorten die Entzüge der Buche (Ek I) für die Berechnungen herangezogen (vgl. Tab. 8.6). Hierdurch soll dem Umstand Rechnung getragen werden, dass auf den nährstoffschwachen Standorten die Buche vergleichsweise leistungsschwach ist. Die Box-Whisker-Plots zeigen den Median sowie die Bereiche, in denen 50 % bzw. 95 % aller Werte für die jeweiligen Standortsgruppen liegen. Die Abbildungen verdeutlichen, dass auf den Tieflandstandorten die Elementvorräte im Boden durch Nutzungen wesentlich stärker beansprucht werden als auf den Berglandstandorten. Im Tiefland liegen die Entzugsindices für die Buche niedriger als für die Kiefer. Demgegenüber liegen im Bergland die Indices der Buche auf den 3+ bis 3- Standorten oberhalb der jeweiligen Werte für Fichte auf den 3er Standorten. Im Tiefland sind die Werte der Indices für die Buche insbesondere beim Kalium (vgl. Abb. 8.3) sehr niedrig und deuten auf ein hohes Risiko der Übernutzung hin. Für die Anwendung dieses Indices im Tiefland muss aber einschränkend angemerkt werden, dass bei der Regionalisierung die Bodenvorräte nur bis zu einer Tiefe von maximal 90 cm berück-

sichtigt wurden (vgl. Kapitel 7) und damit die pflanzenverfügbaren Vorräte aufgrund der Durchwurzelungstiefe (CZAJKOWSKI et al. 2009) eher unterschätzt sind.

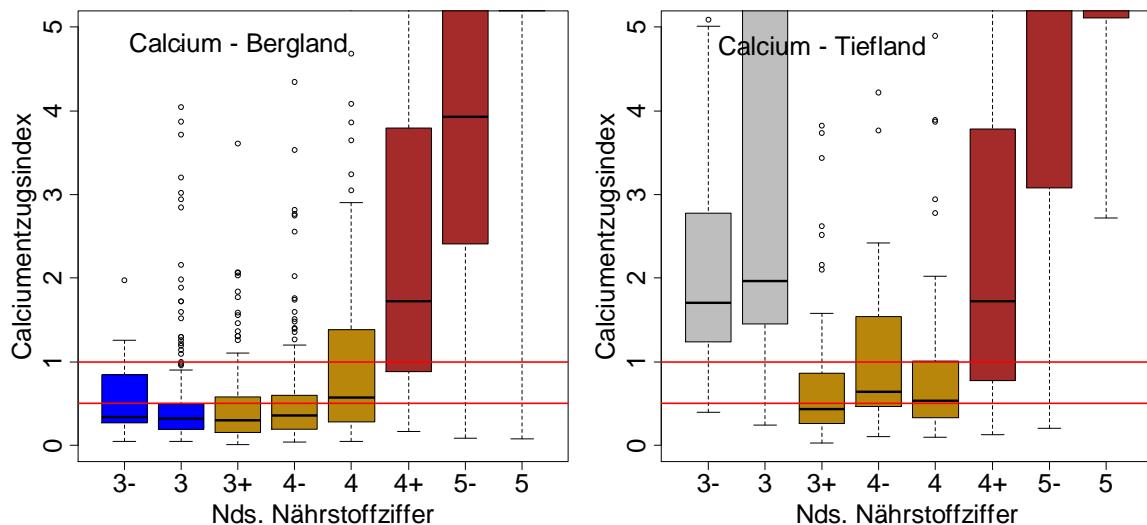


Abbildung 8.1: Calciumentzugsindices für Tieflandstandorte (links) und Berglandstandorte (rechts). Entzüge nach Tab. 8.6: Fichte (Ekl I): ■, Buche (Ekl II): □, Buche (Ekl I): ■, Kiefer (Ekl I): ■. Die roten Linien beschreiben die Schwellenwerte der Tabelle 8.7. (Übersetzung in die Trophiestufen von Hessen mit Hilfe der Tabelle 8.2).

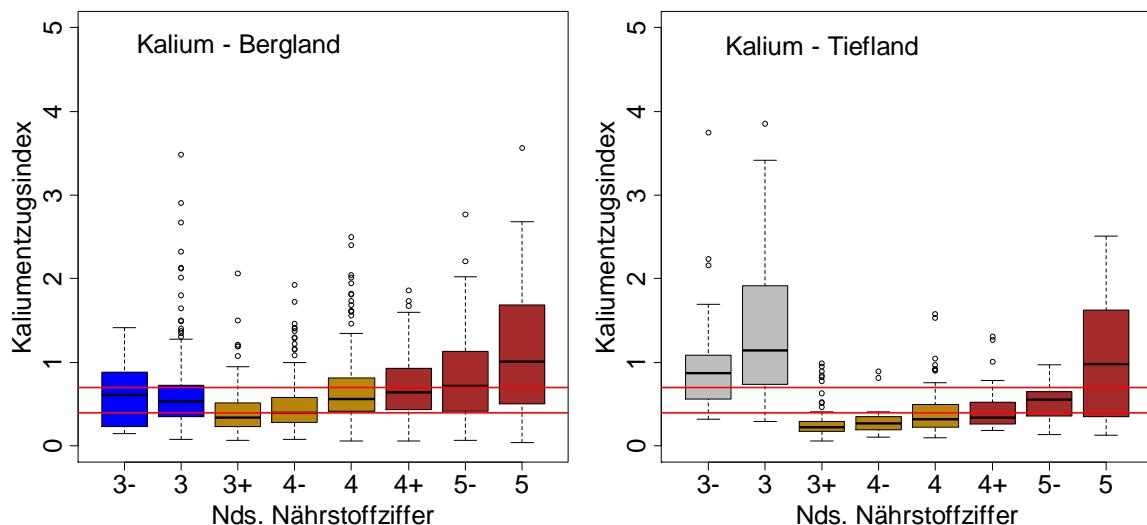


Abbildung 8.2: Kaliumentzugsindices für Tieflandstandorte (links) und Berglandstandorte (rechts). Entzüge nach Tab. 8.6: Fichte (Ekl I): ■, Buche (Ekl II): □, Buche (Ekl I): ■, Kiefer (Ekl I): ■. Die roten Linien beschreiben die Schwellenwerte der Tabelle 8.7. (Übersetzung in die Trophiestufen von Hessen mit Hilfe der Tabelle 8.2).

Würden weitere Tiefenstufen in die Kalkulationen einbezogen, käme es zu entsprechenden Verschiebungen in den Verteilungsstrukturen der Nährstoff-indices. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass naturgemäß von dieser Verschiebung die Standorte, die über dem Median liegen, relativ stark nach oben verschoben werden, wohingegen sich die Standorte unterhalb des 25th Perzentiles nur

geringfügig verändern. Für das Element Kalium bedeutet dies z. B., dass mit den Vorratsberechnungen bis zu einer Bodentiefe von 90 cm primär die Standorte mit einem erhöhten Risiko für Übernutzungen erfasst werden. Dennoch werden sich unter diesen Standorten auch noch Bestände befinden, bei denen es zu keinen Problemen mit der Kaliumernährung kommen wird. Zu beachten sind weiterhin die relativ hohen Nährstoffentzugsindices bei der Kiefer (vgl. Abb. 8.1-8.3). Dieser Befund deckt sich mit aktuellen Untersuchungen auf 6 mit Kiefern bestockten Level II Flächen in Brandenburg (HAGEMANN et al. 2008). Hierbei ergaben sich bei der Vollbaumnutzungsstrategie für die Elemente N, K, Mg und Ca keine negativen Bilanzen und somit keine Hinweise auf Defizite in der Nährstoffversorgung.

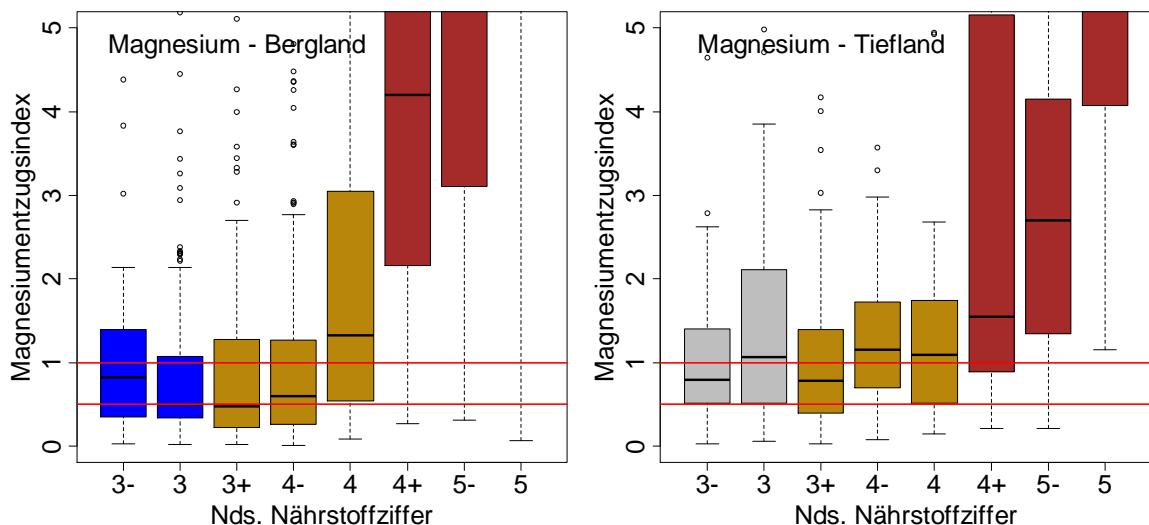


Abbildung 8.3: Magnesiumentzugsindices für Tieflandstandorte (links) und Berglandstandorte (rechts). Entzüge nach Tab. 8.6: Fichte (Ekl I): ■, Buche (Ekl II): □, Buche (Ekl I): ■, Kiefer (Ekl I): ■. Die roten Linien beschreiben die Schwellenwerte der Tabelle 8.7. (Übersetzung in die Trophiestufen von Hessen mit Hilfe der Tabelle 8.2)

8.3. Anwendungsbeispiel

8.3.1. Untersuchungsgebiet

Als Testgebiet wurde der niedersächsische Teil des Harzes, im Folgenden kurz „Westharz“ genannt, gewählt. Der Harz ist der größte Gebirgszug im nördlichen Teil Deutschlands und grenzt an die Bundesländer Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen. Grob lässt sich der Harz in Ober-, Mittel- und Unterharz gliedern. Die Grenzen bilden die markanten Störungslinien der Acker- und Tanner-Hauptstörung. Die Gebiete des Oberharzes sind im Zuge der Gebirgsbildung am höchsten aufgestiegen, im nördlichen Harzvorland sind die jüngeren Sedimentgesteine durch die gerichtete Hebung stark aufgepresst und aufgeschoben. Die Hochlagen

des Oberharzes werden vom mächtigen Brockengranit noch einmal um ca. 200 m überragt. Der „Brocken“ als höchster Berg (1142 m) liegt in Sachsen-Anhalt und ist folglich nicht mit im Testgebiet enthalten. Der Harz ist überwiegend bewaldet. Die intensive Nutzung über viele Jahrhunderte hinweg (MALESSA 1993, STEINSIEK 1999) hat in Verbindung mit hohen atmosphärischen Säureeinträgen (SCHÖPP et al. 2003, GAUGER et al. 2008) zur Verarmung der Böden geführt (MATSCHULLAT et al. 1994, EBERL 1998). Der Westharz mit seinem hohen Anteil (77 %) an basenarmen Silikatgesteinen bildet eine gute Grundlage für die Abschätzung von Grenzstandorten für Vollbaumnutzungen. Die basenreichen Silikatgesteine (Diabase, Gabbro, kalkhaltige Grauwacken) besitzen demgegenüber nur einen Anteil von 11 % (OTTO 1989/1991).

8.3.2. Datengrundlagen und -aufbereitung

Für das Untersuchungsgebiet wurde die forstliche Standortskartierung mit den niedersächsischen Forsteinrichtungsdaten in einem geographischen Informationssystem (GIS) verschnitten. Für die entstandenen Polygone wurde jeweils der Zentroid (Mittelpunkt einer Fläche) berechnet und dessen Koordinaten für die Regionalisierung der Elementvorräte verwendet (vgl. Kapitel 7).

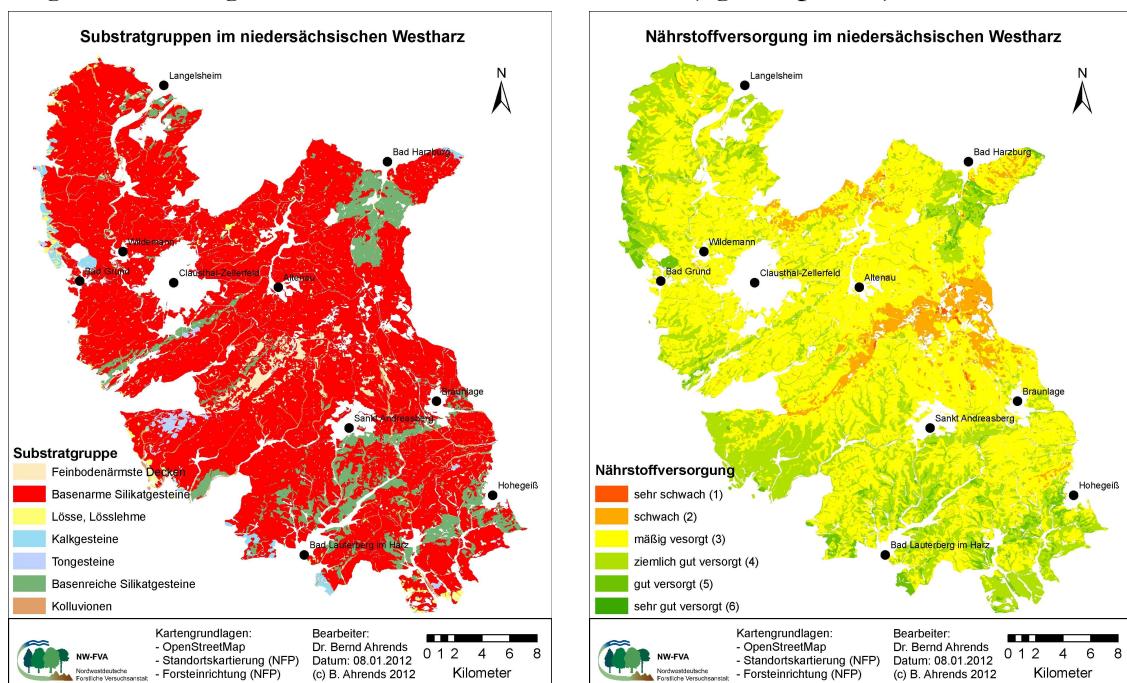


Abbildung 8.4: Substratgruppen und Nährstoffzahlen der forstlichen Standortskartierung im niedersächsischen Teil des Harzes.

Aus der forstlichen Standortskartierung wurden die Nährstoffziffern und die Informationen zum geologischen Ausgangssubstrat und den Lagerungsverhältnissen verwendet (vgl. Abb. 8.1 u. 8.2). Anhand der Forsteinrichtungsdaten wurde

den Flächen die Hauptbaumart und deren Bonität und über diese Informationen die maximalen Nährstoffentzüge zugeordnet (Kapitel 8.2.4).

Der Westharz ist überwiegend mit Fichten bestockt. Dies hat den Vorteil, dass sich für diese Fichtenflächen der Einfluss unterschiedlicher Standortsverhältnissen auf die Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung beschreiben und bewerten lassen.

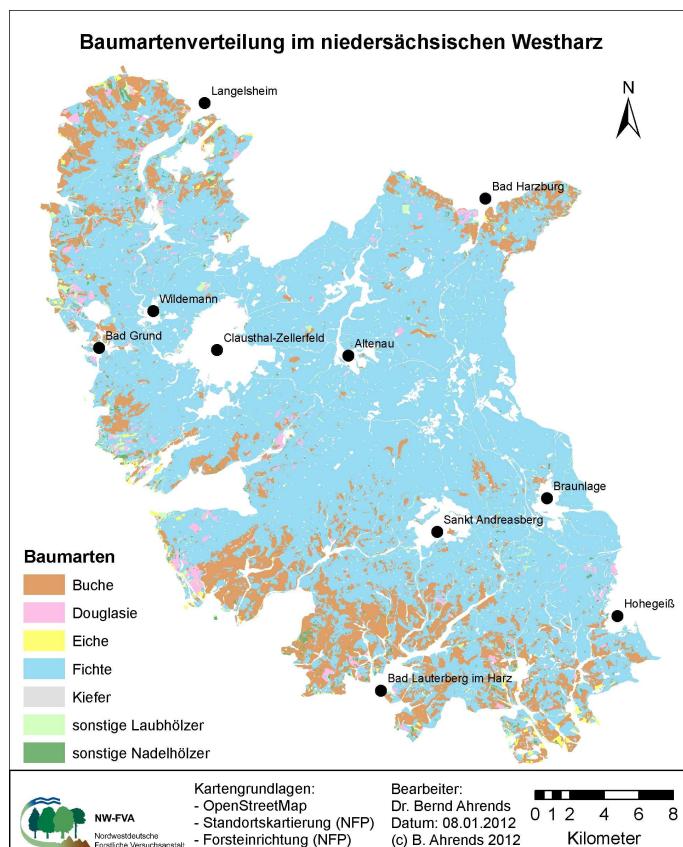


Abbildung 8.5: Baumartenverteilung der Forstseinrichtung im niedersächsischen Teil des Harzes (Westharz).

8.3.3. Ergebnisse und Diskussion

Die Abbildungen 8.6 bis 8.8 geben einen großräumigen Überblick über die Nährstoffausstattung im niedersächsischen Westharz. Die dargestellten Elementvorräte wurden mit dem in Kapitel 7 beschriebenen Modell für das Untersuchungsgebiet auf Grundlage der Standortskartierung regionalisiert. Bei der lokalen Nutzungsplanung anhand der dargestellten Nährstoffvorräte sind unbedingt die hohe kleinräumliche Variabilität der Nährstoffvorräte in den Böden (GRIGAL et al. 1991, EBERL 1998) und der Fehler des Regressionsmodells in Kapitel 7 zu beachten. Daher sind in den Abbildungen neben den mittleren Nährstoffvorräten auch die Elementvorräte abzüglich des Standardfehlers des Modells dargestellt. Hierdurch werden die Unsicherheiten verdeutlicht, die bei der jeweiligen Nutzungsplanung unbedingt beachtet werden müssen. Da standörtlich

nicht angepasste Nutzungsintensitäten zu erheblichen Zuwachseinbußen führen können (BRAUN et al. 2009, EGNELL u. VALINGER 2003, HELMISAARI et al. 2011, NORD-LARSEN 2002), sollte im Zweifelsfall immer von geringeren Bodenvorräten ausgegangen werden. So zeigt sich z.B. für die Calciumvorräte, dass nach Abzug der Standardfehler die gesamte westliche Hälfte des Untersuchungsgebietes Vorräte von unter 800 kg ha⁻¹ auf den schlechteren Standorten aufweist. Hierzu ist einschränkend anzumerken, dass die Kalkungen im Harz nur z.T. bei der Modellierung der Bodenvorräte berücksichtigt werden konnten (vgl. Kapitel 7). Bei den Kaliumvorräten sinken die Vorräte großräumig im nördlichen Teil des Untersuchungsgebiets auf unter 400 kg ha⁻¹ ab. Grundsätzlich sind in allen Bereichen des Untersuchungsgebiets die Vorräte an Calcium höher als die an Magnesium und Kalium. In den Böden aus Kolluvionen, Kalkgesteinen und basenreichen Silikatgesteinen überschreiten die Vorräte den dargestellten Legenbereich z. T. um ein Vielfaches. Das es bei der vorgegebenen Fragestellung jedoch im Wesentlichen um die Betrachtung der mittleren und nährstoffschwachen Standorte geht, erscheint diese Darstellung als angemessen.

Die geschätzten Größenordnungen werden in ihrer Tendenz durch die Ergebnisse von Vorratsberechnungen aus Profilen verschiedener Ausgangsgesteine im Westharz bestätigt (EBERL 1998). Bei einem direkten Vergleich ist zu beachten, dass die bei EBERL (1998) berechneten Vorräte den Auflagehumus nicht mit einschließen und so insbesondere auf den nährstoffarmen Standorten geringer ausfallen. Hinzukommt, dass die von EBERL (1998) ausgewerteten Profile überwiegend die Situation in den 80er Jahren widerspiegeln und die erfolgten Kalkungen der vergangenen 3 Jahrzehnte nicht berücksichtigen können.

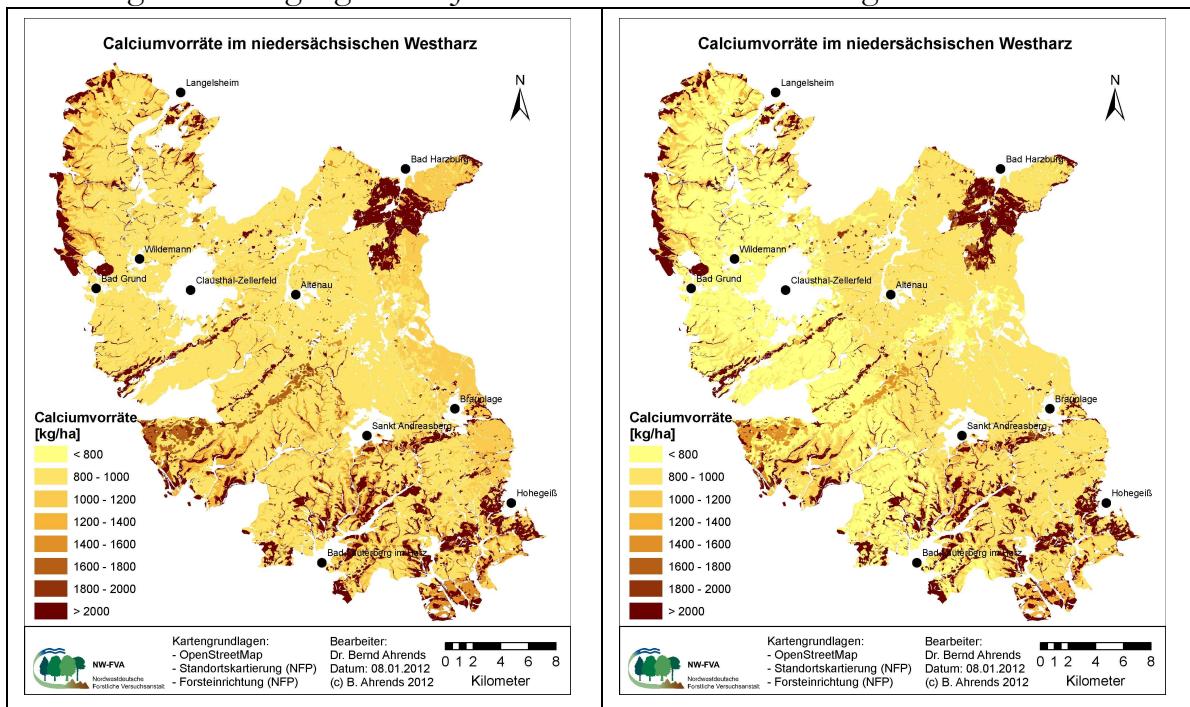


Abbildung 8.6: Regionalisierte mittlere Calciumvorräte (linke Abb.) (Auflagehumus + Mineralboden bis 90 cm Tiefe) im niedersächsischen Teil des Harzes und mittlere Calciumvorräte minus Standardfehler des Regressionsmodells (rechte Abb.).

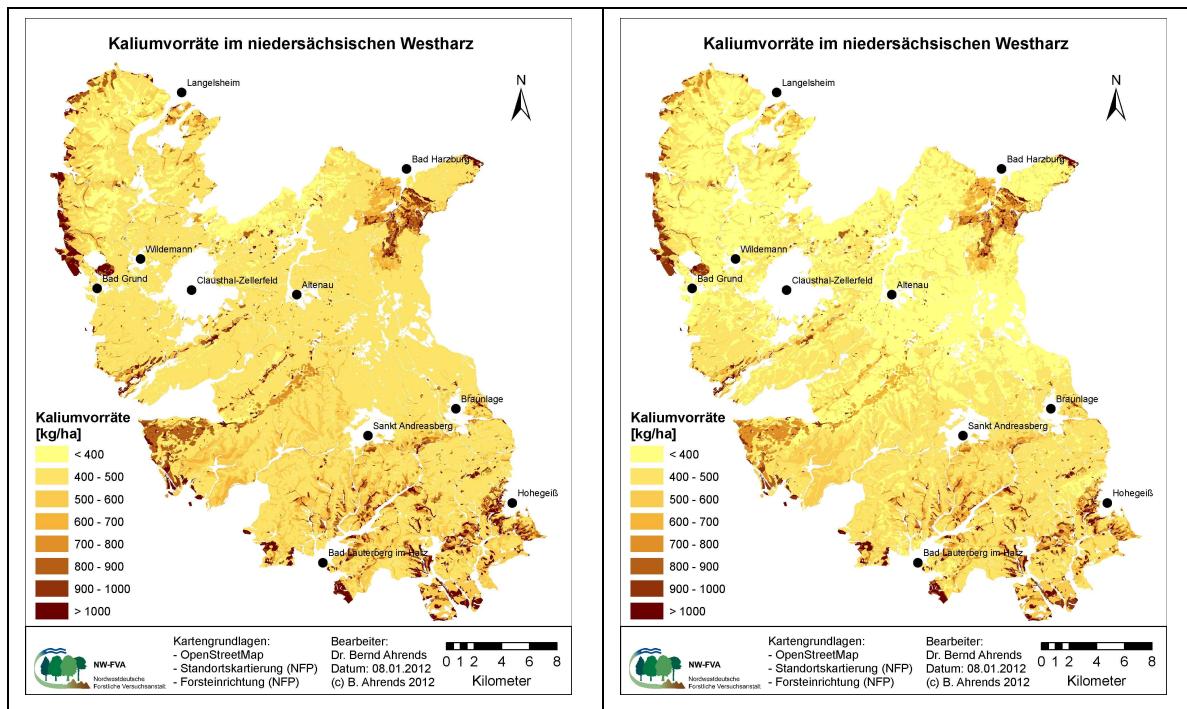


Abbildung 8.7: Regionalisierte mittlere Kaliumvorräte (linke Abb.) (Auflagehumus + Mineralboden bis 90 cm Tiefe) im niedersächsischen Teil des Harzes und mittlere Kaliumvorräte minus Standardfehler des Regressionsmodells (rechte Abb.).

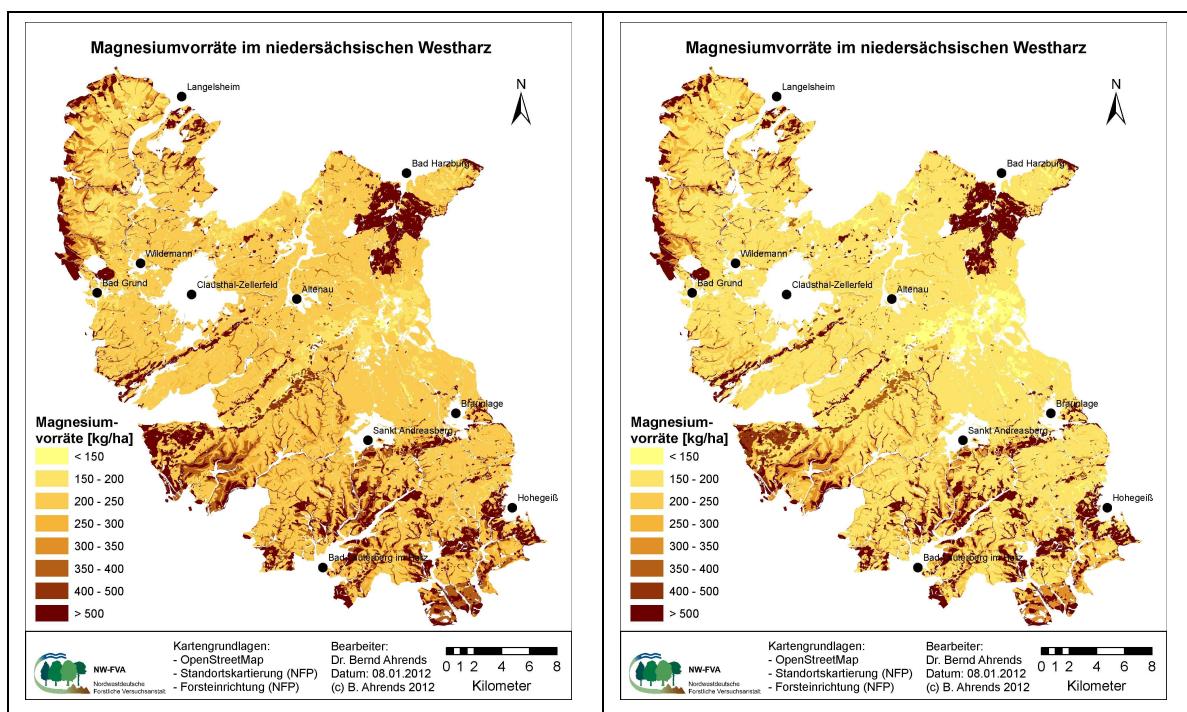


Abbildung 8.8: Regionalisierte mittlere Magnesiumvorräte (linke Abb.) (Auflagehumus + Mineralboden bis 90 cm Tiefe) im niedersächsischen Teil des Harzes und mittlere Kaliumvorräte minus Standardfehler des Regressionsmodells (rechte Abb.).

Weiterhin ist anzumerken, dass bei EBERL (1998) nur Mittelwerte, Minimum und Maximum angegeben wurden. Aufgrund des z.T. sehr geringen Stichprobenumfangs wäre der Median als weiterer statistischer Parameter sicherlich sinnvoll gewesen. Vor diesem Hintergrund sollte auch der Mittelwert der sehr geringen Kaliumvorräte bei EBERL (1998) auf den basenreichen Silikatgesteinen nur mit Vorsicht zum Vergleich herangezogen werden.

Die Abbildung 8.9 verdeutlicht, dass das zuvor beschriebene Bewertungssystem als einfach zu interpretierende Planungsgrundlage für den Westharz genutzt werden kann. Bei der Interpretation der jeweiligen lokalen Situation müssen zusätzlich die durchgeführten Kalkungsmaßnahmen berücksichtigt werden.

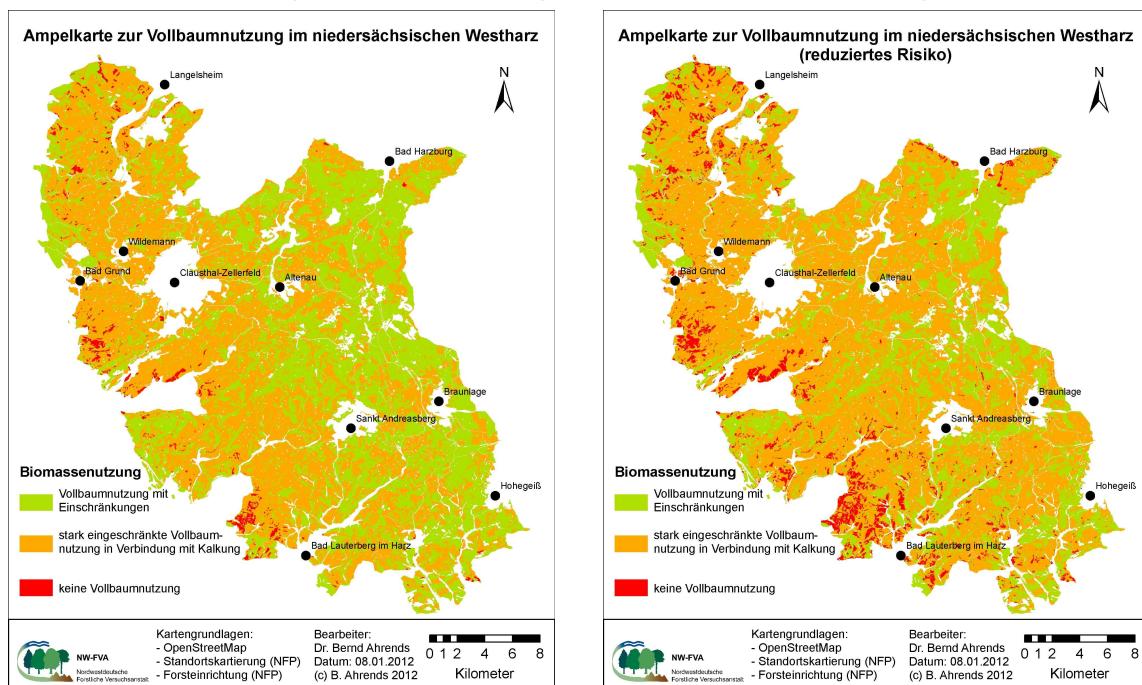


Abbildung 8.9: Beispiel einer Ampelkarte zur Vollbaumnutzung unter Berücksichtigung der aktuellen Bestockung und Bonität und mittlerer (linke Abb.) sowie verminderter Nährstoffvorräte im Boden (rechte Abb., Mittelwert minus Fehler des Mittelwertes.) im niedersächsischen Teil des Harzes.

Insbesondere die Ampelkarte, die von den Bodenvorräten (Standardfehler des Regressionsmodells) ausgeht (Abb. 8.9 rechte Seite), zeigt deutlich, auf welchen Standorten die größten Auswirkungen bei einer erhöhten Nutzungsintensität zu erwarten sind. Hierbei handelt es sich vor allem um die mit Buchen bestockten Standorte (vgl. Abb. 8.5), die nur mäßig mit Nährstoffen versorgt sind. Bei der Interpretation der Karten ist weiterhin zu beachten, dass die nährstoffschwachen Standorte (vgl. Abb. 8.4) im Hochharz aufgrund der geringen Ertragsklassen durch

niedrigere Entzüge (vgl. Tab. 8.6) gekennzeichnet sind. Der überwiegende Teil des Westharzes, der mit Fichten bestockt ist, ist nach dem vorgestellten Bewertungssystem für eine eingeschränkte Vollbaumnutzung in Verbindung mit einer Kompensationskalkung geeignet sein.

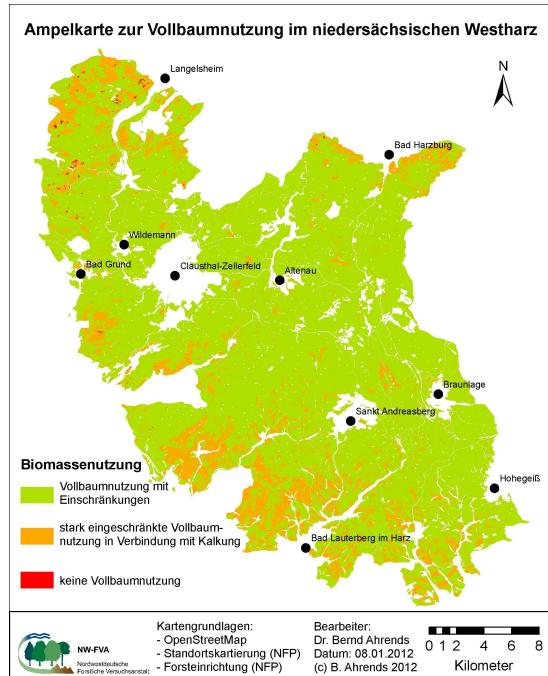


Abbildung 8.10: Beispiel einer Ampelkarte mit berücksichtigten Bodenschutzkalkungen von 3 Tonnen pro Hektar im niedersächsischen Teil des Harzes.

Die Abb. 8.10 zeigt den Effekt einer solchen Kalkung mit 3 Tonnen pro Hektar auf das Bewertungssystem. Entsprechend ist auf einer Vielzahl von Standorten nach einer Kalkung eine intensivierte Biomassenutzung möglich. Auf den mit der Farbe „orange“ gekennzeichneten Standorten herrscht nach dem Bewertungssystem Kaliummangel, so dass sich durch eine Standardkalkung mit Magnesium und Calcium keine Verbesserungen ergeben würden. Die Gefahr eines Kaliummangels, sollte unter der Berücksichtigung der Unsicherheiten bei der Kalumbilanzierung (vgl. Kapitel 2) und der Ableitung von Schwellenwerten der diesbezüglichen Nährstoffindices weiter diskutiert und untersucht werden. Entsprechend sollte in Zukunft insbesondere dem Kalium mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden, da z.B. durch hohe Ca-Gehalte im Boden die Kalium-Aufnahme der Pflanzen nachteilig beeinflusst werden kann (Kalium-Calcium-Antagonismus) (EVERS u. HÜTTL 1992). Hier besteht Forschungsbedarf, um einem eventuellen Kaliummangel (WILPERT et al. 2011, FLÜCKINGER et al. 1986, ZÖTTL U. HÜTTL 1985) rechtzeitig entgegenwirken zu können.

8.4. Folgerungen und Ausblick

Eine standortsspezifische Bewertung der Vollbaumnutzung ist kein triviales Problem und erfordert streng genommen für jeden Standort sowohl die Kenntnis der Nährstoffvorräte im Boden als auch der weiteren Bilanzgrößen des Stoffhaushaltes (Verwitterung, Sickerwasseraustrag, Deposition). Bei einer element-spezifischen Betrachtung mit Hilfe von Nährstoffmodellen bestehen jedoch große Unsicherheiten bei der Abschätzung der jeweiligen Elemente in den Bilanzmodellen durch die schwer zu quantifizieren Austräge mit dem Sickerwasser (SVERDRUP et al. 2006). Angesichts dieser Unsicherheiten und der Komplexität in der Modellentwicklung zur flächenhaften Anwendung von Nährstoffbilanzen wird mit dem Nährstoffentzugsindex ein einfacher Indikator vorgestellt, der eine praxistaugliche Planungsgrundlage darstellt. Mit ihm lassen sich ökologische und ökonomische Schäden durch eine zu hohe Nutzungsintensität verhindern.

9. Schlussfolgerungen und Ausblick

Hermann Spellmann, Karl-Josef Meiwes und Jürgen Nagel

Für die Schätzung von Waldrestholzpotenzialen und Nährstoffentzügen ist die Bestimmung der oberirdischen Biomasse getrennt nach den Kompartimenten Derbholz ohne Rinde, Rinde des Derbholzes, Äste 1 bis 7 cm, Reisig und Nadeln eine wichtige Voraussetzung. Die Unterteilung in diese Kompartimente ist nicht nur wegen der unterschiedlichen Rohdichten von Bedeutung, sondern vor allem wegen der unterschiedlichen Verwertungsmöglichkeiten und der mit ihrer Nutzung verbundenen Nährstoffentzüge. In der Literatur sind für die im Projekt zu untersuchenden Baumarten Eiche, Buche, Fichte, Kiefer zahlreiche und für die Douglasie einige Schätzfunktionen für verschiedene Kompartimente beschrieben. Eine Analyse dieser Funktionen zeigte, dass sie bei gleichen Eingangsparametern zum Teil gerichtet abweichende Biomassen liefern. Die Abweichungen können durch unterschiedliche Funktionstypen, regionale Unterschiede, durch abweichende Definitionen der Kompartimente und durch die Spreizung der den Modellen zugrunde liegenden Datenbereiche verursacht sein. Aus diesem Grunde war es nötig, zusätzliche Biomasseuntersuchungen in Nordwestdeutschland durchzuführen. Es wurden insgesamt 153, auf die Hauptbaumarten verteilte Bäume ausgesucht und für die Biomassenbestimmung gefällt. Die Bestände der Probenahmen repräsentieren jeweils arme und reiche Standorte und die Probebäume selbst decken ein breites Spektrum an Durchmesserklassen ab. Die Biomasse der Einzelbaumkompartimente wurde mit dem RBS-Stichprobeverfahren für Laubholz und einem quirlbasierten Stichprobenverfahren für Nadelholz erfasst. Die Messwerte wurden im Anschluss an die Trocknung der Proben für jeden Einzelbaum hochgerechnet. Die beiden Stichprobenverfahren

und die Berechnung der Biomasse nach Kompartimenten wurden mit der FVA Baden-Württemberg abgestimmt, um so später eine Überprüfung ggf. bestehender regionaler Unterschiede mit Daten zu ermöglichen, die mit dem gleichen Stichprobeverfahren erhoben wurden. Die Bedeutung einer vergleichbaren Aufnahmemethodik zeigte sich bei dem im Projekt fehlgeschlagenen Versuch, Biomassedaten aus früheren Untersuchungen an der NW-FVA in die Auswertungen einzubeziehen. Hierzu müssen noch einmal gesondert Transferfunktionen erarbeitet werden. Darüber erscheint es notwendig, bei künftigen Untersuchungen das jeweilige Standraumangebot der Probedäume stärker zu berücksichtigen, weil es einen wesentlichen Einfluss auf die Anteile der verschiedenen Baumkompartimente an der gesamten oberirdischen Biomasse hat. Außerdem sollte die bisher geringe Datenbasis bei der Douglasie und das erfasste Baumartenspektrum erweitert werden. Dies gilt insbesondere für die Weichlaub- und die Edellaubbaumarten, die ebenfalls nennenswerte Flächenanteile in Deutschland aufweisen.

Als Hauptergebnis der Biomassebestimmungen wurden für die untersuchten Baumarten Funktionen zur Schätzung der Biomasse für die wichtigsten Baumkompartimente erstellt. Die Biomassen der Baumarten Eiche, Buche, Fichte und Kiefer lassen sich mit einer vertretbaren Streuung zwischen 10 und 20 % erwartungstreu schätzen. Für die Douglasie konnten nur vorläufige Funktionen entwickelt werden, weil der Stichprobenumfang für diese Baumart deutlich zu gering war. Allgemein waren die Schätzfehler und die Streuung für das Derbholz geringer als für die Äste mit einer Stärke von 1 bis 7 cm und diese wiederum geringer als für das Feinreisig. Der Nadelanteil ging als Mittelwert in die Berechnungen ein. Der prozentuale Anteil des Reisigs und der Äste an der oberirdischen Biomasse nimmt mit steigendem Durchmesser der Bäume ab. Die Biomassenkompartimente < 7 cm haben bei zielstarken Eichen, Kiefern und Buchen einen Anteil von ca. 10 % und bei Fichte und Douglasie von 20 %.

Zur praktischen Abschätzung des Waldrestholzaufkommens und der damit verbundenen Nährstoffentzüge wurden alle im Projekt entwickelten Biomassefunktionen und die Funktionen zur Bestimmung der Nährstoffgehalte in den verschiedenen Biomassekompartimenten in das Softwarepaket TreeGrOSS des ForestSimulators der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) integriert. Der Simulator koppelt Softwarekomponenten, mit denen die Entwicklung von Waldbeständen bei unterschiedlicher waldbaulicher Behandlung simuliert werden kann. Dieses Planungswerkzeug wurde für die forstliche Praxis entwickelt. Es unterstützt sowohl die mittelfristige Planung der Forsteinrichtung, als auch die jährliche Planung der Forstbetriebe, indem es eine Bewertung unterschiedlicher Nutzungsszenarien ermöglicht. Nunmehr lassen sich auch die Auswirkungen unterschiedlich intensiver Biomasseentnahmen bei Vornutzungs- und Endnutzungseingriffen (Stärke und Wiederkehr der Eingriffe sowie in die Vermarktung einbezogene Biomassekompartimente einschließlich ihrer

Entnahmeanteile) auf das Waldrestholzaufkommen und die damit verbundenen Nährstoffentzüge bewerten. Einen weiteren Entwicklungsschritt würde die Kopplung des so erweiterten ForestSimulators mit GIS-Komponenten im Programm WaldPlaner der NW-FVA darstellen, wodurch zusätzlich der Raumbezug zu den in die Simulation einbezogenen Pflege- bzw. Nutzungsblöcke geschaffen würde.

Beispielhaft wurden im Projekt die langfristigen Auswirkungen von vier verschiedenen Biomasse-Nutzungsszenarien für ausgewählte Weiserbestände der Hauptbaumarten simuliert. Dazu wurden vier verschiedene Nutzungsszenarien über den jeweiligen Produktionszeitraum gerechnet. Hierbei zeigte sich, dass bei den Nadelbaumarten eine ständige Vollbaumnutzung zu einer Steigerung der genutzten Biomasse gegenüber der „konventionellen“ Ernte von 22 % bei Fichte und von 39 % bei Kiefer führen würde. Bei einer Beschränkung der Waldrestholznutzung auf den Gassenauftrieb vor der Erstdurchforstung und die drei letzten Nutzungen im Bestandesleben würde die nutzbare Biomasse bei Fichte um 10 % und bei Kiefer um 22 % steigen. Bei der Buche, deren Sortimente im Kronenbereich in der Modellierung nicht separat ausgewiesen werden konnte, betrug das Waldrestholzaufkommen (=Nicht-Derbholz) 12 % des Derbholzes. Für die Eiche mit ihren langen Produktionszeiträumen wurde auf eine langfristige Simulation verzichtet, da die Ergebnisse mit zu großen Unsicherheiten behaftet sind. Ein Baumartenvergleich auf Basis der betrachteten Weiserbestände ist aber nicht direkt möglich, weil diese auf zu unterschiedlichen Standorten stocken und dementsprechend unterschiedliche Bonitäten aufweisen. Für diesen Zweck müssten auf gleichem Standorten Bestände verschiedener Baumarten in ihrer Entwicklung analysiert werden (vgl. WÖRDEHOFF et al. 2011).

Die vorliegende Untersuchung hat erneut bestätigt, dass sich durch Vollbaumnutzungen das Rohholzaufkommen im Mittel etwa um 20 % gegenüber einer konventionellen Holznutzung steigern lässt. Demgegenüber erhöhen sich bei den Nadelholzbaumarten die mit der restlichen Biomasse entnommenen Mengen an Hauptnährstoffen um 60 – 90 %. Der Nährstoffexport mit dem Waldrestholz ist also im Vergleich zum Biomasseexport überproportional hoch; er wirkt sich zudem versauernd auf den Boden aus. Bei der Simulationsvariante „Vollbaumnutzung beschränkt auf den Gassenauftrieb und die drei letzten Hauptnutzungen“ erhöhte sich die geerntete Biomasse bei den Nadelholzarten nur um 6 - 22 %, während sich die Nährstoffentzüge mit etwa 23 – 33 % in Grenzen hielten. Diese Gegenüberstellung zeigt, wie stark die Intensität der Biomassenutzung die Nährstoffentzüge beeinflusst, und dass man mit gestaffelten Nutzungskonzepten einen weiten Gestaltungsspielraum für standörtlich vertretbare Biomassenutzungen hat. Hierbei kann der Faktor Alter der Bestände eine ebenso große Rolle spielen wie die Eingriffsstärke.

Bei der Planung von Biomassenutzungen sind auch die baumartenspezifischen Unterschiede sorgfältig zu beachten, da die Baumarten mit den zur Verfügung Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407)

stehenden Nährstoffen mehr oder weniger effizient umgehen. Ein Maß ist hierfür die Nährstoffnutzungseffizienz, die angibt, wie viel Kilogramm Kohlenstoff z. B. beim Einsatz von 1 kg eines Nährstoffes im Baum gebunden werden. Bei den Nährelementen Calcium und Magnesium zeichnet sich die Douglasie durch ihre Nährstoffnutzungseffizienz aus, beim Kalium ist die Effizienz von Douglasie und Kiefer höher als diejenige von Fichte und Buche, während beim Phosphor die Kiefer vorne liegt und die Fichte beim Stickstoff am effizientesten ist.

In diesem Projekt wurden die Simulationen der verschiedenen Nutzungsszenarien ohne Ernteverluste gerechnet. Die ermittelten Daten stellen dementsprechend die Potenziale an erntefähiger Biomasse dar. Um exemplarisch die Größenordnung der Ernteverlusten einschätzen zu können, wurden in einem Praxisversuch im Niedersächsischen Forstamt Ahlhorn, Revier Harpstedt, die Ernteverluste bei der Erschließung zweier Eichenjungbestände erfasst. Die auf den Rückegassen und dem Polterplatz verbliebenen Reste beliefen sich auf 10 % der Gesamtbiomasse, die aus 60 % Derbholz und 40 % Nicht-Derbholz bestand. (DAMMAST 2010). Diese Verluste sind relativ gering im Vergleich zu der Untersuchung von HEPPERLE (2010), der in Fichtenaltbeständen Ernteverluste von 6 % des Derbholzes und 72 % des Nichtderbholzes bzw. in Buchenbeständen 16 % des Derbholzes und 77 % des Nichtderbholzes festgestellt hatte. Die großen Unterschiede zwischen diesen Befunden legen weitere Untersuchungen nahe, zumal es sich hierbei um das sehr nährstoffreiche Nichtderbholz handelt.

Wichtige Indikatoren zur standörtlichen Bewertung von Vollbaumnutzungen sind Nährstoffbilanzen sowie Nährstoffentzugsindices, die das Verhältnis von Nährstoffvorräten im Boden zu Nährstoffentzügen durch Biomassenutzung darstellen. Auf den gut nährstoffversorgten, eutrophen Standorten sind die Bilanzen zur Zeit positiv oder weitgehend ausgeglichen, so dass hier durch Vollbaumnutzungen keine Verarmungen der Standorte befürchtet werden müssen, während die Risiken einer Übernutzung auf schlechter ausgestatteten Standorten nicht zu vernachlässigen sind. Unter Risiko wird hier die Wahrscheinlichkeit zukünftiger Wachstumseinbußen verstanden.

In ungekalkten Beständen in Nordwestdeutschland sind die Calcium- und Magnesiumbilanzen der mittleren und schlechten Standorte mit basenarmen Silikatengesteinen als geologischem Ausgangssubstrat bereits bei konventioneller Derbholzernte häufig negativ (KLINCK et al. 2012). Dies hat zum einen mit der allmählichen Abpufferung der im Boden oft tief reichenden Versauerung durch die noch vorhandenen Calcium- und Magnesiumvorräte zu tun. Diese wurden in den letzten 20 – 40 Jahren jenseits der Verwitterung nicht mehr durch luftbürtige Calciumeinträge aufgefüllt. Zum anderen sind in demselben Zeitraum die Zuwachsrate infolge erhöhter Stickstoffeinträge gestiegen und es wurde entsprechend mehr Calcium und Magnesium in der Biomasse gespeichert. Um die Standortskräfte zu erhalten und den Wald nachhaltig bewirtschaften zu können, wurden aber in den letzten Jahrzehnten vielerorts den Stoffkreisläufen fehlende

Calcium- und Magnesiummengen durch Bodenschutz- oder Kompensationskalkung zugeführt. Diese Maßnahmen erlauben den Forstbetrieben heute Nutzungen, die über die Derbholznutzung hinausgehen. Sie dürfen aber nicht wahllos erfolgen, sondern müssen die auch weiterhin bestehenden luftbürtigen Stoffeinträge ebenso berücksichtigen, wie die Bodenvorräte, die Stoffausträge mit der Biomassennutzung und dem Sickerwasser sowie die nachschaffende Kraft aus der Verwitterung der Ausgangssubstrate. Die Prozessanalysen, Inventurergebnisse und Konzepte zur Sicherung der Bodenfruchtbarkeit liegen hierzu vor. Sie bilden die Grundlagen für die Abgrenzung ökosystemverträglicher und nicht vertretbarer Biomassenutzungen.

Zur Bewertung der standörtlichen Nachhaltigkeit wurden im Projekt Nährstoffbilanzen aus Fallstudien herangezogen, die als Hintergrundinformationen dienten. Die standörtliche Bewertung konkreter Wirtschaftsflächen erfolgte mit Hilfe von Nährstoffentzugsindices für Kalium, Calcium und Magnesium. Sie sind definiert als Verhältnis von Bodenvorrat zu Nährstoffentzug. Für die Schätzung der Bodenvorräte in den Beständen wurde ein statistisches Modell entwickelt, mit dem es auf standortskartierten Flächen in den Ländern Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt sowie im altpleistozänen Teil von Schleswig-Holstein möglich ist, eine Abschätzung der pflanzenverfügbaren Kalium-, Calcium- und Magnesium-Vorräte vorzunehmen. Die so ermittelten Bodenvorräte können den auf Basis von Forsteinrichtungsdaten und Waldbauregeln mit dem Softwarepaket TreeGrOSS des ForestSimulators der NW-FVA geschätzten Nährstoffentzügen gegenübergestellt und anhand von Schwellenwerte für die Nährstoffentzugsindices bewertet werden. Damit steht für die Beratung der forstlichen Praxis ein Planungswerkzeug zur Verfügung, mit dem sowohl die Bodenvorräte, die Wuchsleistung von Rein- und Mischbeständen, wie auch die Nutzungsintensität berücksichtigt werden können.

Weitere Verbesserungsmöglichkeiten der standörtlichen Bewertung der Vollbaumnutzung bieten eine genauere Quantifizierung der Verwitterungsraten, die dynamische Modellierung der Stoffflüsse, die Einbeziehung der Verfügbarkeit von Phosphor, eine bessere Beschreibung der Durchwurzelungsintensitäten und –tiefen, eine klarere Abgrenzung der pflanzenverfügbaren Nährlementvorräte sowie eine bessere Absicherung der Schwellenwerte für die Nährstoffentzugsindices. Darüber hinaus sind die Regionalisierungsmodelle weiterzuentwickeln, mit denen es möglich ist, für unterschiedliche Randbedingungen im Bereich der luftbürtigen Stoffdepositionen, des Klimawandels sowie der technisch wie ökonomisch sinnvollen Nutzungsintensitäten die Auswirkungen auf den Standort zu simulieren. Ansätze zur Regionalisierung von Nährstoffbilanzen finden sich bei AHRENDS et al. (2008) oder v. WILPERT et al. (2011), die Option der Kopplung von Modellen mit GIS-Komponenten bietet das Programmsystem WaldPlaner der NW-FVA (HANSEN u. NAGEL 2012).

Schließlich ist noch anzumerken, dass bisher in Deutschland einschlägige Versuche fehlen, in denen unter experimentellen Bedingungen die Auswirkungen von Vollbaumnutzung mit stark variierenden Nutzungsintensitäten auf den Stoffhaushalt, die Leistung der Bestände und das Biomasseaufkommen untersucht werden. Anknüpfungspunkte zur standörtlichen Bewertung von intensiveren Biomassenutzungen bieten darüber hinaus auch Düngeversuche, die in den letzten Jahrzehnten oftmals vernachlässigt wurden.

10. Literatur

10.1. zu Kapitel 1

BMU (2009): Erneuerbare Energien. <http://www.bmu.de>.

MANTAU, U.; WEIMAR, H. & SÖRGEL, C. (2004): Holzrohstoffbilanz Deutschland – Bestandsaufnahme 2002. www.bundeswaldinventur.de/media/archive/226.pdf

MANTAU, U. (2008): Entwicklung der stofflichen und energetischen Holzverwendung. Vortag anlässlich des Symposiums „Gesamtstrategie Wald 2020“. Berlin, 10.12.2008.

MANTAU, U.; SAAL, U.; PRINS, K.; STEIERER, F.; LINDER, M.; VERKERK, H.; EGGLERS, J.; LEEK, N.; OLDENBURGER, J.; ASIKAINEN, A. u. ANTTILA, P. (2010): EUwood - Real potential for changes in growth and use of EU forests. Final report. Hamburg/Germany, June 2010, 160 S.

WISS. BEIRAT FÜR AGRARPOLITIK BEIM BMELV (2007): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik. Gutachten, November 2007. <http://www.bmelv.de>.

10.2. zu Kapitel 2

ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortsaufnahme 6. Aufl. IHW-Verlag, Eching

- AUGUSTIN, S.; MINDRUP, M.; MEIWES, K.J. (1997): Soil chemistry, in: Hüttl, R.F., Schaaf, W. (Eds.), Magnesium deficiency in forest ecosystems. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 255-273.
- BARRÉ, P.; MONTAGNIER, C.; CHENU, C.; ABBADIE, L.; VELDE, B. (2008): Clay minerals as a soil potassium reservoir: observation and quantification through X-ray diffraction. *Plant and Soil* 302, 213 - 220
- BECK W.; HEINSDORF, D. (2007): Dendromassevorräte, Nährelementspeicherung und Nettoprimärproduktion in Kiefern-Ökosystemen des nordostdeutschen Tieflandes. *Eberswalder Forstl. Schriftenreihe* 32, 357 - 362
- BELANGER, N.; PARRÉ, D.; YAMASAKI, S. H. (2003): The acid base status of boreal black spruce stands after whole tree and stem-only harvesting. *Can. J. For. Res.* 33, 1874 - 1879
- BRUMME, R.; MEESENBURG, H.; BREDEMEIER, M.; JACOBSEN, C.; SCHÖNFELDER, E.; MEIWES, K.J.; EICHHORN, J. (2009): Changes in soil solution chemistry, seepage losses, and input-output budgets at three beech forests in response to atmospheric depositions. In: R. Brumme; P.K. Khanna (Hrsg.): Functioning and Management of European Beech Ecosystems, *Ecol. Studies* 208, 303-336
- DULTZ, S. (2001): Veränderung des mineralogischen Stoffbestandes in Böden aus pleistozänen Sedimenten Nordwestdeutschland und deren Bedeutung für die Elementfreisetzung. *Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Reihe A*, Bd. 172, 1 - 201
- EGNELL, G.; LEIJON, B. (1999): Survival and Growth of Planted Seedlings of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* After Different Levels of Biomass Removal in Clear-felling. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14, 303
- EGNELL, G.; VALINGER, E. (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
- EGNELL, G. (2011): Is the productivity decline in Norway spruce following whole tree harvesting in the final felling in boreal Sweden permanent or temporary. *Forest Ecology and Management* 261, 1148 - 153
- ERHARD, M.; FLECHSIG, M. (1998): A landscape model for the investigation of atmospheric pollution effects on the dynamics of Scots pine ecosystems. In: Hüttl, R.F.; Bellmann, K. (eds.): changes of atmospheric chemistry and effects on forest ecosystems. Kluwer Academic Publ. Dodrecht, pp 283- 312
- FIEDLER, H. J.; FIEDLER, E.; HOFFMANN, F.; HÖHNE, H.; SAUER, G.; THOMASIUS, H. (1962): Auswertung eines Streunutzungsversuches von H. Vater aus dem Jahre 1912. *Archiv für Forstwesen* 11, 70-128

- FIEDLER, H.J.; HOFFMANN, F.; HÖHNE, H.; LEUTSCHIG, S. (1965): Die Untersuchung der Böden. Verlag Theodor Steinkopf, Dresden
- FLÜCKINGER , W.; BRAUN, S.; MAINIERO, R.; SCHÜTZ, K.; THOMAS, V. (2011): Auswirkungen erhöhter Stickstoffbelastung auf die Stabilität des Waldes. <http://www.bafu.admin.ch/Wald/> (12. 11. 2011)
- HÄSSIG, J.; ZIMMERMANN, S.; WALDNER, P.; THEES, O.; LEMM R. (2009): Ein Modell zur Bewertung des Nährstoffentzugs durch die Holzernte – Erste Anwendung bei intensivierter Energieholznutzung im Schweizer Mittelland. In Thees O.; Lemm R. (Ed.): Management zukunftsfähige Waldnutzung. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL ; Zürich, vdf Hochschulverlag. 191 – 224
- HEDLEY, M.J.; STEWART J.W.B.; CHAUHAN B.S. (1982) Changes in inorganic and organic phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 970-976
- HELMISAARI, H.; HANSSON K.H.; JACOBSON S.; KUKKOLA, M.; LUIRO, J.; SAARSALMI, A.; TAMMINEN, P.; TVEIDTE, B. (2011): Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long term impact on tree growth. *Forest Ecology and Management* 261, 1919- 1927
- ILG, K.; WELLBROCK, N.; LUX, W. (2009): Phosphorus supply and cycling at long-term forest monitoring sites in Germany. –*Eur. J. For. Res.* DOI10.1007/s10342-009-0297-z
- INGESTAD, T. (1979): Mineral nutrient requirement of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* seedlings. *Physiol. Plant* 45, 373 - 380
- JACOBSON, S.; KUKKOLA, M.; MÄLKÖNEN, E.; TVEITE, B. (2000): Impact of whole tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. *Forest Ecology and Management* 129, 41-51
- JACOBSEN, C.; RADEMACHER, P.; MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J. (2003): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten – Literaturstudie und Datensammlung. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Reihe B, 69, 1-81
- KHANNA, P.K.; BAUHUS, J.; MEIWES, K.J.; KOHLER, M.; RUMPF, S.; SCHÖNFELDER (2007): Assessment of changes in the Phosphorus status of forest ecosystems in Germany – Literaturre review and analysis of existing data. Report to Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft pp 1 - 82
- KLAMINDER, J.; LUCAS, R.W.; FUTTER, M.N.; BISHOP, K. H.; KÖHLER, S. J.; EGHELLI, G.; LAUDON, H. (2011): Silicate mineral weathering rates estimates: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407)

- Are they precise enough to be useful when predicting the recovery of nutrient pools after harvesting. *Forest Ecology and Management* 261, 1 - 9
- KLINCK, U.; RADEMACHER, P.; SCHELER, B.; WAGNER, M.; FLECK, S.; AHRENDS, B.; MEIWES, K.J.; MEESENBURG, H. (2012): Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. in: HÖPER, H. U. MEESENBURG, H. (Hrsg.): Tagungsband – 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung. Landesbetr. f. Bergbau, Energie u. Geologie. Hannover
- KOGELMANN J.; SHARPE W.E. (2006): Soil acidity and manganese in declining and non declining sugar maple stands in Pennsylvania. *J. Environm. Qual.* 35, 443-441
- KÖLLING, C. (2010): Maß halten – Biomassenutzung kann Produktionskapital verzehren. *LWF- Waldforschung aktuell* 78, 28 - 31
- KREUTZER, K. (1979): Ökologische Fragen der Vollbaumnutzung. *Forstw. Cbl.* 98, 298-308
- KÜSTER, H.J. (1998): Geschichte des Waldes – Von der Urzeit bis zur Gegenwart. CH Beck, München
- LEMM, R.; THEES, O.; HENSLER, U.; HÄSSIG, J.; BÜRGY, A.; ZIMMERMANN, S. (2010): Ein Modell zur Bilanzierung des holzerntebedingten Nährstoffentzuges auf Schweizer Waldböden. *Schweiz. Z. Forstwesen* 161, 10, 410 – 412
- LEQUY, E.; CONIL, S.; TURPAULT, M.-P. (2012): Impacts of aeolian dust deposition on Europe forest sustainability: a review. *Forest Ecology and Management* 267, 240 - 252
- LIEBIG, J. VON (1855): Die Grundsätze der Agricultur-Chemie mit Rücksicht auf die in England angestellten Untersuchungen. Braunschweig, Friedr. Bieweg & Sohn, 107 S.
- MARQUARDT, W; BRÜGGEMANN, E. (1995): Long term-trends in chemistry in precipitation in long scale transport – Effects of atmospheric rehabilitation in East Germany, *Water, Air & Soil Pollution* 85, 665 – 670
- MARQUARDT, W.; BRÜGGEMANN, E.; IHLE, P. (1996): Trends in the composition of wet deposition: effects of the rehabilitation in East Germany. *Tellus* 48 B, 361 - 371
- MEHLICH, A. (1953): Rapid determination of cation and anion exchange properties and pH of soils. *J. Assos. Of. Agric. Chem.* 36, 455 – 457. (zit. in: THOMAS, G.W. 1982 in: page, A.L. (ed.): Methods of soil analysis, Part 2. Chemical and microbiological properties. *Agronomy* Nr. 9, 2nd. edn. pp 159 - 165

- 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, S. 1-12
- OTTO H.J. (2000): Waldbauliche Erfahrungen nach Sturm katastrophen – eine Rückschau in Niedersachsen. *Forst u. Holz* 55, 371 - 376
- PROE, M.F.; CAMERON, A.D.; DUTCH, J.; CHRISTODOULOU, X.C. (1996): The effect of whole tree harvesting on the growth of second rotation Sitka spruce. *Forestry*, 69, 389-401
- PROE M.; DUTCH, J. (1994): Impact of whole tree harvesting on second rotation growth of Sitka spruce: the first 10 years. *Forest Ecology and Management* 44, 39 – 54
- RIFFELL, S.; VERSCHUYL, J.; MILLER, D.; WIGLEY, T.B. (2011): Biofuel harvests, coarse woody debris, and biodiversity – a meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 261, 878 – 887
- RÖHMHELD V.; KIRKBY E.A. (2010): Research on potassium: needs and prospects. *Plant and Soil* 335, 155 - 180
- RICHTER, D.D.; ALLEN LH, LI J.; MARKEWITZ, D.; RAIKES J. (2006): Bioavailability of slowly cycling soil phosphorus: major restructuring of soil P fractions over four decades in an aggrading forest. *Oecologia* 150, 259-271
- SAARSALMI, A.; TAMMINEN, P.; KUKKOLA, M. & HAUTAJÄRVI, R. (2010): Whole-tree harvesting at clear-felling: Impact on soil chemistry, needle nutrient concentrations and growth of Scots pine. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25, 148
- SCOTT, A.; DEAN, T.J. (2006): Energy trade-offs between intensive biomass utilization, site productivity loss, and ameliorative treatments in loblolly pine plantations. *Biomass and Bioenergy* 30, 1001 – 1010
- STERBA, H. (1988): Increment losses by full-tree harvesting in Norway spruce (*Picea abies*). *Forest Ecology and Management* 24, 283-292
- STERBA, H.; BRUNNER, H.; GUGGANIG, H.; HAUSER, B. (2003): Stammzahlreduktion ja, aber nicht als Ganzbaumnutzung. *Österr. Forstzeitung*, 114 (10), 18-19
- STÜBER, V.; MEIWES, K. J.; MINDRUP M. (2008): Nachhaltigkeit und Vollbaumnutzung: Bewertung aus Sicht der forstlichen Standortskartierung am Beispiel Niedersachsen. *Forst und Holz*, 63, 28-33

- STUPAK, I.; ASIKAINEN, A.; RÖSER, D.; PASANEN, K. (2008): Review of recommendations for forest energy harvesting and wood ash recycling. In: Röser, D.; Asikainen, A.; Raulund-Rasmussen, K.; Stupak, I. : Sustainable use of forest biomass for energy. Springer, Dordrecht, 155 - 196
- SVERDRUP, H.; THELIN, G.; ROBLES, M.; STJERNQUIST, I.; SÖRENSEN, J. (2006): Assessing nutrient sustainability in forest production for different tree species considering Ca, Mg, K, N and P at Björnstorps Estate, Sweden. Biogeochemistry 81, 219 - 238
- TAMM, C.O. (1991): Nitrogen in terrestrial ecosystems - Questions of productivity, vegetational changes, and ecosystem stability. Ecol. Studies 81, 1 - 115
- TRIPPLER C.E.; KAUSHAL, S.S.; LIKENS, G.E.; WALTER, M.T. (2006): Patterns in potassium dynamics in forest ecosystems. Ecology Letters 9: 451 - 466
- TRÜBY, P. (1994): Zum Schwermetallhaushalt von Waldbäumen. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 33, 1-286
- TURNER, J.; LAMBERT M.J. (2011): Analysis of nutrient depletion in a radiata pine plantation. Forest Ecology and Management 262, 1327-1336
- ULRICH B. (1966): Kationenaustauschgleichgewichte. Z. Pflanzenern. Bodenk. 113, 141 - 159
- ULRICH, B.; MAYER, R.; SOMMER, U. (1975): Rückwirkung der Wirtschaftsführung über den Nährstoffhaushalt auf die Leistungsfähigkeit der Standorte. Forstarchiv 46, 5 - 8
- ULRICH, B. (1993): 25 JAHRE ÖKOSYSTEM- UND WALDSCHADENSFORSCHUNG IM SOLLING. Forstarchiv 64, 147 – 152
- WALLANDER, H.; WICKMAN, T. (1999): Biotite and microcline as potassium sources in ectomycorrhizal and non mycorrhizal *Pinus sylvestris* seedlings. Mycorrhiza 9. 25 - 32
- WALMSLEY, J.D.; JONES D.L.; REYNOLDS B.; PRICE M.H.; HEALY J.R. (2009): Whole tree harvesting can reduce second rotation forestry productivity. Forest Ecology and Management 257, 1104-1111
- WESSELINK, B.; V. GRINSVEN, H.; GROßKURTH, G. (1994): Mechanisms and rates of silicate weathering at Solling, Germany. 31 - 52 In Wesselink, B.: Time trends and mechanisms of soil acidification. Thesis Wageningen
- WIEDEMANN E. (1935): Über Schäden durch Streunutzung im deutschen Osten. Forstarchiv 11, 386-390
- YUAN, L.; HUANG, J.; LI, X.; CHRISTIE, P. (2004): Biological mobilization of potassium from clay minerals by ectomycorrhizal fungi and eucalyptus seedlings roots. Plant and Soil 262, 351 - 361

10.3. zu Kapitel 3

- ALTHERR, E.; UNFRIED, P.; HRAHETZKY, J.; HRAHETZKY, V. (1978): Statistische Rindenbeziehungen als Hilfsmittel zur Ausformung und Ausmessung unentrindeten Stammholzes. Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 90: 294 S.
- BARTELINK, H. H. (1996): Allometric relationships on biomass and needle area of Douglas-fir. Forest Ecology and Management 86, 193-203
- BARTELINK, H. H. (1997): Allometric relationships for biomass and leaf area of beech (*Fagus sylvatica* L.). Annales des Sciences Forestieres, 54, 39–50
- CANCINO, J.; SABOROWSKI, J. (2005): Comparison of Randomized Branch Sampling with and without Replacement at the First Stage. Silva Fennica 39 (2): 201 - 216
- CERNY, (1990): Biomass of *Picea abies* (L.) Karst. in Midwestern Bohemia. Scandinavian Journal of Forest Research 5: 83-95
- CHROUST, L. (1985): Above-ground biomass of young pine forest (*Pinus sylvestris*) and its determination. Communicationes Instituti forestalis Cechosloveniae 14: 111-126
- CIENCIALA, E.; ČERNÝ, M.; TATARINOV, F.; APLTAUER, J. u. EXNEROVÁ, Z. (2006): Biomass functions applicable to Scots pine. Trees - Structure and Function, 20, 483-495
- CIENCIALA, E.; APLTAUER, J.; EXNEROVÁ, Z. u. TATARINOV, F. (2008): Biomass functions applicable to oak trees grown in Central-European forestry. Journal of Forest Science, 54, 109-120
- DUDA, H. (2006): Vergleich forstlicher Managementstrategien. Umsetzung verschiedener Waldbaukonzepte in einem Waldwachstumssimulator. Dissertation Uni Göttingen. Books on Demand GmbH, Norderstedt, 182 S.
- EASMUS, D.; MC GUINESS, K.; BURROWS, B. (2000): Review of allometric relationship for estimating woody biomass for Queensland, the Northern Territory and Western Australia. Aust Greenhouse Office, Canberra. In National Carbon Accounting System Technical Report 5A: 1-56
- ECKMÜLLNER, O. (2006): Allometric relations to estimate needle and branch mass of Norway spruce and Scots pine in Austria. Austrian J For Res 123 (1/2): 7-16
- ENQUIST, B.J.; NIKLAS, K.J. (2001): Invariant scaling relations across tree-dominated communities. Nature 410. 655-660

- FIEDLER, F. (1986): Die Dendromasse eines hiebsreifen Fichtenbestandes. Beiträge für die Forstwirtschaft, 20, 171-180
- GAFFREY, D.; SABOROWSKI, J. (1999): RBS, ein mehrstufiges Inventurverfahren zur Schätzung von Baumerkmalen. I. Schätzungen von Nadel- und Asttrockenmassen bei 66-jährigen Douglasien. AFJZ 170 (10-11): 177-183
- GREGOIRE, T.G.; VALENTINE, H.T.; FURNIVAL, G.M. (1995): Sampling methods to estimate foliage and other characteristics of individual trees. Ecology 76(4): 1181-1194
- GROTHE, R.; SCHUCK, J.; BLOCK, J.; PRETZSCH, H. (2003): Oberirdische holzige Biomasse in Kiefern-/Buchen- und Eichen-/Buchen-Mischbeständen. Forstw. Cbl. 122, 287-301
- GSCHWANTNER, T.; SCHADAUER, K. (2006): Branch biomass functions for broadleaved tree species in Austria. Austrian J For Res 123 (1/2): 17-34
- HEINSDORF, D. u. KRAUß, H. H. (1990): Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen. Institut für Forstwissenschaften, Eberswalde, DDR, 77 S.
- HOCHBICHLER, E. (2002): Vorläufige Ergebnisse von Biomasseinventuren in Buchen- und Mittelwaldbeständen. Forstl. Forschungsber. München, 186: 37-46
- HOCHBICHLER, E.; BELLOS, P.; LICK, E. (2006): Biomass functions for estimating needle and branch biomass of spruce (*Picea abies*) and scots pine (*Pinus sylvestris*) and branch biomass of beech (*Fagus sylvatica*) and oak (*Quercus robur* and *petraea*). Austrian Journal of Forest Science. 23. Jahrgang (2006), Heft 1 / 2, S 35-46
- HUSMANN, K. (2010): Vergleich von Biomassefunktionen bei Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.). Bachelorarbeit der Georg-August-Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie – Abteilung für Ökoinformatik, Biometrie und Waldwachstum
- INGERLSLEV, L., HALLBÄCKEN, L. (1999): Above ground biomass and nutrient distribution in a limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies*) plantation. Part II Accumulation of biomass and nutrient . Forest Ecology and Management 119, 21-38
- JENKINS, J.C.; CHOJNACKY, D.C.; HEATH, L.S.; BIRDSEY, R. (2004): Comprehensive database of diameter-based biomass regressions for North American tree species. United States Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report NE-319:1-45
- JESSEN, R.J. (1955): Determining the fruit count on a tree by randomized branch sampling. Biometrics 11: 99-109

- KÄNDELER G., BÖSCH, B. (2009): Biomassebestimmung an Waldbäumen- Methodische Grundlagen. FVA-Einblick, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg Nr. 2/3, Jahrgang 13, 6-9
- KEITH, H.; BARRET, D.; KEENAN, R. (2000): Review of allometric relationship for estimating woody biomass for New South Wales, the Australian Capital Territory, Victoria, Tasmania and South Australia. In: The Australian Greenhouse Office, Camberra, National Carbon Accounting System Technical report 5B:1-113
- KRAUß, H.H.; HEINSDORF, H. (2008): Herleitung von Trockemassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 37, 1-71
- LEDERMANN, T.; NEUMANN M. (2006): Biomass equations from data of old long-terme experimental plots. Austrian Journal of Forest Science. 23. Jahrgang (2006), Heft 1 / 2, S. 47-64
- LE GOFF, N.; OTTORINI, J. M. (2001): Root biomass and biomass increment in a beech (*Fagus sylvatica* L.) stand in North-East France. Annals For. Sci., 58, 1-13
- KORHONEN, K.T.; MALTARNO, M. (1990): Männyn maanppäälisten osien kuivamassat Etelä-Suomessa. Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja 371: 1-29
- MÄKELÄ, A.; VANNINEN, P. (1998): Impacts of size and competition on tree form and distribution of above ground biomass in Scots pine. Canadian Journal of Forest Research 28: 216-227.
- MARKLUND, L.G. (1988): Biomassafunktioner för tall, gran och björk i Sverige. Sveriges landbruksuniversitet, Institutionen för skogstaxering, Rapport 45: 1-73
- MC CULLAGH, P.; NELDER, J.A. (1989): Generalized linear models. 2nd edition, Chapman and Hall, London.
- MESCHEDERU, M. (1997): Bilanzierung von Biomassen, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalten mit dem WuchsmodeLL SILVA 2.1. Bericht von der Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten 1997 in Grünberg. S. 35-44
- MUKKONEN, P. (2007): Generalized allometric volume and biomass equations for some tree species in Europe. Eur. J. Forest Res. (2007) 126.157-166
- NAGEL, J. (2005): TreeGrOSS eine Java basierte Softwarekomponente zur Waldwachstumsmodellierung für Forschung, Lehre und Praxis. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten - Sektion Forstliche Biometrie und Informatik, 15. Tagung Freiburg 9.-10. Oktober 2003: 33-37

- NAGEL, J.; DUDA, H.; HANSEN, J. (2006): Forest Simulator BWINPro7. *Forst und Holz* 61, Heft 10: 427-429
- NAGEL, J. (2008): Schätzung der Holznutzung und der Totholzmengen im Hinblick auf Quantifizierung der korrespondierenden Nährstoffmengen. *Forst und Holz* 63, Heft 4: 23-25
- OLEKSYN, J.; REICH, P.B.; CHALUPKA, W.; TJOELER, M.G. (1999): Differential above- and below-ground biomass accumulation of European *Pinus sylvestris* populations in an 12-year-old provenance experiment. *Scandinavian Journal of forest Research* 14: 7-17
- PEICHL, M.; ARAIN, M.A. (2007): Allometry and partitioning of above- and belowground tree biomass in a age-sequence of white pine forests. *Forest Ecology and Management* 253, 68-80
- PELLINEN, P. (1986): Biomasseuntersuchungen im Kalkbuchenwald. Dissertation, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen, 145 S.
- PIEPHO, H.P. (1998): Auswertung von Bonituren des Typs "Prozent Befall" mit SAS-Prozeduren für Generalisierte Linare Modelle. *Zeitschrift für Agrarinformatik* 2, 26-37
- PINHEIRO, J.; BATES, D.; SAIKAT, D. R.; DEEPAYAN S. AND THE R CORE TEAM (2009): nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. <http://CRAN.R-project.org/package=nlme>
- PÖPPEL, B. (1989): Untersuchungen der Dendromasse in mittelalten Fichtenbeständen. *Forsteinrichtung und forstliche Ertragskunde*, Technische Universität Dresden 92 S.
- PONETTE, Q.; RANGER, J.; OTTORINI, J.M.; ULRICH, E. (2001): Abouveground biomass and nutrient content of five Douglas-fir stands in France. *Forest Ecology and Mangement* 142, 109-127
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2007) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>
- SABOROWSKY, J.; GAFFREY, D. (1999): RBS, ein mehrstufiges Inventurverfahren zur Schätzung von Baumerkmalen. II. Modifiziertes RBS-Verfahren. AFJZ 170 (12): 223-227
- SCHWARZMEIER, M. (2000): Erhebung der oberirdischen Biomassevorräte von Fichtenbeständen (*Picea abies* (L.) Karst) im Bereich der Waldklimastationen Ebersberg und Flossenbürg. Diplomarbeit. Fachhochschule Weihenstafan, Fachbereich Forstwirtschaft. 154 S.

- VALENTIN, H.T.; TRITTON, L.M.; FURNIVAL, G.M. (1984): Subsampling Trees for Biomass, Volume or Mineral Content. Forest Sci. Vol. 30 No. 3: 673-681
- VAN DEUSEN, P.C.; LYNCH, TH.B. (1987): Efficient unbiased tree-volume estimation. For. Sci. (33) 2: 583-590
- VENABLES W. N.; RIPLEY B. D. (2002): Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York.
- WEST, G.B.; BROWN, J.H.; ENQUIST, B.J. (1999): A general model for the structure and allometry of plant vascular systems. Nature 400. 664-667
- WIRTH, C.; SCHUMACHER, J.; SCHULZE, E.D. (2004): Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe-a-meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. Tree physiology 24, S. 121-139
- WOOD S. N. (2006): Generalized additive models: an introduction withR. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, pp 391–400
- WUTZLER, T.; WIRTH, C.; SCHUMACHER, J. (2008): Generic biomass functions for Common beech (*Fagus sylvatica*) in Central Europe: predictions and components of uncertainty. Can. J. For. Res., 38, 1661-1675
- ZELL, J. (2008): Methoden für die Ermittlung, Modellierung und Prognose der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern auf Grundlage permanenter Großraum-inventuren. Dissertation, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität zu Freiburg im Breisgau, 162 S.
- ZIANIS, D.; MUUKKONEN, P.; MÄKIPÄÄ, R.; MENCUCCINI, M. (2005): Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. Silva Fennica Monographs, 4, 63

10.4. zu Kapitel 4

- AHRENDS, B.; MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J. RADEMACHER, P. (2011): Sensitivität der Nährstoffentzüge aus Waldökosystemen hinsichtlich der Biomassefunktionen und Nährstoffgehalte. http://eprints.dbges.de/786/1/Berichte_der_DBG_Ahrends_et_al_2011.pdf (4.1.2012)

- AUGUSTIN, S.; STEPHANOWITZ, H.; WOLFF, B.; SCHRÖDER, J.; HOFFMANN, H: (2005): Manganese in tree rings of Norway spruce as an indicator for soil chemical changes in the past European Journal of Forest Research 124, no. 4 (11): 313-318

- BLOCK, J.; SCHUCK, J.; SEIFERT, T. (2008): Einfluss unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf den Nährstoffhaushalt von Waldökosystemen auf Buntsandstein im Pfälzerwald. *Forst u. Holz*, 63, Heft 7/8, 66-70
- FENGEL, D.; WEGENER, G. (1984): *Wood*. De Gruyter, Berlin, 616 p.
- HAGEN-THORN, A.; ARMOLAITIS, K.; CALLESEN, I.; STJERNQUITST, I. (2004): Macronutrients in tree stems and foliage: a comparative study of six temperate forest species planted at the same sites. *Ann. For. Sci.* 61, 489 - 498
- JACOBSEN, C.; RADEMACHER, P.; MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J. (2003): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartmenten – Literaturstudie und Datensammlung. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Reihe B, 69: 1-81
- KHANNA, P.K.; BAUHUS, J.; MEIWES, K.J.; KOHLER, M.; RUMPF, S.; SCHÖNFELDER (2007): Assessment of changes in the Phosphorus status of forest ecosystems in Germany – Literature review and analysis of existing data. Report to Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
- KOGELMANN J.; SHARPE W.E. (2006): Soil acidity and manganese in declining and nondeclining sugar maple stands in Pennsylvania. *J. environm. Qual.* 35, 443-441
- KÖNIG, N.; FORTMANN, H.; LÜTER, K.-L. (2008): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytik-Labors der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. 2. Ergänzung: 1999-2008: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Band 75 - 78
- LÄUCHLI, A.; PFLÜGER, R. (1978): Potassium transport through plant cell membranes and metabolic role of potassium in plants. In: *Potassium Research-Reviews and Trends*. Internat. Potash Institute, Bern.
- MARSCHNER, H. (1986): Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London, 674 S.
- MENGEL, K.; KIRKBY, E.A. (1982): Principles of plant nutrition. International Potash Institute Bern, 655 S.
- MITCHELL, A. K.; BARCLAY, H. J.; BRIX, H.; POLLARD, D. F. W.; BENTON, R.; DE JONG, R. (1996): Biomass and nutrient element dynamics in Douglas-fir: effects of thinning and nitrogen fertilisation over 18 years. *Can. J. For. Res.* 26: 376-388
- NIHLGARD, B.; LINDGREN, L. (1977): Plant biomass, primary production and bioelements of three mature beech forest in South Sweden. *Oikos* 28: 95-104.

- RADEMACHER, P.; KHANNA, P.K.; EICHHORN, J.; GUERICKE, M. (2009): Tree growth, biomass and elements in tree components of three beech sites. R. BRUMME; P.K. KHANNA (Hrsg.): Functioning and Management of European Beech ECOSYSTEMS, ECOL. STUDIES 208, 105-133
- RANGER, J.; MARQUES, R.; COLIN-BELGRAND, M.; FLAMMANG, N.; GELHAYE, D. (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
- SNOW A.; GHALY, A.E. (2007): Uptake and translocation of manganese by native tree species in a constructed wetland treating with landfill leachates. OnLine Journ. of Biological Sciences 7, 30 - 43
- TRÜBY, P. (1994): Zum Schwermetallhaushalt von Waldbäumen. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 33, 1-286
- WAGENFÜHR, R. (1966): Anatomie des Holzes. VEB Fachbuchverlag, Leipzig, 377 S.
- WESTERMARK, U. (1982): Calcium promoted phenolic coupling by superoxide radical - a possible lignification reaction in wood. Wood Sci. Technol. 16, 71-78.

10.5. zu Kapitel 5

- BEESE, F. (1986): Parameter des Stickstoffumsatzes in Ökosystemen mit Böden unterschiedlicher Acidität. Göttinger Bodenk. Ber. 90, 1 – 344
- DAMMAST, J. (2010): Möglichkeiten der energetischen Nutzung von Biomasse im Zuge der Erschließung zweier Eichenjungbestände im Niedersächsischen Forstamt Ahlhorn, Revier Harpstedt. Bachelorarbeit des Bachelorstudienganges Forstwirtschaft der Hochschule für angewandte Wissenschaft - Fakultät Ressourcenmanagement
- DUDA, H. (2006): Vergleich forstlicher Managementstrategien. Umsetzung verschiedener Waldbaukonzepte in einem Waldwachstumssimulator. Dissertation Uni Göttingen. Books on Demand GmbH, Norderstedt, 182 S.
- KRAUß, H.H.; HEINSDORF, H. (2008): Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 37, 1-71
- NAGEL, J. (2005): TreeGrOSS eine Java basierte Softwarekomponente zur Waldwachstumsmodellierung für Forschung, Lehre und Praxis. Deutscher Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407)

Verband Forstlicher Forschungsanstalten - Sektion Forstliche Biometrie und Informatik, 15. Tagung Freiburg 9.-10. Oktober 2003: 33-37

NAGEL, J.; DUDA, H.; HANSEN, J. (2006): Forest Simulator BWINPro7. Forst und Holz 61, Heft 10: 427-429

NAGEL, J. (2008): Schätzung der Holznutzung und der Totholzmengen im Hinblick auf Quantifizierung der korrespondierenden Nährstoffmengen. Forst und Holz 63, Heft 4: 23-25

NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHERSCHUTZ UND LANDESENTWICKLUNG (NDS. MRELV) (2004): Langfristige ökologische Waldentwicklung – Richtlinie zur Baumartenwahl. Aus dem Walde, Band 54 145 S.

SCHMIDT, M. (2001): Prognosemodelle für ausgewählte Holzqualitätsmerkmale wichtiger Baumarten. Dissertation Univ. Göttingen. S.302 (<http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2002/schmidt/index.html>).

SCHOBER, R. (1987): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. Neubearb. v. R. Schober, 3. Aufl., Frankfurt am Main, Sauerländer Verlag, 166 S.

ULRICH, B. (1987): Stability, elasticity, and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. Ecological Studies 61, 11 - 49

10.6. zu Kapitel 6

AHRENDS, B., H. MEEENBURG, K. J. MEIWES & P. RADEMACHER (2011): Sensitivität der Nährstoffentzüge aus Waldökosystemen hinsichtlich der Biomassefunktionen und Nährstoffgehalte. Berichte der DBG, 4 S.

AHRENDS, B., H. MEEENBURG, C. DÖRING & M. JANSEN (2010): A spatio-temporal modelling approach for assessment of management effects in forest catchments. Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins, IAHS Publ. 336, 32-37.

AHRENDS, B., C. DÖRING, M. JANSEN & H. MEEENBURG (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.

AKSELSSON, C., O. WESTLING, H., SVERDRUP & P. GUNDERSEN (2007): Nutrient and carbon budgets in forest soils as decision support in sustainable forest management. For. Ecol. Manage., 238, 167-174.

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. & M. SCHMIDT (2010): Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and common beech (*Fagus sylvatica* L.). For. Ecol. Manage., 259, (4): 739-749.
- ALBRECHT, A., S. HEIN, U. KOHNLE & P. BIBER (2009): Evaluierung des Waldwachstumssimulators Silva 2.2 anhand langfristiger ertragskundlicher Versuchsflächen in Baden-Württemberg. . Allg. Forst- u. J.-Ztg., 180, 55-64.
- BRAUN, S., B. RIHM, C. SCHINDLER & W. FLÜCKIGER (1999): Growth of mature beech in relation to Ozone and nitrogen deposition: An epidemiological approach. Water Air Soil Pollut., 116, 357-364.
- CZAJKOWSKI, T., T. KOMPA & A. BOLTE (2007): Zur Verbreitungsgrenze der Buche (*Fagus sylvatica* L.) im nordöstlichen Mitteleuropa. Forstar., 77, 203-216.
- DIETZ, P. (1975): Density and bark content of industrial raw wood. Eur. J. Wood Wood Products, 33, (4): 135-141.
- FORSIUS, M., M. POSCH, J. AHERNE, G. J. REINDS, J. CHRISTENSEN & L. HOLE (2010): Assessing the Impacts of Long-Range Sulfur and Nitrogen Deposition on Arctic and Sub-Arctic Ecosystems. Ambio, 39, (2): 136-147.
- HANSEN, J. (2006): Der WaldPlaner – Ein System zur Entscheidungsunterstützung in einer nachhaltigen Forstwirtschaft. In: Degenhardt, A. & U. Wunn: Sammlung der Beiträge von der 18. Jahrestagung der Sektion Biometrie und Informatik des DVFFA vom 25. bis 27.09.2006 in Trippstadt. Die Grüne Reihe, S. 112-119.
- 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. For. Ecol. Manage., 261, (11): 1919-1927.
- JACOBSEN ET AL. (2003): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten. Berichte des Forschungsz. Waldökosysteme B/69, Göttingen.
- JOCHHEIM, H., P. EINERT, H.-P. ENDE, R. KALLWEIT, D. LÜTTTSCHWAGER & D. SCHINDLER (2007): Wasser- und Stoffhaushalt eines Buchen-Altbestandes im Nordostdeutschen Tiefland. Archiv f. Forstwesen u. Landsch.ökol., 41, 1-14.
- JOOSTEN, V. R. & A. SCHULTE (2003): Schätzung der Nährstoffexporte bei einer intensivierten Holznutzung in Buchenwäldern (*Fagus sylvatica*). Allg. Forst- u. J.-Ztg., 174, (9): 157-168.

- LAUBHANN, D., H. STERBA, G. J. REINDS & W. DEVRIES (2009): The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *For. Ecol. Manage.*, 258, (8): 1751-1761.
- LIEBSCHER, H.-J. (1987): Anwendung der Zuverlässigkeitstheorie in der Hydrologie. Mitt. IX Senatskommission für Wasserforschung. DFG, Deutsche Forschungsgemeinschaft, 9, 49-54.
- MÄKINEN, A., M. HOLOPAINEN, K. A. & J. RASINMÄKI (2010): Propagating the errors of initial forest variables through stand- and tree-level growth simulators. *Eur. J. Forest Res.*, 129, 887-897.
- NAGEL, J., M. ALBERT & M. SCHMIDT (2002): Das waldbauliche Prognose- und Entscheidungsmodell BWINPro 6.1. *Forst und Holz*, 57, 486-493.
- 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.
- PANFEROV, O., C. DOERING, E. RAUCH, A. SOGACHEV & B. AHRENDS (2009): Feedbacks of windthrow for Norway spruce and Scots pine stands under changing climate. *Environ. Res. Lett.*, 4, (doi:10.1088/1748-9326/4/4/045019).
- PRETZSCH, H. (2002a): Application and evaluation of the growth simulator SILVA 2.2 for forest stands. *Forstw. Cbl.*, 121, (1): 28-51.
- PRETZSCH, H. (2002b): Application and Evaluation of the growth simulator Silva 2.2 for forest stands, forest estates and large regions. *Forstwissenschaftl. Centralblatt Supplement*, 1, 28-51.
- PRETZSCH, H. & J. DURSKY (2001): Evaluierung von Waldwachstumssimulatoren auf Baum- und Bestandesebene. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, 172, 8-9.
- PUJOL, G. (2009): Package 'sensitivity'. A collection of functions for factor screening and global sensitivity analysis of model output.
- RADEMACHER, P., E. SCHÖNFELDER & K. J. MEIWES (2012): Elementgehalte in Kompartimenten von Fichte, Kiefer, Buche, Eiche und Douglasie. Beitr. aus der NW-FVA, dieser Band.
- R DEVELOPMENT TEAM (2009): 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>.
- SALTELLI, A. (2002): Making best use of model valuations to compute sensitivity indices. *Computer Physics Communications*, 145, 280-297.

- SALTELLI, A., S. TARANTOLA & F. CAMPOLONGO (2000): Sensitivity Analysis as an Ingredient of Modeling. *Statistical Science*, 15, 377-395.
- SALTELLI, A., S. TARANTOLA, F. CAMPOLONGO & M. RATTO (2004): Sensitivity Analysis in Practice - A guide to Assessing Scientific Models. John Wiley and Sons. The Atrium, Southern Gate, Chichester, UK. 232 S.
- SALTELLI, A., M. RATTO, T. ANDRES, F. CAMPOLONGO, J. CARIBONI, D. GATELLI, M. SAISANA, S. TARANTOLA & A. SALTELLI (2008): Global Sensitivity Analysis: the primer. John Wiley. Chichester [u.a]. 292 S.
- SCHOBER, R. (1995): Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. 4. Aufl. Sauerländer. Frankfurt a.M. 166 S.
- SOBOL, I. M. (2001): Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their monte carlo estimates. *Mathematics and Computers in Simulation*, 55, 271-280.
- SPELLMANN, H., M. ALBERT, M. SCHMIDT, J. SUTMÖLLER & M. OVERBECK (2011): Waldbauliche Anpassungsstrategien für veränderte Klimaverhältnisse. AFZ/Der Wald, 11, 19-23.
- VRIES DE, W. (1991): Methodologies for the assessment and mapping of the critical loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. Wageningen. 109 S.
- WAGENFÜHR, R. (2000): Holzatlas. Fachbuchverl. im Hanser Verl. Leipzig. 707 S.

10.7. zu Kapitel 7

- AHRENDS, B. (2008): Dynamische Modellierung der langfristigen Auswirkungen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf die Kohlenstoffspeicherung im Auflagehumus saurer Waldböden in Nordwestdeutschland. Horizonte, 21. Der Andere Verlag. Tönning, Lübeck & Marburg. 162 S.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortsaufnahme. IHW-Verlag München. IHW-Verl. Eching bei München. 352 S.
- BARTENS, H. & G. BÜTTNER (1997): Bodenzustand in Niedersachsen 1990/1991 - Datendokumentation. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe C, 5. Göttingen. 476 S.
- BENGIO, Y. & Y. GRANDVALET (2004): No unbiased estimator of the variance of k-fold cross-validation. *Journal of Machine Learning Research*, 5, 1089-1105.

- BERENDSE, F., E. J. LAMMERTS & H. OLFF (1998): Soil organic matter accumulation and its implications for nitrogen mineralization and plant species composition during succession in costal dune slacks. *Plant Ecology*, 137, 71-78.
- BERTHOLD, D. & F. BEESE (2002): Kohlenstoffspeicherung in Böden nach Aufforstung in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsform. *Forst und Holz*, 57, 417-420.
- BILLET, M. F., E. A. FITZPATRICK & M. S. CRESSER (1990): Changes in the carbon and nitrogen status of forest soil organic horizons between 1949/50 and 1987. *Environmental Pollution*, 66, 67-79.
- BORMANN, B. T., H. SPALTENSTEIN, M. H. MCCLELLAN, F. C. UGOLINI, K. CROMACK-JR. & S. M. NAY (1995): Rapid soil development after windthrow disturbance in pristine forests. *Journal of Ecology*, 83, 747-757.
- BÖTTCHER, J. & G. SPRINGOB (2001): A carbon balance model for organic layers of acid forest soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 164, 399-405.
- BRINKMANN, S. & R. NIEDER (2002): Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff - Weiterentwicklung des Ansatzes unter besonderer Berücksichtigung der Umsetzung im Boden (Humusschicht). Braunschweig. 116 S.
- 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.
- BÜTTNER, G. (1997): Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) in Niedersachsen 1990-1991. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, 122. 205 S.
- CARTER, R. E. & L. E. LOWE (1986): Lateral variability of forest floor properties under second-growth Douglas-fir stands and the usefulness of composite sampling techniques. *Can. J. For. Res.*, 16, 1128-1132.
- DAVISION, A. C. & D. V. HINKLEY (1997): Bootstrap Methods and Their Application. Cambridge Univ. Press. Cambridge [u.a.]. 582 S.
- ENGLISCH, M. (2007): Ökologische Grenzen der Biomassenutzung in Wäldern. *BFW-Praxisinformation*, 13, 8-10.
- ERHARD, M. & M. FECHSIG (1998): A landscape model for the investigation of atmospheric pollution effects on the dynamics of Scots pine ecosystems. In: Hüttl, R.F. & K. Bellmann: Changes of atmospheric chemistry and effects on forest ecosystems. Kluwer Academic Publ. Dodrechts. S. 283-312.
- FALK, W., E. DIETZ, S. GRÜNERT, B. SCHULTZE & C. KÖLLING (2008): Wo hat die Fichte genügend Wasser? Neue überregional gültige Karten des Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung (FKZ: 22015407)

- Wasserhaushalts von Fichtenbeständen verbessern die Anbauentscheidung. LWFaktuell, 66, 21-25.
- 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.
- GRIER, C. C. & J. G. MC.COLL (1971): Forest floor characteristics within a small plot in Douglas-fir in Western Washington. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 35, 988-991.
- 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.
- HASTIE, T. J. & R. J. TIEBSHIRANI (1990): Generalized Additive Models. Monographs on Statistics and Applied Probability, 43. Chapman & Hall. London. 335 S.
- HENNINGS, V. (2000): Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Sonderhefte Reihe G - Geol. Jahrb., (1): 1-232.
- HOFMANN, G. & D. HEINSDORF (1990): Depositionsgeschehen und Waldbewirtschaftung - Quantifizierung und Abgrenzung des Depositionsgeschehens in den Wäldern als Grundlage für eine ökologisch orientierte Waldbewirtschaftung. Der Wald Berlin, 40, 208-213.
- JANSEN, M., M. JUDAS & J. SABOROWSKI (2002): Spatial Modelling in Forest Ecology and Management. Springer. Berlin Heidelberg New York. 225 S.
- JANSEN, M., M. CHODAK, J. SABOROWSKI & F. BEESE (2005): Erfassung von Humusmengen und -qualitäten in organischen Auflagen in Rein- und Mischbeständen von Buchen und Fichten unterschiedlichen Alters. Allg. Forst- und Jagdzeitung, 176, (9-10): 176-186.
- KÖLLING, C., A. GÖTTLIN & A. ROTHE (2007): Energieholz nachhaltig nutzen. LWF aktuell, 61, 32-36.
- KÖNIG, N., FORTMANN, H., 1996. Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytiklabors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabor II des

- Forschungszentrums Waldökosysteme., Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme. Göttingen.
- KÖNIG, N., FORTMANN, H., 1999. Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytiklabors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabor II des Forschungszentrums Waldökosysteme., Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme. Göttingen.
- KÖNIG, N., FORTMANN, H., LÜTER, K., 2009. Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungs-Methoden des Umweltanalytik-Labors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme. Göttingen.
- KORSMO, H. (1995): Weight equations for determining biomass fractions of young hardwoods from natural regenerated stands. *Scand. J. For. Res.*, 10, 333-346.
- KUHA, J. (2004): AIC and BIC: Comparisons of Assumptions and Performance *Sociological Methods & Research*, 33, (2): 188-229.
- MAHMOOD, Z. & S. KHAN (2009): On the Use of K-Fold Cross-Validation to Choose Cutoff Values and Assess the Performance of Predictive Models in Stepwise. *The International Journal of Biostatistics*, 5, (1): 1-19.
- MARQUARDT, W. & E. BRÜGGEDE (1995): Long term-trends in chemistry in precipitation in long scale transport – Effects of atmospheric rehabilitation in East Germany. *Water Air Soil Pollut.*, 85, 665-670.
- MARQUARDT, W., E. BRÜGGEDE, R. AUEL, H. HERRMANN & M. MÖLLER (2001): Trends of pollution in rain over East Germany caused by changing emissions. *Tellus B*, 53, 529-545.
- MCFEE, W. W. & E. L. STONE (1965): Quantity, distribution and variability of organic matter and nutrients in a forest podzol in New York. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 29, 432-436.
- MEIWES, K. J., J. ACKERMANN, M. MINDRUP & V. STÜBER (2011): GIS-gestützte Planung und Dokumentation von Bodenschutzkalkungen im Wald. *AFZ/Der Wald*, 21, 32-34.
- 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, 428-433.
- MEIWES, K. J., M. MINDRUP & P. K. KHANNA (2002): Retention of Ca and Mg in the forest floor of a spruce stand after application of various liming materials. *For. Ecol. Manage.*, 159, 27-36.

- MEIWES, K. J., N. ASCHE, J. BLOCK, R. KALLWEIT, C. KÖLLING, G. RABEN & V. K. WILPERT (2008): Potenziale und Restriktionen der Biomassenutzung im Wald. AFZ/Der Wald 10-11/2008, S. 598-603.
- MELLERT, K. H., C. KÖLLING, G. RÜCKER & M. SCHUBERT (2008): Kleinräumige Variabilität von Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen in Bayern – Ein Beitrag zur Unsicherheitsabschätzung der BZE II. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz, (6): 43-61.
- NFP (2007): Forstliche Standortsaufnahme - Geländeökologischer Schätzrahmen. Anwendungsbereich: Mittelgebirge, Bergland und Hügelland. http://www.landesforsten.de/fileadmin/doku/Benutzergruppen/NFP/nfp/Standortskartierung_-_Berglandschema.pdf
- NFP (2007): Forstplanungsamt, N. (2007): Forstliche Standortsaufnahme – Geländeökologischer Schätzrahmen. Anwendungsbereich: Pleistozänes (Diluviales) Flachland. http://www.landesforsten.de/fileadmin/doku/Benutzergruppen/NFP/nfp/Standortskartierung_-_Tieflandschema.pdf
- NOHRSTEDT, H.-Ö. (2002): Effects of liming and fertilization (N, PK) on chemistry and nitrogen turnover in acidic forest soils in SW Sweden. Water Air Soil Pollut., 139, 343-254.
- OVERBECK, M., M. SCHMIDT, C. FISCHER, J. EVERA, A. SCHULTZE, T. HÖVELMANN & H. SPELLMANN (2011): Ein statistisches Modell zur Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität von Waldstandorten in Niedersachsen. Forstarchiv, 82, 92-100.
- PAAR (2011): schriftliche Mitteilung.
- 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.
- QUESNEL, H. J. & L. M. LAVKULICH (1980): Nutrient variability of forest floor near Port Hardy, British Columbia, Canada. Can. J. Soil Sci., 60, 624-629.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2009): 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>.
- ROSBERG, I., J. FRANK & A. O. STUANES (2006): Effects of liming and fertilization on tree growth and nutrient cycling in a Scots pine ecosystem in Norway. For. Ecol. Manage., 237, 191-207.
- SACHS, L. (1999): Angewandte Statistik. 9 Auflage. Springer Verlag. Berlin. 881 S.

- SATOO, T. & H. A. I. MADGWICK (1982): Forest Biomass. *Forestry Sciences*, 6. Nijhoff/Junk. The Haque. 152 S.
- STÜBER, V., K. J. MEIWES & M. MINDRUP (2008): Nachhaltigkeit und Vollbaumnutzung: Bewertung aus Sicht der forstlichen Standortskartierung am Beispiel Niedersachsen. *Forst und Holz*, 63, 28-33.
- TEICHERT, A. (2000): Raum-Zeit-Strukturen von Messgrößen des Stoffhaushalts eines Grundwassernahen sauren Sandbodens unter Kiefernwald. *Horizonte - Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde*, 5, 1-169.
- 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.
- WELLBROCK, N.; AYDIN, C.-T.; BLOCK, J.; BUSSIAN, B.; DECKERT, M.; DIEKMANN, O.; EVERE, J.; FETZER, K. D.; GAUER, J.; GEHRMANN, J.; KÖLLING, C.; KÖNIG, N.; LIESEBACH, M.; MARTIN, J.; MEIWES, K. J.; MILBERT, G.; RABEN, G.; RIEK, W.; SCHÄFFER, W.; SCHWERHOFF, J.; ULLRICH, T.; UTERMANN, J.; VOLZ, H.-A.; WEIGEL, A. U. WOLFF, B. (2006): Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II), Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen. Hrsg. BMELV. Berlin, 413 S.
- WOLFF, B. & W. RIECK (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.
- WOOD, S. N. (2006): Generalized additive models: an introduction with R. *Texts in Statistical Science*, Chapman & Hall. Boca Raton. 410 S.
- ZIRLEWAGEN, D. (2009): Regionalisierung der bodenchemischen Drift in der Dübener Heide im Zeitraum 1995–2006. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 8, 21-30.

10.8. zu Kapitel 8

- 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.
- AKSELSSON, C., O. WESTLING, H. SVERDRUP & P. GUNDERSEN (2007a): Nutrient and carbon budgets in forest soils as decision support in sustainable forest management. *For. Ecol. Manage.*, 238, 167-174.

- AKSELSSON, C., O. WESTLING, H. SVERDRUP, J. HOLMQVIST, G. THELIN, E. UGGLA & E. MALM (2007b): 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. & M. SCHMIDT (2010): Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and common beech (*Fagus sylvatica* L.). *For. Ecol. Manage.*, 259, (4): 739-749.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG, A. (2003): Forstliche Standortsaufnahme. IHW-Verlag München. IHW-Verl. Eching bei München. 352 S.
- BLOCK, J., T. SEIFERT & J. SCHUCK (2007): Einfluss der waldbaulichen Behandlung und der Holznutzung auf den Nährstoffhaushalt von Traubeneichenökosystemen. Mitt. aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, 63/07, 117-150
- BRAUN, S., S. BELYAZID & W. FLÜCKIGER (2009): Biomassenutzung udn Nährstoffentzug - Aspekte einer nachhaltigen Waldnutzung. Züricher Wald, 1, 15-18.
- 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. Texte Umwelbundesamt, Dessau-Rosslau. 97 S.
- CZAJKOWSKI, T.; AHRENDS, B.; BOLTE, A. (2009): Critical limits of soil water availability (CL-SWA) for forest trees: an approach based on plant water status. *Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research* 59, 2: 87-94.
- EBERL, C. (1998): Quantifizierung und Bewertung von Merkmalen forstlicher Standorttypen durch ökochemische Parameter im Westharz. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 151, 1-156.
- EGNELL, G. & E. VALINGER (2003): Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear felling. *For. Ecol. Manage.*, 177, 65-74.
- EVERS, F. H. & R. F. HÜTTL (1992): Magnesium-, Calcium- und Kaliummangel bei Waldbäumen - Ursachen, Symptome, Behebung. Reihe FVA-Merkblätter, Heft 42. Reihe FVA-Merkblätter, (42): 1-8.
- FLÜCKIGER, W., S. BRAUN, S. LEONARDI, N. ASCHE & H. FLÜCKIGER-KELLER (1986): Factors contributing to forest decline in northwestern Switzerland. *Tree Physiology*, 1, 177-184.

- FLÜCKIGER, W. & S. BRAUN (2009): Nährstoffe im Wald lassen - oder recyclieren! Wald und Holz, 9, 30-33.
- GAUGER, T., F. ANSHELM, H. SCHUSTER, G. P. J. DRAAIJERS, A. BLEEKER, J. W. ERISMAN, A. T. VERMEULEN & H.-D. NAGEL (2002): Kartierung ökosystembezogener Langzeitrends atmosphärischer Stoffeinträge und Luftsadstoffkonzentrationen in Deutschland und deren Vergleich mit Critical Loads und Critical Levels. Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA, FE-Nr. 299 42 210., Inst. für Navigation, Univ. Stuttgart. 207 S.
- 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-Luftreinhaltkonvention (Wirkung). Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 204 63 252. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, gefördert vom Bundesministerium f. Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Dessau-Roßlau.
- 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.
- GUCKLAND, A., B. AHRENDS, U. PAAR, I. DAMMANN, J. EVER, K. J. MEIWES, E. SCHÖNFELDER, T. ULRICH, 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*, in revision,
- HAGEMANN, H., G. BILKE, D. MURACH & A. SCHULTE (2008): Bilanzierung und Bewertung von Nährlementenzygen durch Vollbaumnutzungsstrategien bei der Kiefer (*Pinus sylvestris*) in Brandenburg. *Archiv f. Forstwesen u. Landsch.ökol.*, 42, 16-25.
- HELMISAARI, H.-S., K. H. HANSEN, 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. *For. Ecol. Manage.*, 261, (11): 1919-1927.
- KASPARI, M., M. N. GARCIA, K. E. HARMS, M. SANTANA, S. J. WRIGHT & J. B. YAVITT (2008): Multiplenutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. *Ecology Letters*, 11, 35-43.
- KLINCK, U., H. MEESENBURG, B. SCHELER, S. FLECK, M. WAGNER, B. AHRENDS & K.-J. MEIWES (2011): Nährstoffbilanzen für Buchen-, Eichen-, Fichten- und Kiefernbestände bei verschiedenen Nutzungsintensitäten. Berichte der DBG, Tagungsbeitrag zu: Jahrestagung Titel der Tagung: Böden verstehen - Böden nutzen - Böden fit machen, 4.

- KLINCK, U., P. RADEMACHER, B. SCHELER, M. WAGNER, S. FLECK, B. AHRENDS & H. MEESENBURG (2012): Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. *GeoBerichte*, in press, 141-152.
- KÖLLING, C., A. GÖTTLIN & A. ROTHE (2007): Energieholz nachhaltig nutzen. *LWF aktuell*, 61, 32-36.
- KREUTZER, K. (1979): Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. *Forstw. Cbl.*, 98, 298-308.
- LAUBHANN, D., H. STERBA, G. J. REINDS & W. DEVRIES (2009): The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *For. Ecol. Manage.*, 258, (8): 1751-1761.
- LEMM, R., O. THEES, U. HENSLER, J. HÄSSIG, A. BÜRGI & S. ZIMMERMANN (2010): Ein Modell zur Bilanzierung des holzernebundenen Nährstoffentzugs auf Schweizer Waldböden. *Schweiz Z. Forstwes.*, 161, (10): 401-412.
- MALESSA, V. (1993): Depositionsbedingte Tiefengradienten der Bodenversauerung in der Sösemulde (Westharz). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, 98, 233.
- MATSCHULLAT, J., H. HEINRICH, J. SCHNEIDER & B. ULRICH (1994): Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität. Springer. Heidelberg. 478 S.
- MEIWES, K. J. & M. MINDRUP (2012): Indikatoren zur standörtlichen Bewertung der intensiven Biomassenutzung im Wald. Beitr. aus der NW-FVA, dieser Band
- MEIWES, K. J., N. ASCHE, J. BLOCK, R. KALLWEIT, C. KÖLLING, G. RABEN & V. K. WILPERT (2008): Potenziale und Restriktionen der Biomassenutzung im Wald. AFZ/Der Wald, 10-11, 598-603.
- NAGEL, J., H. DUDA & J. HANSEN (2006): Forest Simulator BWINPro7. *Forst und Holz*, 61, 427-429.
- NEBE, W. (1979): Zur Auswirkung von Biomassenutzungen in Fichten- und Kiefernbeständen auf den Nährstoffkreislauf. *Beitr. f. d. Forstwirtschaft*, 13, 152-159.
- 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.
- OTTO, H. J. (1989): Langfristige, ökologische Waldbauplanung für die niedersächsischen Landesforsten. *Aus dem Walde*, 42

- OTTO, H. J. (1991): Langfristige, ökologische Waldbauplanung für die niedersächsischen Landesforsten. Aus dem Walde, 43
- PAAR et al. (2012): schriftliche Mitteilung
- SCHMIDT ET AL. (2012): Synchronisation der Hauptmerkmale der Forstlichen Standortskartierungsverfahren der Nordwestdeutschen Bundesländer. In Vorbereitung.
- SCHÖPP, W., M. POSCH, S. MYLONA & M. JOHANSSON (2003): Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth System Science*, 7, (4): 436-446.
- SPELLMANN, H., M. ALBERT, M. SCHMIDT, J. SUTMÖLLER & M. OVERBECK (2011): Waldbauliche Anpassungsstrategien für veränderte Klimaverhältnisse. AFZ/Der Wald, 11, 19-23.
- STEINSIEK, P. M. (1999): Nachhaltigkeit auf Zeit: Waldschutz im Westharz vor 1800. Cottbusser Studien zur Geschichte von Technik, Arbeit und Umwelt, 11. Waxmann. Münster. 339 S.
- STÜBER, V., K. J. MEIWES & M. MINDRUP (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. SØRENSEN (2006): Assessing sustainability of different tree species considering Ca, Mg, K, N and P at Björnstorps Estate. *Biogeochemistry*, 81, 219-238.
- ULRICH, B. (1981): Auswirkung der intensiven Biomassenutzung auf den Stoffhaushalt von Wäldern. In: Bossel, U.: Heizen mit Holz. 2. Auflage. Solentec Verlag. Adelebsen.
- VITOUSEK, P. M. & R. W. HOWARTH (1991): Nitrogen Limitation on Land and in the Sea: How Can It Occur? *Biogeochemistry*, 13, (2): 87-115.
- WILPERT, v. 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.
- WOLFF, B., W. HÖLZER, D. FRÖMDLING & S. BONK (1998): Datenaufbereitung für Modellrechnungen aus der Bundeswaldinventur (BWI) und dem Datenspeicher Waldfonds (DSW). Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung, 98, (3): 89.
- ZÖTTL, H. W. & R. F. HÜTTL (1985): Ernährungszustand von Fichtenbeständen im Südwestdeutschen Alpenvorland. *Allg. Forstzeitschrift*, 41, 197-199.

10.9. zu Kapitel 9

- 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.
- DAMMAST, J. (2010): Möglichkeiten der energetischen Nutzung von Biomasse im Zuge der Erschließung zweier Eichenjungbestände im Niedersächsischen Forstamt Ahlhorn, Revier Harpstedt. Bachelorarbeit des Bachelorstudienganges Forstwirtschaft der Hochschule für angewandte Wissenschaft - Fakultät Ressourcenmanagement
- HANSEN, J.; NAGEL, J. (2012): Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS – Anwendung und theoretische Grundlagen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. Im Druck
- HEPPERLE, F. (2010): Prognosemodell zur Abschätzung des regionalen Waldenergieholzpotentials auf der Grundlage forstlicher Inventur- und Planungsdaten unter Berücksichtigung ökologischer, technischer und wirtschaftlicher Nutzungseinschränkungen. Diss. Universität Freiburg
- KLINCK, U.; RADEMACHER, P.; SCHELER, B.; WAGNER, M.; FLECK, S.; AHRENDS, B.; MEIWES, K.J.; MEESENBURG, H. (2012): Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. in: HÖPER, H. U. MEESENBURG, H. (Hrsg.): Tagungsband – 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung. Landesbetr. f. Bergbau, Energie u. Geologie. Hannover
- WILPERT, v. K.; BÖSCH, B.; BASTIAN, P.; ZIRLEWAGEN, D.; HEPPERLE, F. ; HOLZMANN, S.; PUHLMANN, H.; SCHÄFFER, J.; KÄNDLER, G.; SAUTER, U. H. (2011): Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzepte für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 87, 155.
- WÖRDEHOFF, R., SPELLMANN, H., EVERE, J. U. NAGEL, J. (2011): Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Band 6, 1-92

11. Anhang

11.1. Anhang zu Kapitel 3

11.1.1. Fichte

Tabelle 11.1: Angaben zur Raumdichte [kg/m^3] der Fichte

		Min.	1 st Qu.	Median	Mean	3 rd Qu.	Max.	sd
Durchmesser >7 cm	Holz	267.0	341.5	384.3	389.9	429.4	575.9	6.101680e+01
	Rinde	217.8	321.3	377.8	381.4	426.7	662.4	7.943746e+01
Durchmesser < 7 cm	Holz+Rinde	305.6	357.5	372.5	380.6	404.2	456.0	3.666717e+01

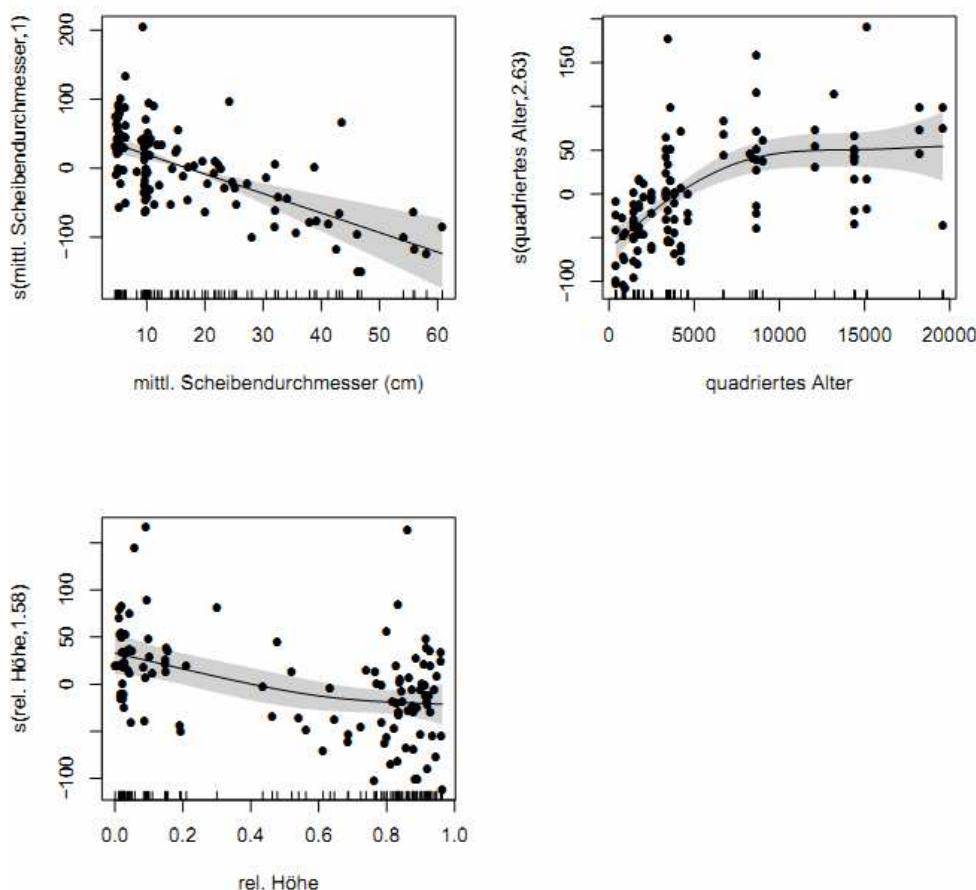


Abbildung 11.1: Effekte der einzelnen Prädiktoren auf die Raumdichte des Holzes [kg/m^3] bei Fichte

Tabelle 11.2: Ergebnisse des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLMM) zur Schätzung der Raumdichte (Holz) [kg/m^3]

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	529.219746	23.608851	22.416	< 2e-16 ***
I(I(Alterq < 9000) * I(Alterq < 9000))	0.012327	0.001793	6.874	3.83e-10 ***
mDFEUcm	-2.796683	0.552639	-5.061	1.67e-06 ***
Hrel	-55.644511	19.938525	-2.791	0.00619 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.353 Scale est. = 1574.3 n = 115

Random Effects:

Level: Baumnr

	lower	est.	upper
sd((Intercept))	15.11227	23.62623	36.93679

Within-group standard error:

lower	est.	upper
33.78801	39.67696	46.59229

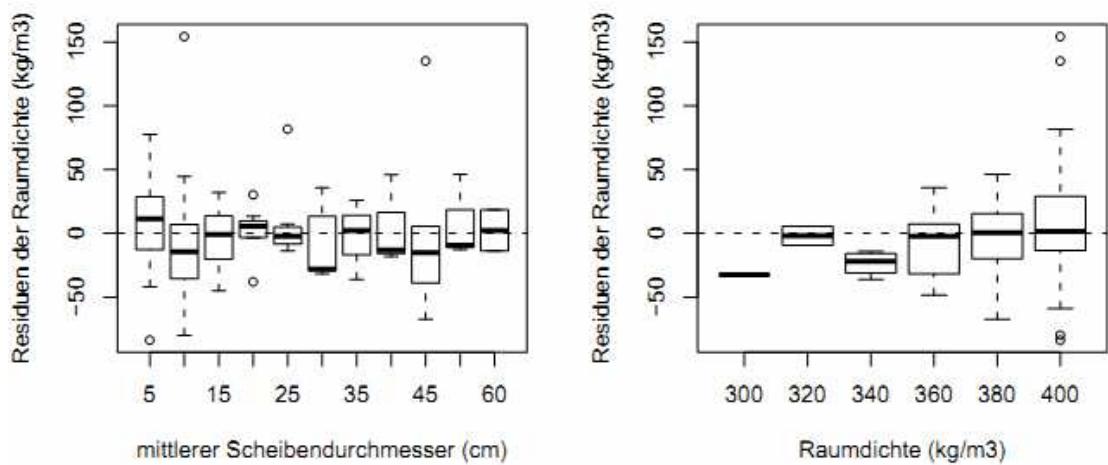


Abbildung 11.2: Residuenverteilung bei der Schätzung der Raumdichte (Holz)

Trockenmassefunktionen einzelner Baumkompartimente in Abhängigkeit von verschiedenen Baumparametern

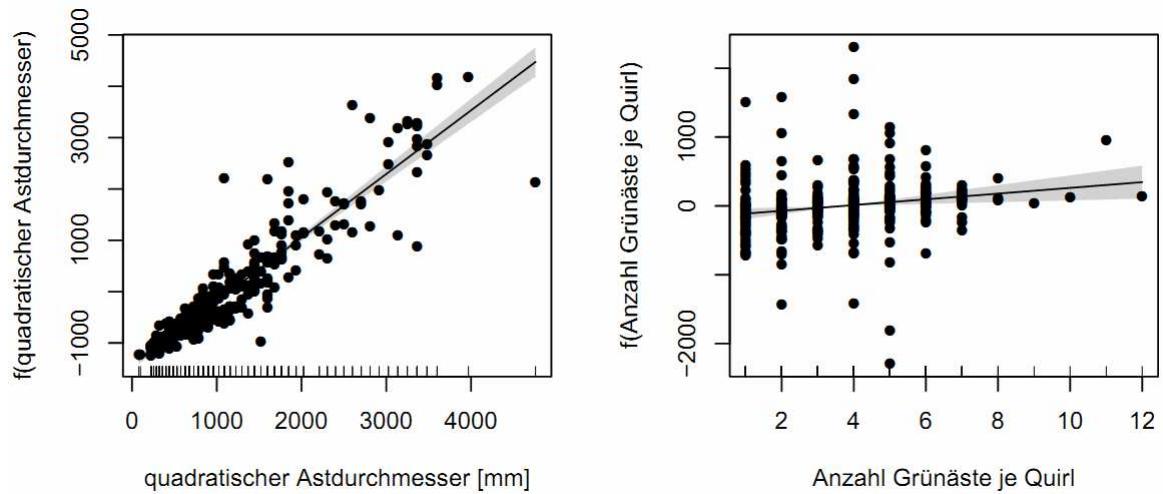


Abbildung 11.3: Effekte der einzelnen Prädiktoren auf das Gewicht [g] von Fichtenästen

Tabelle 11.3: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLMM) zur Schätzung des Astgewichtes [g]

Fixed Effects:

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-318.64903	84.86100	-3.755	0.000209 ***
Quadratischer Astdurchmesser	1.23938	0.03976	31.168	< 2e-16 ***
Anzahl Grümäste	41.58799	14.50769	2.867	0.004449 **

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

R-sq.(adj) = 0.8 Scale est. = 2.0193e+05 n = 297

Random Effects:

Level: Baumnr

	lower	est.	upper
sd((Intercept))	153.2417	215.6648	303.516

Within-group standard error:

lower	est.	upper
411.9661	449.3709	490.1718

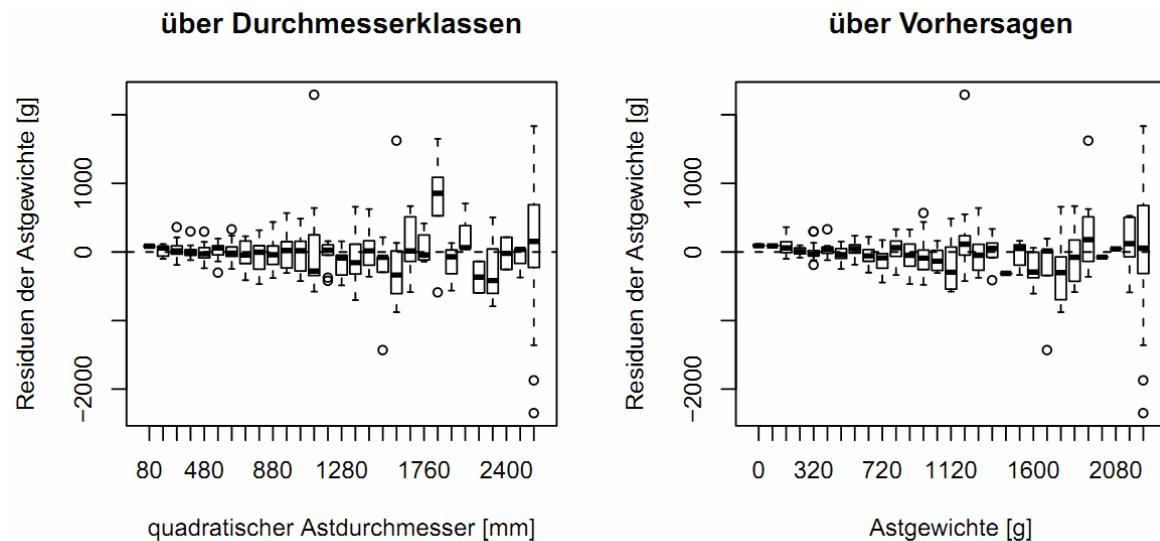


Abbildung 11.4: Residuenverteilung bei der Schätzung der Astgewichte [g]

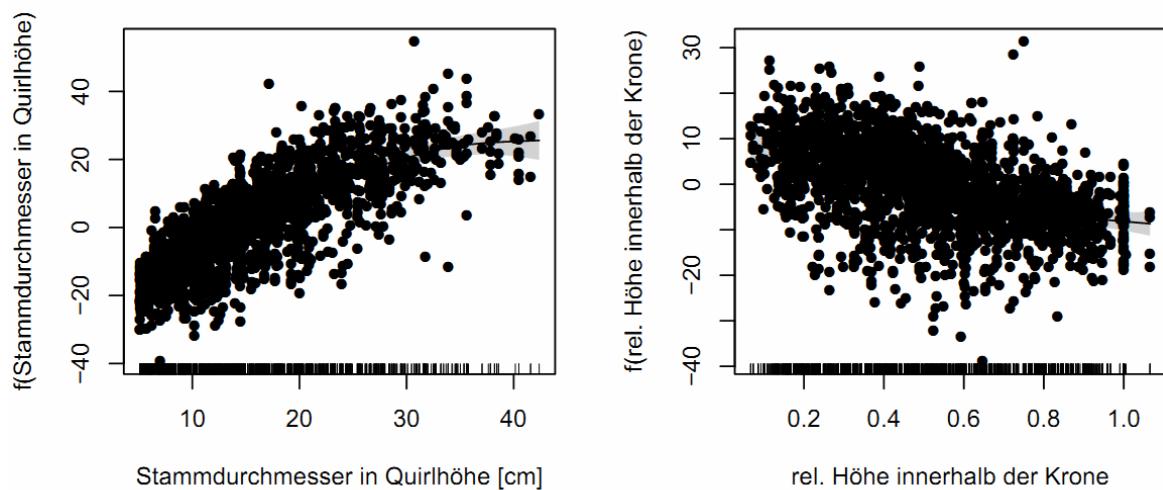


Abbildung 11.5: Effekte der einzelnen Prädiktoren auf den Grünastdurchmesser [mm]

Rel. Höhe innerhalb der Krone = (Baumhöhe (m)-Quirlhöhe (m))/Kronenlänge (m)

Tabelle 11.4: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLMM) zur Schätzung des Grünastdurchmessers [mm]

Formula:

Durchmesser ~ I(I(Durchm - 30) * I(Durchm < 30)) + ktieferel

Parametric coefficients:

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	58.6473	1.9125	30.665	<2e-16 ***
I(I(Durchm - 30) * I(Durchm < 30))	1.4440	0.0631	22.885	<2e-16 ***
ktieferel	-15.5526	1.6512	-9.419	<2e-16 ***

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

R-sq.(adj) = 0.497 Scale est. = 64.535 n = 2172

Random Effects:

Level: Baumnr

	lower	est.	upper
sd((Intercept))	2.847831	3.582989	4.507925

Within-group standard error:

lower	est.	upper
7.795433	8.033388	8.278606

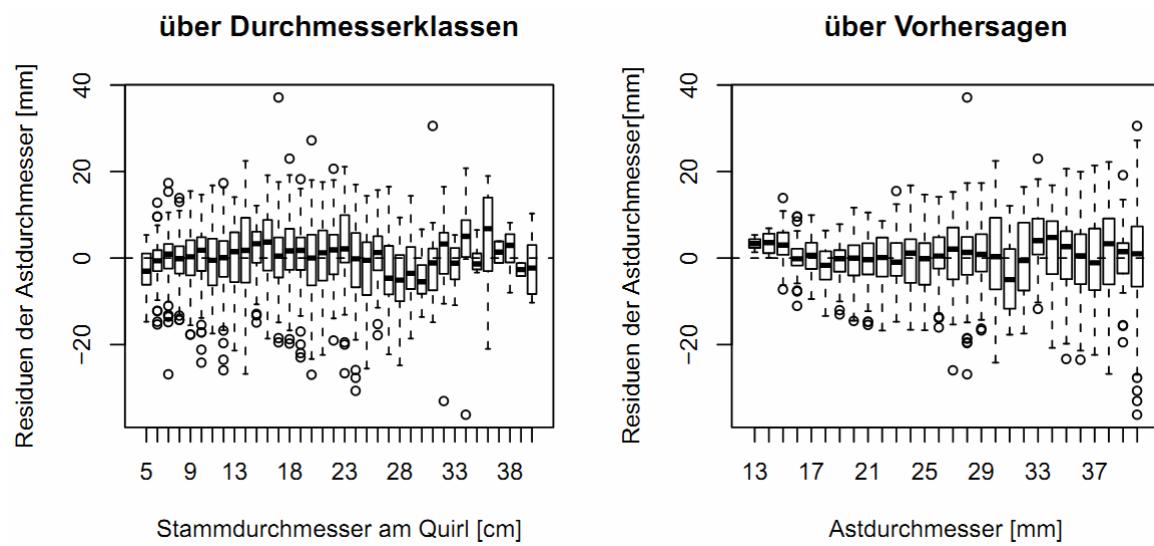


Abbildung 11.6: Residuenverteilung bei der Schätzung der Grünastdurchmesser [mm]

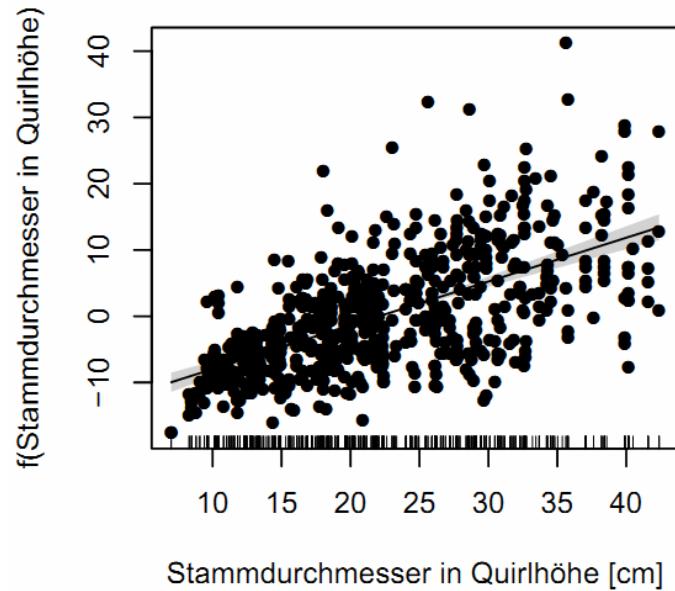


Abbildung 11.7: Effekte der einzelnen Prädiktoren auf den Dürrestardurchmesser [mm]

Tabelle 11.5: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLMM) zur Schätzung des Trockenastdurchmessers [mm]

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	7.19414	1.11519	6.451	2.17e-10 ***
Durchm	0.66080	0.04841	13.649	< 2e-16 ***

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘?’ 0.1 ‘ ’ 1

R-sq.(adj) = 0.36 Scale est. = 49.061 n = 653

Random Effects:

Level: Baumnr

	lower	est.	upper
sd((Intercept))	1.577596	2.267531	3.259196

Within-group standard error:

	lower	est.	upper
	6.621608	7.004382	7.409284

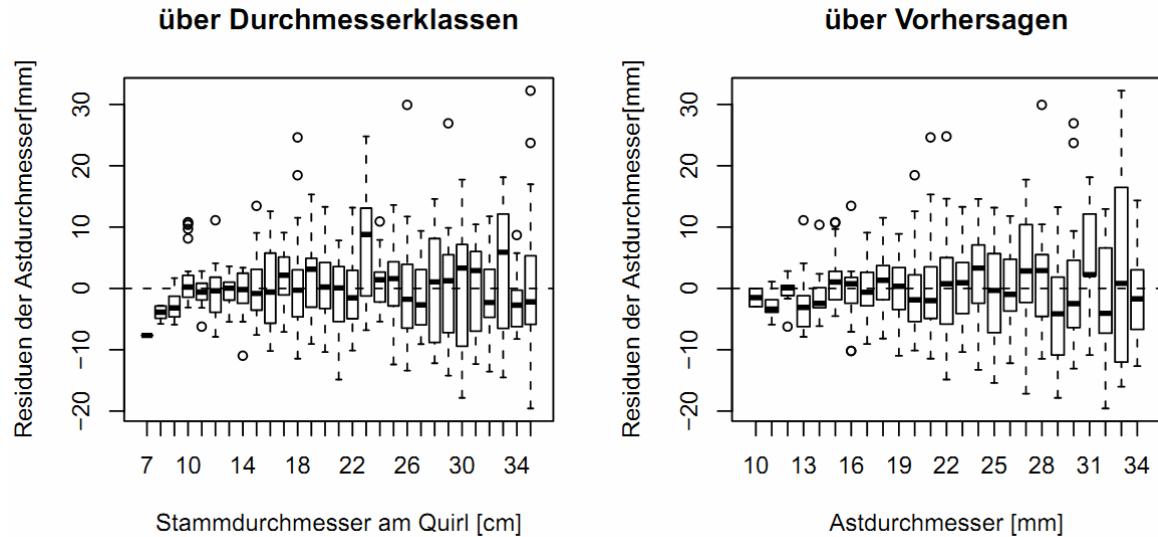


Abbildung 11.8: Residuenverteilung bei der Schätzung der Dürrastdurchmesser [mm]

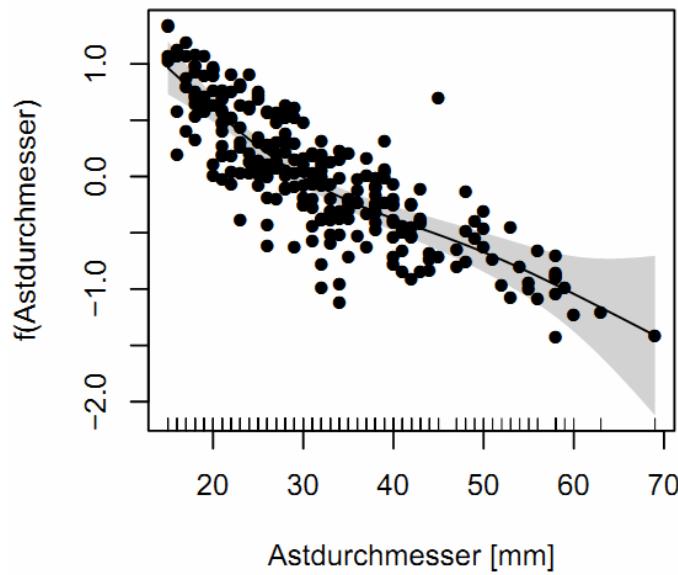


Abbildung 11.9: Reisiganteil eines Fichtenastes

Tabelle 11.6: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen Modells (GLM) zur Schätzung des Reisiganteiles

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.487105	0.122044	12.19	<2e-16 ***
Astdurchmesser	-0.043598	0.003643	-11.97	<2e-16 ***
<hr/>				
Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘?’ 0.1 ‘ ’ 1				

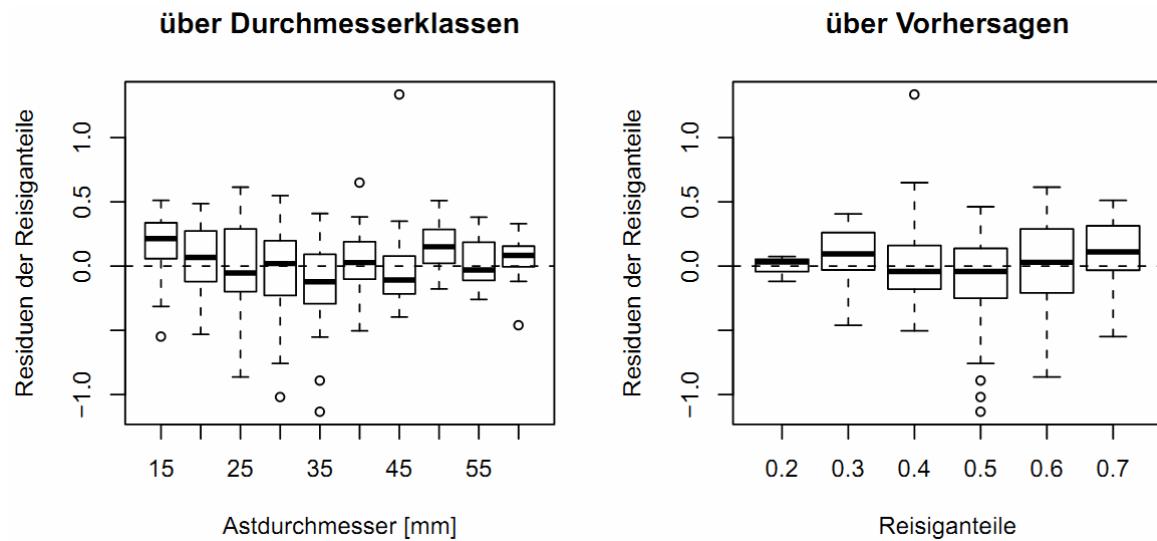


Abbildung 11.10: Residuenverteilung bei der Schätzung der Reisiganteile

Tabelle 11.7: Trockenastanteil je Baum [%] bei Fichte

Min.	1 st Qu.	Median	Mean	3 rd Qu.	Max.
0.00000	0.01813	0.03430	0.06971	0.08437	0.40905

Tabelle 11.8 Nadelanteil am Reisig [%] bei Fichte

Min.	1 st Qu.	Median	Mean	3 rd Qu.	Max.
0.04607	0.53825	0.6064	0.5909	0.67112	0.82322

Tabelle 11.9: Reisiganteil, sowie Nadelanteil am Reisig innerhalb der Restkrone [%] bei Fichte

	Min.	1 st Qu.	Median	Mean	3 rd Qu.	Max.
Reisiganteil	0.3809	0.5289	0.6340	0.6295	0.7403	0.8248
Nadelanteil am Reisig	0.3358	0.5951	0.6689	0.6641	0.7542	0.8369

11.1.2. Buche

Tabelle 11.10: Angaben zur Raumdichte [kg/m^3] bei Buche

		Min.	1 st Qu.	Median	Mean	3 rd Qu.	Max.	sd
Durchmesser >7 cm	Holz	196.8	560.7	588.1	590.5	619.5	925.6	7.611667e+01
	Rinde	178.9	587.1	643.0	645.3	717.5	1083.0	1.280602e+02
Durchmesser < 7 cm	Holz+Rinde	338.3	581.3	602.1	604.7	632.7	702.3	4.386366e+01

Trockenmassefunktionen einzelner Baumkompartimente in Abhängigkeit von verschiedenen Baumparametern

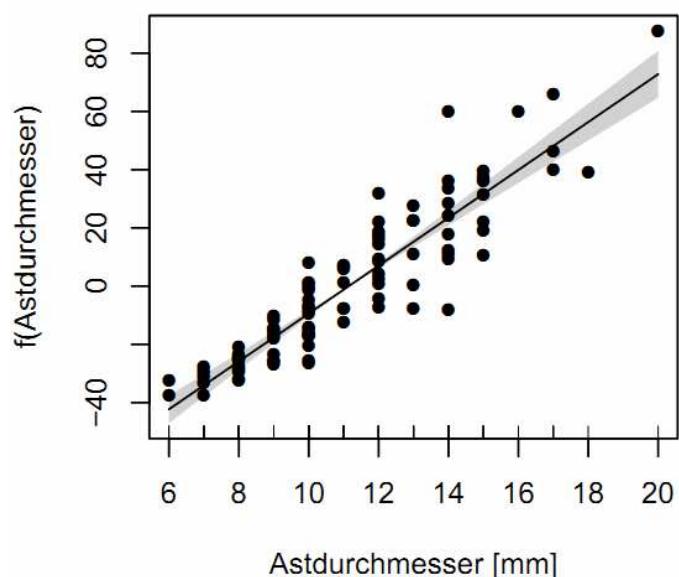


Abbildung 11.11: Effekt des Astdurchmessers auf das Trockengewicht [g] von Buchenästen

Tabelle 11.11: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLMM) zur Schätzung des Astgewichtes [g]

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-49.6185	5.3827	-9.218	6.54e-15 ***
Astdurchmesser	8.2196	0.4609	17.832	< 2e-16 ***

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1				
R-sq.(adj) = 0.771 Scale est. = 129.08 n = 99				

Random Effects:

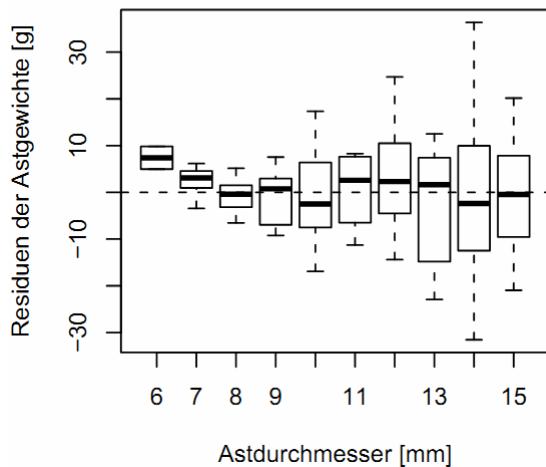
Level: Baumnr

	lower	est.	upper
sd((Intercept))	3.528717	6.363332	11.47499

Within-group standard error:

	lower	est.	upper
	9.501842	11.361199	13.584403

über Durchmesserklassen



über Vorhersagen

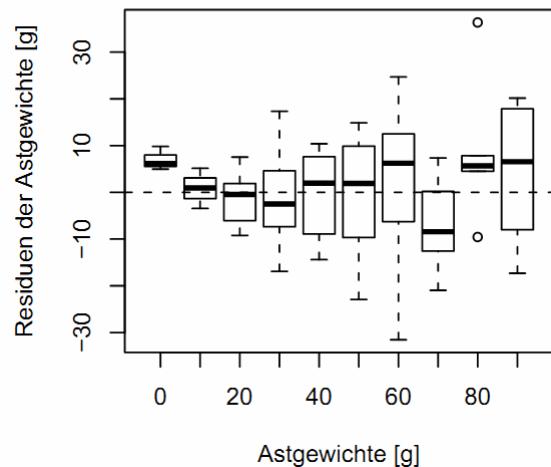


Abbildung 11.12: Residuenverteilung bei der Schätzung des Buchenastgewichtes [g]

Reisiganteil

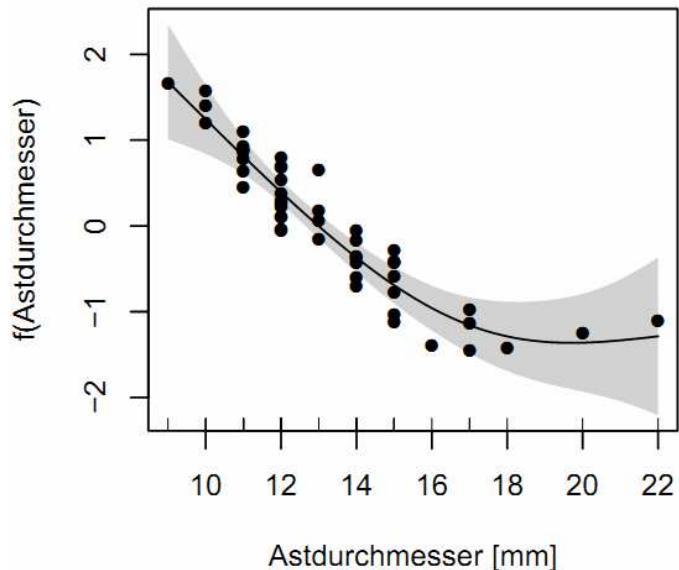


Abbildung 11.13: Reisiganteil bei Buchenästen

Tabelle 11.12: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen Modells (GLM) zur Schätzung des Reisiganteiles

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.80569	0.16746	-4.811	1.65e-05 ***
I((Astdurchmesser - 17) * I(Astdurchmesser < 17))	0.,36232	0.04133	-8.767	2.25e-11 ***
<hr/>				
Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘?’ 0.1 ‘ ’ 1				

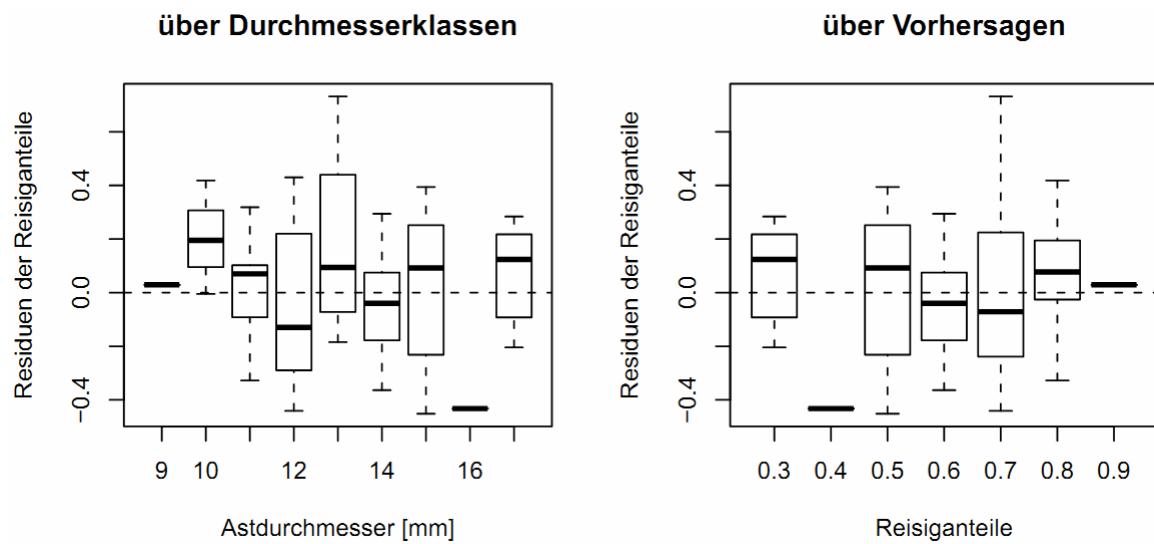


Abbildung 11.14: Residuenverteilung bei der Schätzung der Reisiganteile

11.1.3. Eiche

Tabelle 11.13: Angaben zur Raumdichte [kg/m^3] bei Eiche

		Min.	1 st Qu.	Median	Mean	3 rd Qu.	Max.	sd
Durchmesser >7 cm	Holz	443.3	544.8	579.3	585.0	622.8	829.0	6.431690e+01
	Rinde	295.2	410.2	446.2	458.8	498.6	903.3	9.081154e+01
Durchmesser < 7 cm	Holz+Rinde	388.9	540.8	572.1	570.2	604.3	688.7	5.111761e+01

Trockenmassefunktionen einzelner Baumkompartimente in Abhängigkeit von verschiedenen Baumparametern

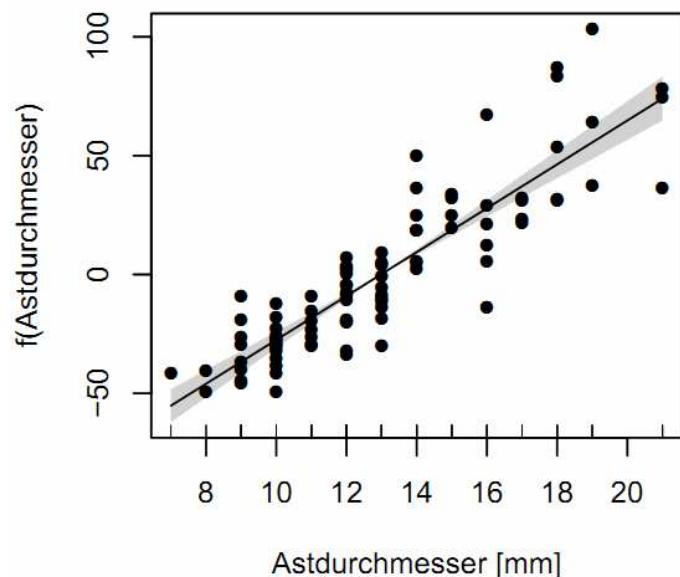


Abbildung 11.15: Effekt des Astdurchmessers auf das Trockengewicht [g] von Eichenästen

Tabelle 11.14: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLMM) zur Schätzung des Astgewichtes [g]

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-64.6244	7.8512	-8.231	1.46e-12 ***
Astdurchmesser	9.2310	0.5832	15.827	< 2e-16 ***

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘?’ 0.1 ‘ ’ 1

R-sq.(adj) = 0.735 Scale est. = 278.4 n = 91

Random Effects:

Level: Baumnr

	lower	est.	upper
sd((Intercept))	2.063212	5.893687	16.83567

Within-group standard error:

lower	est.	upper
13.95274	16.68522	19.95281

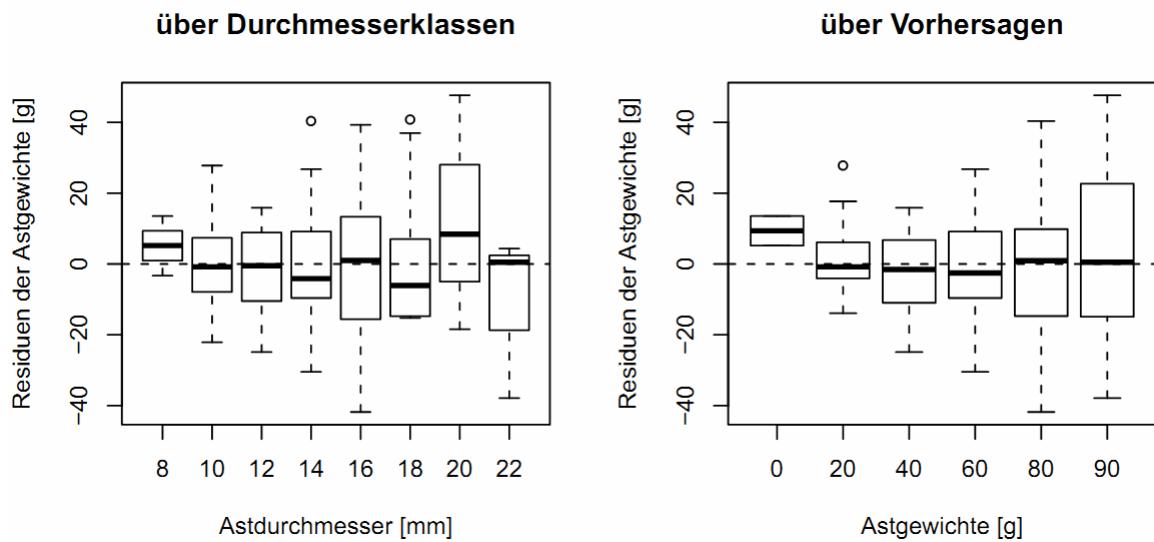


Abbildung 11.16: Residuenverteilung bei der Schätzung des Eichenastgewichtes [g]

Reisiganteil

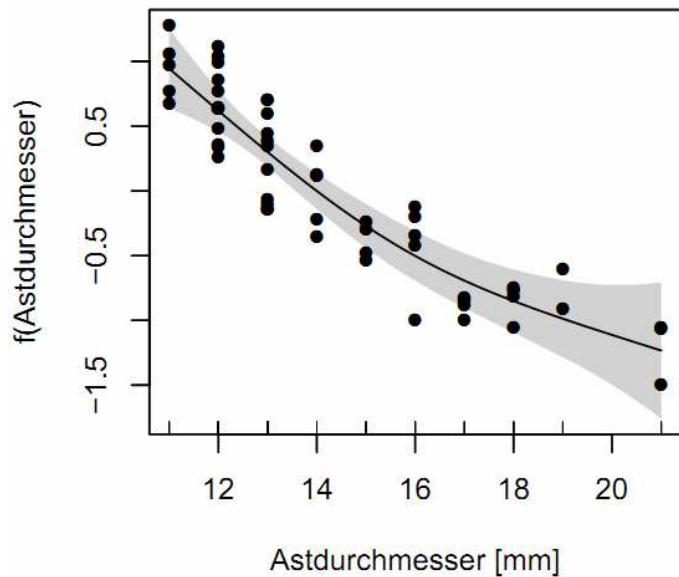


Abbildung 11.17: Reisiganteil bei Eichenästen

GLM

Tabelle 11.15: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLM) zur Schätzung der Reisiganteile

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.41481	0.12654	-3.278	0.00185 **
I((Astdurchmesser - 17) * I(Astdurchmesser < 17))	-0.31282	0.03738	-8.368	2.90e-11 ***

Signif. codes: 0 *** 0.001 ** 0.01 * 0.05 . 0.1 ‘ ’ 1				

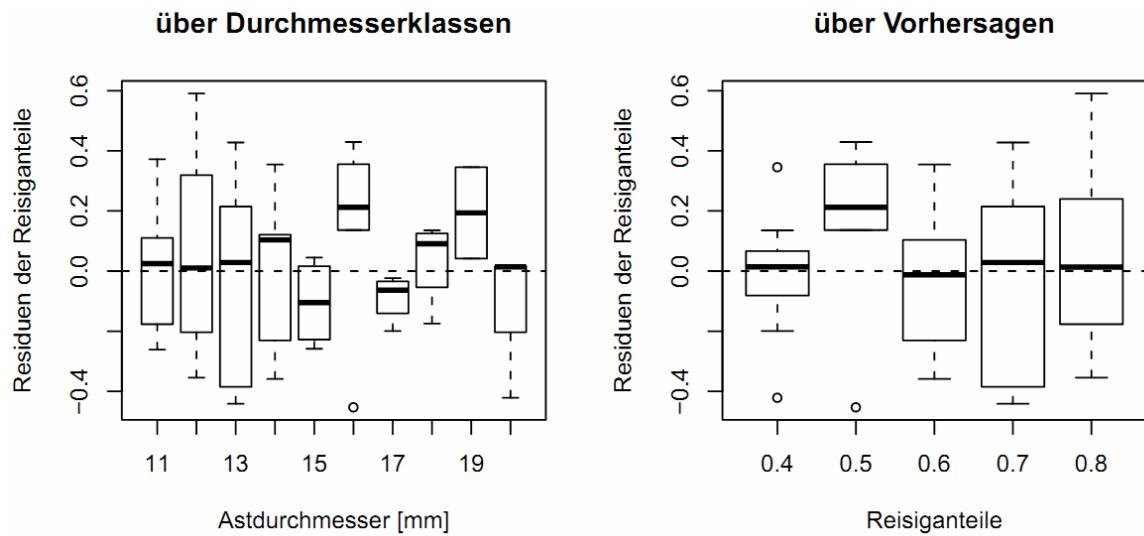


Abbildung 11.18: Residuenverteilung bei der Schätzung des Eichenastgewichtes [g]

11.1.4. Kiefer

Tabelle 11.16: Angaben zur Raumdichte [kg/m^3] bei Kiefer

		Min.	1 st Qu.	Median	Mean	3 rd Qu.	Max.	sd
Durchmesser >7 cm	Holz	332.1	382.0	413.0	426.1	460.1	562.9	5.765696e+01
	Rinde	206.6	309.4	362.5	359.1	393.3	595.3	7.640715e+01
Durchmesser < 7 cm	Holz+Rinde	314.6	362.4	402.5	417.9	442.8	793.2	8.339957e+01

Trockenmassefunktionen einzelner Baumkompartimente in Abhängigkeit von verschiedenen Baumparametern

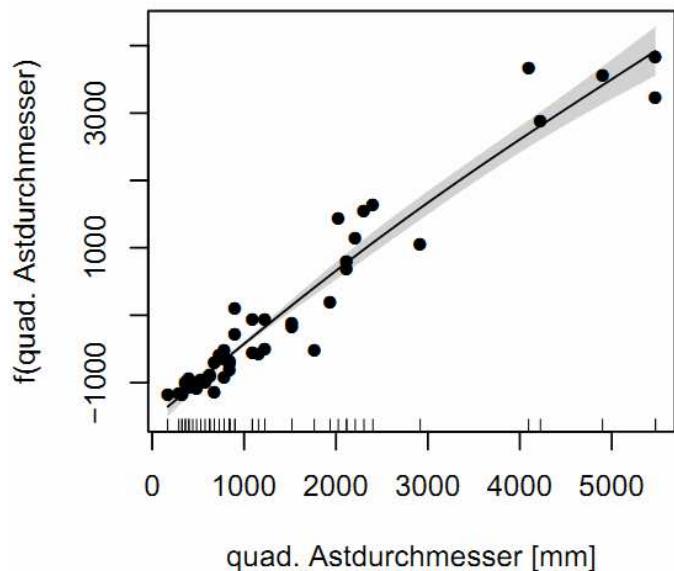


Abbildung 11.19: Effekte der einzelnen Prädiktoren auf das Gewicht von Kiefernästen

Tabelle 11.17: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLM) zur Schätzung des Astgewichtes [g] von Kiefern

Fixed Effects:

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-124.32250	75.25664	-1.652	0.105
Quadratischer Astdurchmesser	1.00749	0.03976	31.168	< 2e-16 ***

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘?’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 126588.1)

Null deviance: 93345551 on 47 degrees of freedom

Residual deviance: 5823054 on 46 degrees of freedom

AIC: 704.11

Number of Fisher Scoring iterations: 2

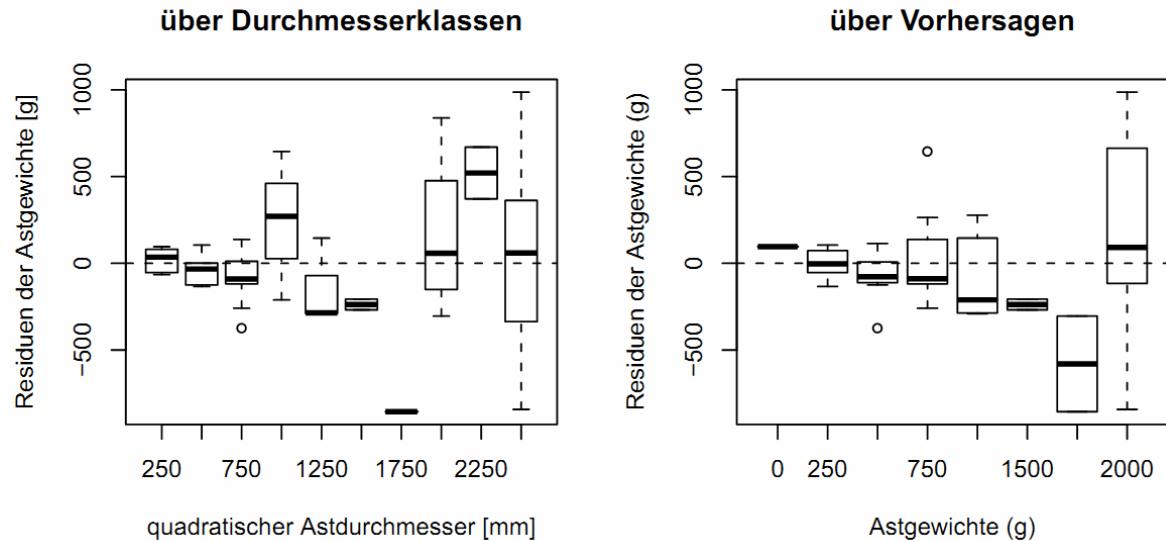


Abbildung 11.20: Residuenverteilung bei der Schätzung der Astgewichte

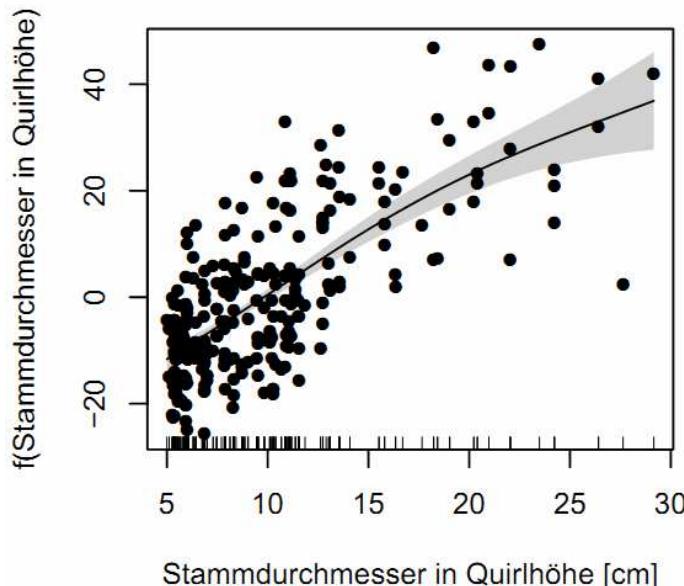


Abbildung 11.21: Effekte der einzelnen Prädiktoren auf den Grünastdurchmesser [mm]

Tabelle 11.18: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLMM) zur Schätzung des Grünastdurchmessers [mm]

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	43.3761	2.0791	20.862	<2e-16 ***
lhs(Durchn, 15)	-2.6790	0.2666	-10.048	<2e-16 ***
rhs(Durchn, 15)	1.5129	0.3707	4.081	6.02e-05 ***

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

R-sq.(adj) = 0.504 Scale est. = 108.88 n = 255

Random Effects:

Level: Baumnr

	lower	est.	upper
sd((Intercept))	1.931278	3.27595	5.556864

Within-group standard error:

	lower	est.	upper
	9.546938	10.434646	11.404897

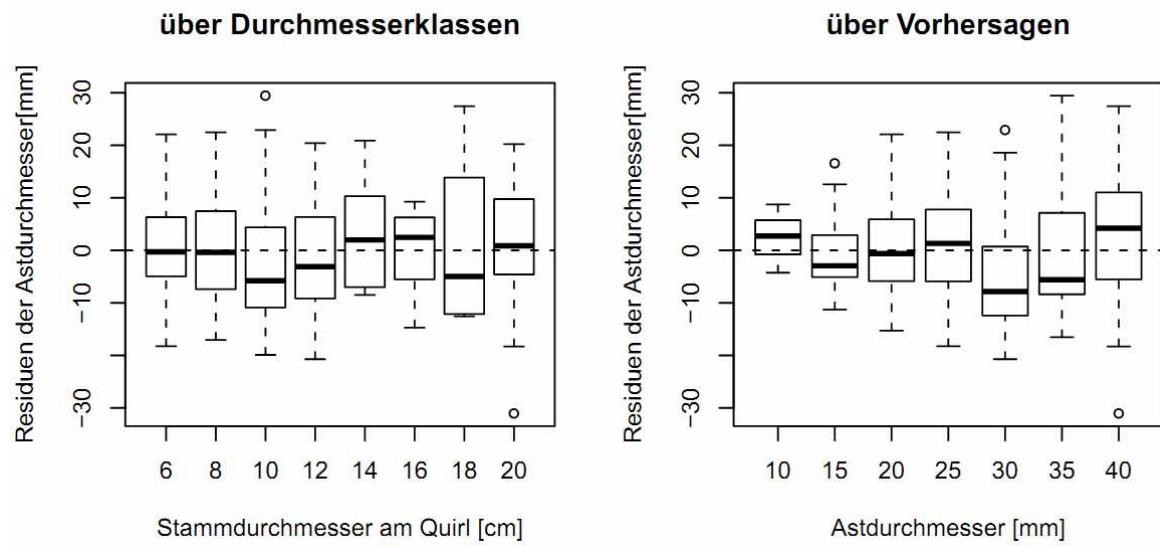


Abbildung 11.22: Residuenverteilung bei der Schätzung der Grünastdurchmesser [mm]

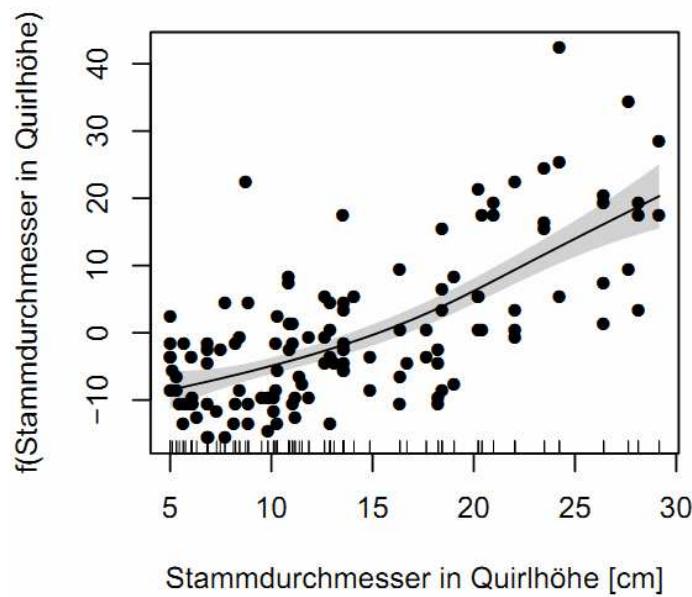


Abbildung 11.23: Effekte der einzelnen Prädiktoren auf den Dürrastdurchmesser

Tabelle 11.19: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLM) zur Schätzung des Dürrastdurchmessers [mm] von Kiefern

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	17.3704	1.5142	11.472	<2e-16 ***
lhs(Durcm, 15)	-0.5381	0.2571	-2.093	0.0384 *
rhs(Durcm, 15)	1.6861	0.2280	7.395	1.91e-11 ***

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 67.4657)

Null deviance: 16569.5 on 125 degrees of freedom

Residual deviance: 8298.3 on 123 degrees of freedom

AIC: 893.2

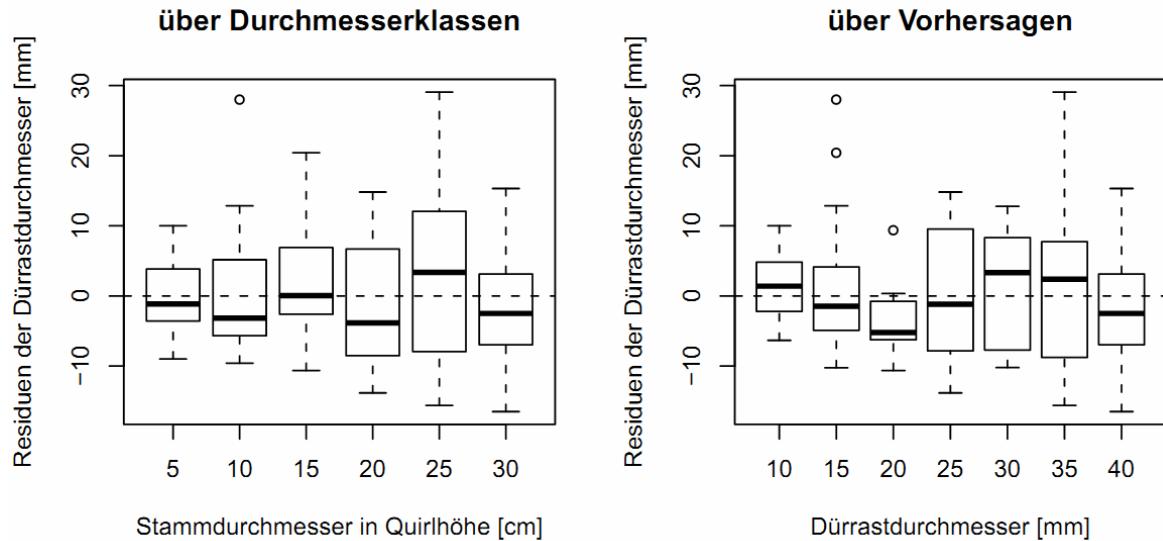


Abbildung 11.24: Residuenverteilung bei der Schätzung der Dürrastdurchmesser

Reisiganteil

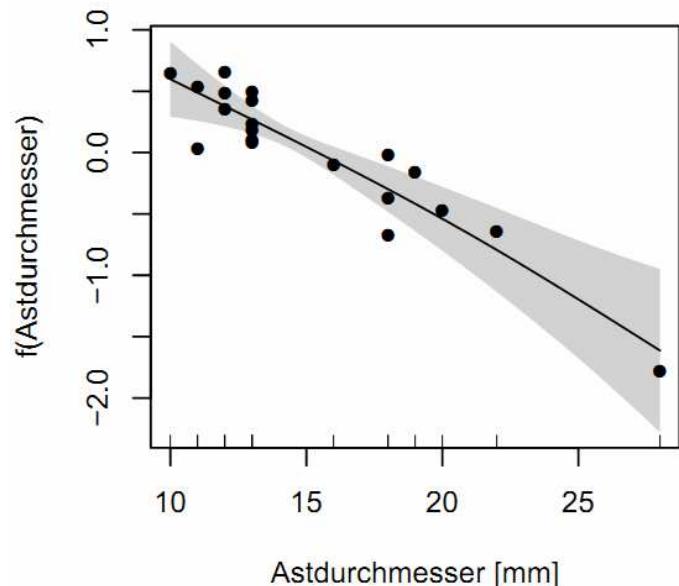


Abbildung 11.25: Reisiganteil bei Kiefernästen

Tabelle 11.20: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLM) zur Schätzung des Reisiganteiles

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	3.1539	0.4189	7.529	5.75e-07 ***
Astdurchmesser	-0.1210	0.0246	-4.917	0.000111 ***

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘?’ 0.1 ‘ ’ 1

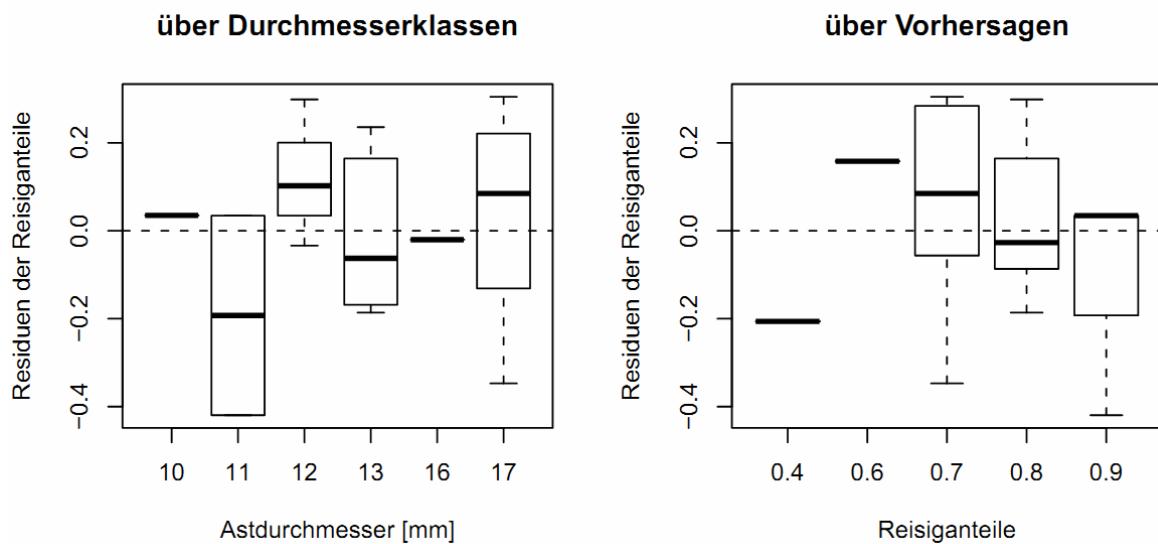


Abbildung 11.26: Residuenverteilung bei der Schätzung der Dürrastdurchmesser

Tabelle 11.21: Nadelanteil [%] am Reisig bei Kiefer

Min.	1 st Qu.	Median	Mean	3 rd Qu.	Max.
0.1181	0.4163	0.5360	0.5049	0.6058	0.7167

Tabelle 11.22: Reisiganteil, sowie Nadelanteil [%] am Reisig der Restkrone bei Kiefer

	Min.	1 st Qu.	Median	Mean	3 rd Qu.	Max.
Reisiganteil	0.4784	0.5517	0.6299	0.6305	0.7152	0.7569
Nadelanteil am						
Reisig	0.4139	0.5831	0.5968	0.5959	0.642	0.7068

11.1.5. Douglasie

Tabelle 11.23: Angaben zur Raumdichte [kg/m^3] bei Douglasie

		Min.	1 st Qu.	Median	Mean	3 rd Qu.	Max.
Durchmesser >7 cm	Holz	345.3	397.2	428.4	425.4	458.6	521.9
	Rinde	267.6	319.0	358.1	348.6	387.5	422.2
Durchmesser < 7 cm	Holz+Rinde	350.4	376.6	390.3	398.7	428.5	444.2

Trockenmassefunktionen einzelner Baumkompartimente in Abhängigkeit von verschiedenen Baumparametern

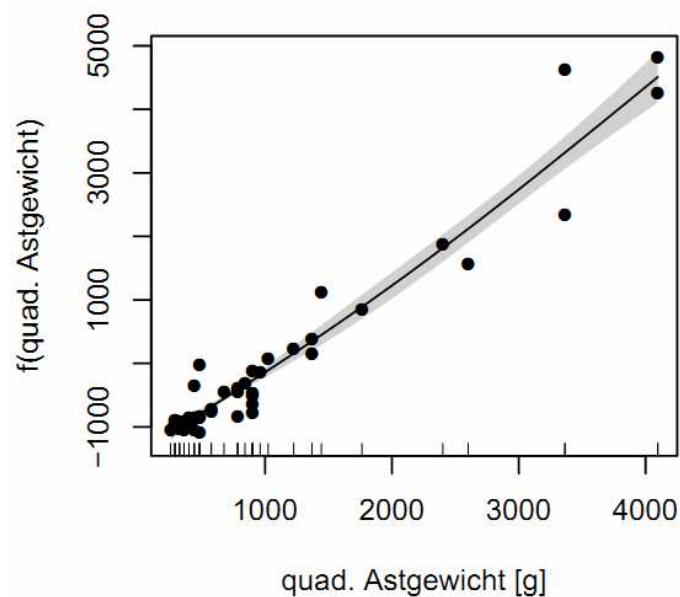


Abbildung 11.27: Effekte der einzelnen Prädiktoren auf das Gewicht von Douglasienästen

Tabelle 11.24: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLM) zur Schätzung des Astgewichtes [g] von Douglasien

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-328.38523	82.93315	-3.96	0.000292 ***
Quadratischer Astdurchmesser	1.43370	0.05683	25.23	< 2e-16 ***

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 140455.0)

Null deviance: 95165821 on 42 degrees of freedom

Residual deviance: 5758657 on 41 degrees of freedom

AIC: 635.64

Number of Fisher Scoring iterations: 2

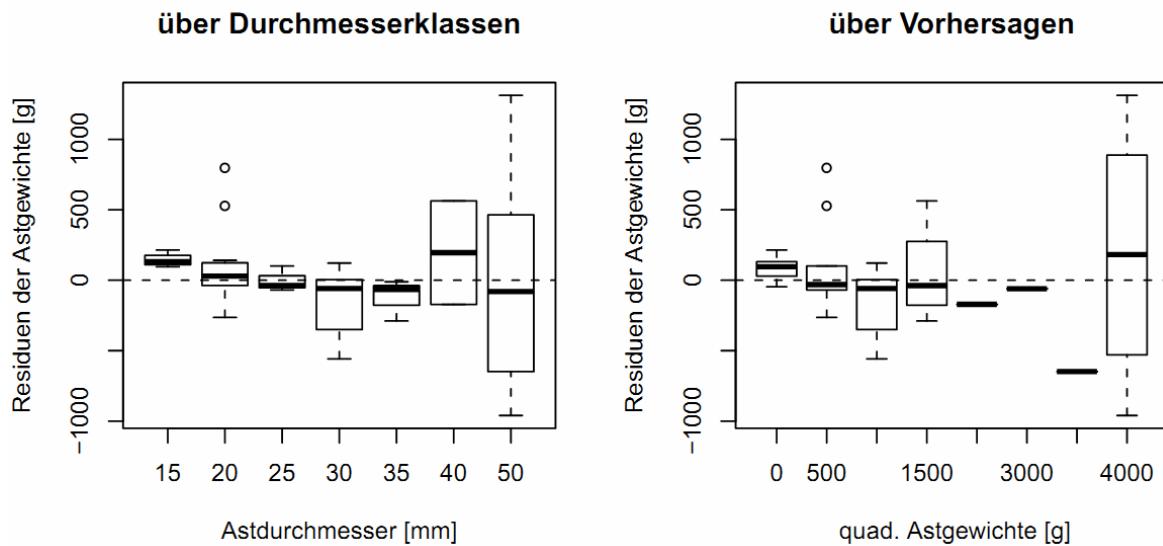


Abbildung 11.28: Residuenverteilung bei der Schätzung der Astgewichte [g]

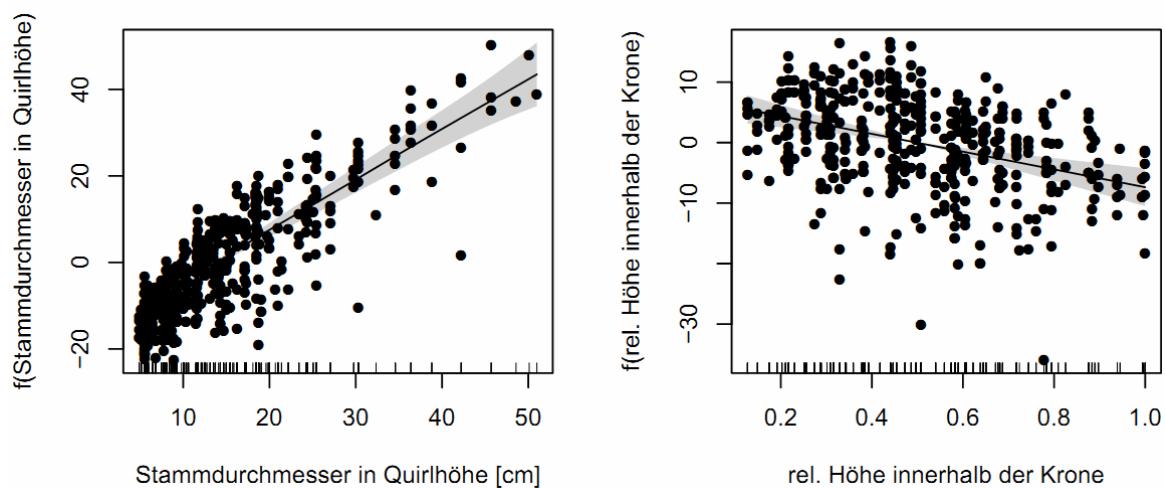


Abbildung 11.29: Effekte der einzelnen Prädiktoren auf den Grünastdurchmesser

Rel. Höhe innerhalb der Krone = (Baumhöhe (m)-Quirlhöhe (m))/Kronenlänge (m)

Tabelle 11.25: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLMM) zur Schätzung des Grünastdurchmessers [mm]

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	28.27959	1.80742	15.646	< 2e-16 ***
rhs(Durchm, 10)	1.20673	0.08385	14.392	<2e-16 ***
lhs(Durchm, 10)	-2.22836	0.33451	-6.662	8.24e-11 ***
ktieferel	-15.68885	3.14040	-4.996	8.52e-07 ***

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘?’ 0.1 ‘ ’ 1

R-sq.(adj) = 0.661 Scale est. = 51.473 n = 437

Random Effects:

Level: Baumnr

	lower	est.	upper
sd((Intercept))	1.131150	2.12705	3.999773

Within-group standard error:

lower	est.	upper
6.709804	7.174450	7.671273

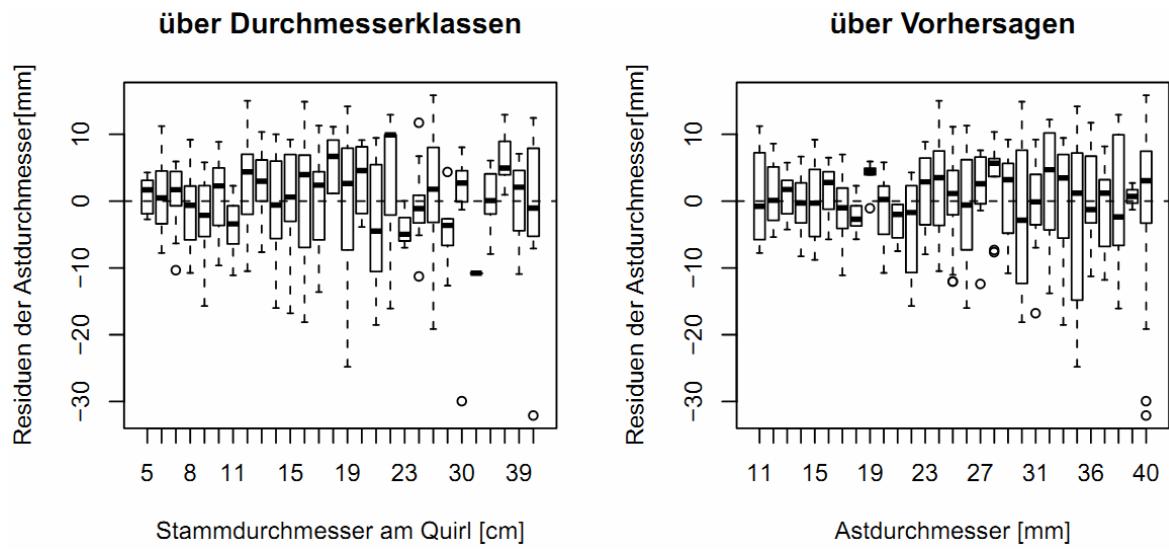


Abbildung 11.30: Residuenverteilung bei der Schätzung der Grünastdurchmesser [mm]

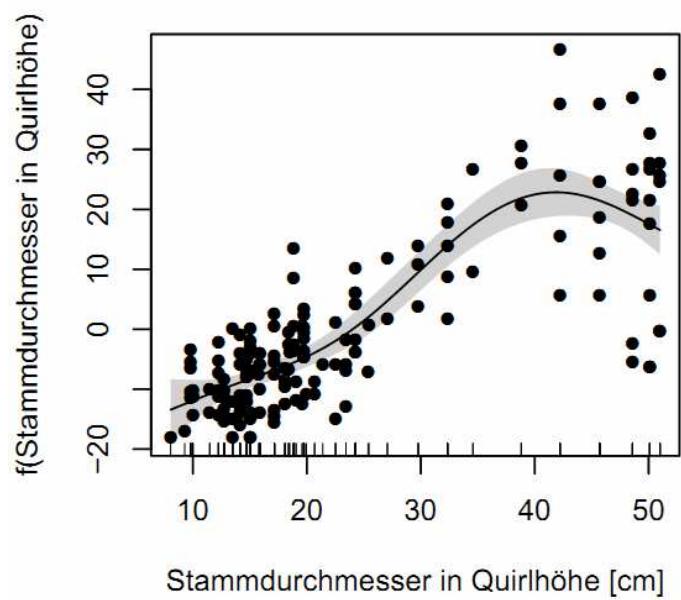


Abbildung 11.31: Effekte der einzelnen Prädiktoren auf den Dürrastdurchmesser [mm]

Tabelle 11.26: Statistische Kennwerte des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLMM) zur Schätzung des Dürrestdurchmessers [mm]

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	45.0989	2.6384	17.093	< 2e-16 ***
lhs(Durchm, 40)	-1.2452	0.1215	-10.251	<2e-16 ***
rhs(Durchm, 40)	-0.6496	0.3168	-2.051	0.0419 *

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘?’ 0.1 ‘ ’ 1

R-sq.(adj) = 0.655 Scale est. = 66.513 n = 163

Random Effects:

Level: Baumnr

	lower	est.	upper
sd((Intercept))	0.566457	1.904218	6.40128

Within-group standard error:

lower	est.	upper
7.288152	8.155538	9.126155

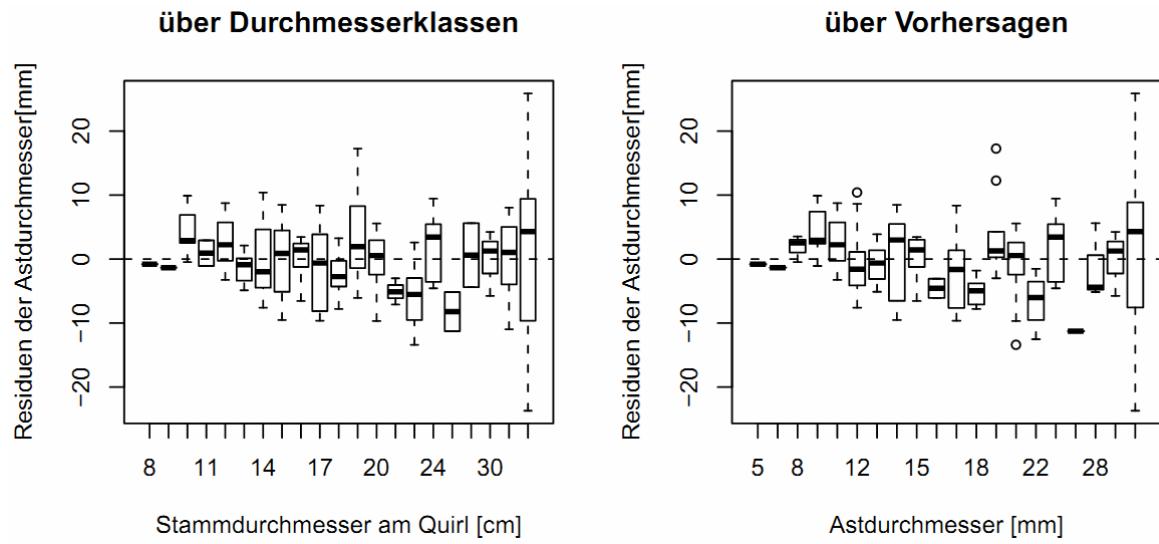


Abbildung 11.32: Residuenverteilung bei der Schätzung der Dürrestdurchmesser [mm]

Da sich das geringere Stichprobenkontingent der Douglasien sehr ähnlich verhielt wie Fichten wurden für die Schätzung des Reisig- und Nadelanteils die Fichtenfunktionen verwendet.

11.2. Anhang Kapitel 5

11.2.1. Einstellungen der verwendeten Sortimente

Datei: loggingsSortiments.xml

Sortiment	Art von	Art bis	Länge min	Länge max	D min	D max	Zopfmin	Zopfmax	Gewicht	Preis	Wahrscheinlichkeit	nur ZB Baum	mehrfach	ausgewählt	Zugabe	Zeitbedarf Funktion
			m	m	cm	cm	cm	cm	EUR/m³						cm	%
Lbh_Stamm	100	499	4.50	18.00	40.00	69.90	35.00	70.00	100.00	100.00	false	true	false	20.00	0.00	2
NDh_Stamm	500	999	14.00	18.00	25.00	49.90	14.00	70.00	100.00	100.00	false	true	false	10.00	0.00	3
NDh_4m	500	999	4.00	4.00	12.00	60.00	12.00	20.00	50.00	100.00	false	true	false	0.00	0.00	19
Lbh_3m	100	499	3.00	3.00	7.00	99.90	12.00	20.00	100.00	100.00	false	true	false	0.00	0.00	2
X-Holz	100	999	1.00	1.00	7.00	99.90	7.00	100.00	50.00	30.00	false	true	false	0.00	0.00	0
Ei_Stamm	100	199	4.50	18.00	40.00	69.90	35.00	80.00	50.00	100.00	false	true	true	20.00	0.00	2
Ei_IIk	100	199	3.00	6.00	7.00	60.00	7.00	20.00	50.00	100.00	false	true	false	0.00	0.00	14
Bu_Stamm	200	300	4.50	18.00	40.00	69.90	35.00	80.00	50.00	100.00	false	true	true	20.00	0.00	1
Bu_IIk	200	500	3.00	6.00	7.00	60.00	7.00	30.00	50.00	100.00	false	true	false	0.00	0.00	14
Dgl_Stamm	600	700	14.00	18.00	25.00	49.90	14.00	70.00	50.00	100.00	false	true	false	10.00	0.00	3
Dgl_ABS	600	700	5.00	5.00	12.00	55.00	12.00	20.00	50.00	100.00	true	false	true	10.00	0.00	3
Dgl_IIk	600	700	3.00	6.00	7.00	60.00	7.00	10.00	50.00	100.00	false	true	true	0.00	0.00	6
Ei_Stamm	500	600	14.00	18.00	25.00	49.90	14.00	70.00	50.00	100.00	false	true	false	0.00	10.00	3
Ei_IIk	500	600	3.00	6.00	7.00	60.00	7.00	10.00	50.00	100.00	false	true	false	0.00	0.00	6
Kl_ABS_f	700	800	5.00	5.00	14.00	99.90	12.00	80.00	50.00	100.00	false	true	true	10.00	0.00	4
Kl_IS	700	800	3.00	3.00	7.00	99.90	7.00	20.00	50.00	100.00	false	true	false	0.00	0.00	13
Stabben	100	999	0.10	0.30	7.00	99.90	7.00	95.00	50.00	100.00	false	true	false	0.00	0.00	0
Fi_ABS	500	599	4.00	4.00	12.00	55.00	12.00	20.00	50.00	100.00	false	true	false	10.00	0.00	0
NDh_PAL	500	799	2.40	2.40	10.00	55.00	10.00	5.00	50.00	100.00	false	true	false	10.00	0.00	3
Ki_ABS_3	700	799	3.00	3.00	14.00	99.90	12.00	80.00	50.00	100.00	false	true	true	0.00	10.00	4
Lbh_II	100	499	1.00	18.00	7.00	99.90	7.00	50.00	50.00	100.00	false	true	false	0.00	0.00	2
NDh_II	500	999	1.00	18.00	7.00	99.90	7.00	50.00	50.00	100.00	false	true	false	0.00	0.00	2

11.2.2. Funktionen und Parameter zur Berechnung von Biomassen und Nährstoffen

Datei: NutrientBalanceSettings.xml

Baumart: Eiche "110"

Element	Wert	Typ	Beschreibung
Code	110	Integer	Nds. Baumartencode
SpeciesList	110,111,112,113	Text	gültig für Baumartencodes
LeafBM	0	Double	Anteil des Reisigs
WoodDensity	0.579	Double	Holzdichte [kg/m ³]
WoodFacC	495	Double	C Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacN	1.99	Double	N Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacS	0.113	Double	S Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacP	0.115	Double	P Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacK	0.92	Double	K Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacCa	0.62	Double	Ca Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacMg	0.12	Double	Mg Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacMn	0.045	Double	Mn Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacFe	0.012	Double	Fe Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacBOup	0.055	Double	BOup Anteil an der Holzbiomasse
WoodFacBNH4	0.197	Double	BNH4 Anteil an der Holzbiomasse
WoodFacBN03	-0.087	Double	BNO3 Anteil an der Holzbiomasse
BarkDensity	0.446	Double	Rindendichte [kg/m ³]
BarkFacC	496	Double	C Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacN	6.88	Double	N Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacS	0.532	Double	S Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacP	0.325	Double	P Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacK	2.44	Double	K Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacCa	21.72	Double	Ca Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacMg	0.84	Double	Mg Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacMn	0.642	Double	Mn Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]

BarkFacFe	0.057	Double	Fe Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacBOup	1.197	Double	BOup Anteil an der Rindenbiomasse
BarkFacBNH4	1.688	Double	BNH4 Anteil an der Rindenbiomasse
BarkFacBN03	0.706	Double	BNO3 Anteil an der Rindenbiomasse
BranchDensity	0.572	Double	Astdichte
BranchFacC	493	Double	C Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacN	5.37	Double	N Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacS	0.336	Double	S Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacP	0.397	Double	P Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacK	1.85	Double	K Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacCa	4.63	Double	Ca Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacMg	0.56	Double	Mg Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacMn	0.292	Double	Mn Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacFe	0.027	Double	Fe Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacBOup	0.302	Double	BOup Anteil an der Astbiomasse
BranchFacBNH4	0.685	Double	BNH4 Anteil an der Astbiomasse
BranchFacBN03	-0.082	Double	BNO3 Anteil an der Astbiomasse
ReisigFacC	503	Double	C Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacN	10.82	Double	N Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacS	0.678	Double	S Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacP	0.874	Double	P Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacK	2.97	Double	K Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacCa	6.3	Double	Ca Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacMg	1.0	Double	Mg Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacMn	0.745	Double	Mn Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacFe	0.049	Double	Fe Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacBOup	0.431	Double	BOup Anteil an der Reisigbiomasse
ReisigFacBNH4	1.203	Double	BNH4 Anteil an der Reisigbiomasse
ReisigFacBN03	-0.342	Double	BNO3 Anteil an der Reisigbiomasse
LeafFacC	0	Double	C Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacN	0	Double	N Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacS	0	Double	S Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]

LeafFacP	0	Double	P Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacK	0	Double	K Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacCa	0	Double	Ca Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacMg	0	Double	Mg Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacMn	0	Double	Mn Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacFe	0	Double	Fe Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacBOup	0	Double	BOup Anteil an der Blattbiomasse
LeafFacBNH4	0	Double	BNH4 Anteil an der Blattbiomasse
LeafFacBNO3	0	Double	BNO3 Anteil an der Blattbiomasse
TaperClass	TaperFunctionBySchmidt	Text	TreeGrOSS Schaftform Klasse in Java
TaperFunction Number	1	Integer	Schaftfromfunktionsnummer der TaperClass
StemVolume	$3.141592*t.h*(t.d/200)^2*(0.4786-(1.011176/t.d)+(2.10428/t.h)-(203.1997/(t.d*t.h*t.h))) /*Eiche Derbholz (BERGEL 1974) */$	Text	Stammvolumen [m^3]
StemBMkg	$\exp(-5.825136+1.920523*\ln(t.d)+1.679022*\ln(t.h)) /* S.Rumpf 2011*/$	Text	Stammbiomasse [t]
BarkBMkg	$\exp(-5.906065+1.602422*\ln(t.d)+1.573465*\ln(t.h)) /* S.Rumpf 2011*/$	Text	Rindenbiomasse [t]
BranchBMkg	$\exp(-1.850638+1.78631*\ln(t.d)) /* S.Rumpf 2011*/$	Text	Astbiomasse [t]
ReisigBMkg	$\exp(-1.784272+1.214941*\ln(t.d)) /* S.Rumpf 2011*/$	Text	Reisigbiomasse [t]

Baumart: Buche "211"

Element	Wert	Typ	Beschreibung
Code	211	Integer	Nds. Baumartencode
SpeciesList	211	Text	gültig für Baumartencodes
LeafBM	0	Double	Anteil des Reisigs
WoodDensity	0.588	Double	Holzdichte [kg/m^3]
WoodFacC	494	Double	C Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacN	1.59	Double	N Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]

WoodFacS	0.09	Double	S Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacP	0.090	Double	P Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacK	1.13	Double	K Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacCa	0.86	Double	Ca Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacMg	0.27	Double	Mg Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacMn	0.087	Double	Mn Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacFe	0.011	Double	Fe Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacBOup	0.089	Double	BOup Anteil an der Holzbiomasse
WoodFacBNH4	0.203	Double	BNH4 Anteil an der Holzbiomasse
WoodFacBNO3	-0.025	Double	BNO3 Anteil an der Holzbiomasse
BarkDensity	0.643	Double	Rindendichte [kg/m³]
BarkFacC	494	Double	C Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacN	7.35	Double	N Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacS	0.344	Double	S Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacP	0.367	Double	P Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacK	2.41	Double	K Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacCa	17.90	Double	Ca Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacMg	0.62	Double	Mg Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacMn	0.475	Double	Mn Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacFe	0.040	Double	Fe Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacBOup	0.991	Double	BOup Anteil an der Rindenbiomasse
BarkFacBNH4	1.516	Double	BNH4 Anteil an der Rindenbiomasse
BarkFacBNO3	0.467	Double	BNO3 Anteil an der Rindenbiomasse
BranchDensity	0.602	Double	Astdichte
BranchFacC	495	Double	C Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacN	3.51	Double	N Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacS	0.170	Double	S Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacP	0.293	Double	P Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacK	1.56	Double	K Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacCa	2.71	Double	Ca Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacMg	0.42	Double	Mg Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacMn	0.156	Double	Mn Anteil an der Astbiomasse [kg/t]

BranchFacFe	0.023	Double	Fe Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacBOup	0.196	Double	BOup Anteil an der Astbiomasse
BranchFacBNH4	0.447	Double	BNH4 Anteil an der Astbiomasse
BranchFacBN03	-0.055	Double	BNO3 Anteil an der Astbiomasse
ReisigFacC	509	Double	C Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacN	8.83	Double	N Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacS	0.482	Double	S Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacP	0.863	Double	P Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacK	2.92	Double	K Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacCa	5.23	Double	Ca Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacMg	0.63	Double	Mg Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacMn	0.317	Double	Mn Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacFe	0.040	Double	Fe Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacBOup	0.342	Double	BOup Anteil an der Reisigbiomasse
ReisigFacBNH4	0.972	Double	BNH4 Anteil an der Reisigbiomasse
ReisigFacBN03	-0.289	Double	BNO3 Anteil an der Reisigbiomasse
LeafFacC	0	Double	C Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacN	0	Double	N Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacS	0	Double	S Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacP	0	Double	P Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacK	0	Double	K Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacCa	0	Double	Ca Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacMg	0	Double	Mg Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacMn	0	Double	Mn Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacFe	0	Double	Fe Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacBOup	0	Double	BOup Anteil an der Blattbiomasse
LeafFacBNH4	0	Double	BNH4 Anteil an der Blattbiomasse
LeafFacBN03	0	Double	BNO3 Anteil an der Blattbiomasse
TaperClass	TaperFunctionBySchmidt	Text	TreeGrOSS Schaftform Klasse in Java
TaperFunctionNumber	0	Integer	Schaftfromfunktionsnummer der TaperClass

StemVolume	$3.141592*t.h*(t.d/200)^2*(0.4039+0.0017335*t.h+1.1267/t.h-118.188/(t.d*t.d*t.d))+0.0000042*t.d*t.d) /*Buche Derbholz (BERGEL 1973) */$	Text	Stammvolumen [m^3]
StemBMkg	$\exp(-4.497735+2.218938*\ln(t.d)+0.975280*\ln(t.h)) /* S.Rumpf 2011*/$	Text	Stammbiomasse [t]
BarkBMkg	$\exp(-5.654878+1.958749*\ln(t.d)+0.882996*\ln(t.h)) /* S.Rumpf 2011*/$	Text	Rindenbiomasse [t]
BranchBMkg	$\exp(-1.275220+1.622190*\ln(t.d)) /* S.Rumpf 2011*/$	Text	Astbiomasse [t]
ReisigBMkg	$\exp(-3.832933+1.861995*\ln(t.d)) /* S.Rumpf 2011*/$	Text	Reisigbiomasse [t]

Baumart: Fichte "511"

Element	Wert	Typ	Beschreibung
Code	511	Integer	Nds. Baumartencode
SpeciesList	511,811	Text	gültig für Baumartencodes
LeafBM	0.6	Double	Anteil des Reisigs
WoodDensity	0.384	Double	Holzdichte [kg/m^3]
WoodFacC	506	Double	C Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacN	0.62	Double	N Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacS	0.06	Double	S Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacP	0.080	Double	P Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacK	0.52	Double	K Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacCa	0.86	Double	Ca Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacMg	0.14	Double	Mg Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacMn	0.105	Double	Mn Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacFe	0.009	Double	Fe Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacBOup	0.066	Double	BOup Anteil an der Holzbiomasse
WoodFacBNH4	0.110	Double	BNH4 Anteil an der Holzbiomasse
WoodFacBNO3	0.021	Double	BNO3 Anteil an der Holzbiomasse
BarkDensity	0.378	Double	Rindendichte [kg/m^3]
BarkFacC	516	Double	C Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacN	5.78	Double	N Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]

BarkFacS	0.38	Double	S Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacP	0.548	Double	P Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacK	2.58	Double	K Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacCa	8.74	Double	Ca Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacMg	0.77	Double	Mg Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacMn	0.597	Double	Mn Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacFe	0.047	Double	Fe Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacBOup	0.548	Double	BOup Anteil an der Rindenbiomasse
BarkFacBNH4	0.960	Double	BNH4 Anteil an der Rindenbiomasse
BarkFacBNO3	0.135	Double	BNO3 Anteil an der Rindenbiomasse
BranchDensity	0.372	Double	Astdichte
BranchFacC	518	Double	C Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacN	2.92	Double	N Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacS	0.171	Double	S Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacP	0.213	Double	P Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacK	0.97	Double	K Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacCa	3.61	Double	Ca Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacMg	0.37	Double	Mg Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacMn	0.279	Double	Mn Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacFe	0.034	Double	Fe Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacBOup	0.230	Double	BOup Anteil an der Astbiomasse
BranchFacBNH4	0.438	Double	BNH4 Anteil an der Astbiomasse
BranchFacBNO3	0.021	Double	BNO3 Anteil an der Astbiomasse
ReisigFacC	529	Double	C Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacN	8.80	Double	N Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacS	0.588	Double	S Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacP	0.945	Double	P Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacK	3.97	Double	K Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacCa	4.48	Double	Ca Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacMg	0.93	Double	Mg Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacMn	0.412	Double	Mn Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]

ReisigFacFe	0.134	Double	Fe Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacBOup	0.355	Double	BOup Anteil an der Reisigbiomasse
ReisigFacBNH4	0.984	Double	BNH4 Anteil an der Reisigbiomasse
ReisigFacBN03	-0.273	Double	BNO3 Anteil an der Reisigbiomasse
LeafFacC	515	Double	C Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacN	14.63	Double	N Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacS	0.908	Double	S Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacP	1.263	Double	P Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacK	4.73	Double	K Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacCa	6.92	Double	Ca Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacMg	1.11	Double	Mg Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacMn	1.016	Double	Mn Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacFe	0.084	Double	Fe Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacBOup	0.500	Double	BOup Anteil an der Blattbiomasse
LeafFacBNH4	1.544	Double	BNH4 Anteil an der Blattbiomasse
LeafFacBN03	-0.544	Double	BNO3 Anteil an der Blattbiomasse
TaperClass	TaperFunctionBySchmidt	Text	TreeGrOSS Schaftform Klasse in Java
TaperFunctionNumber	2	Integer	Schaftfromfunktionsnummer der TaperClass
StemVolume	$3.141592*t.h*(t.d/200)^2*(0.04016-27.56211/(t.d*t.d)+1.36195/\ln(t.d)+0.057654*t.h/t.d) /* Fichte Derbholz (BERGEL 1987)*/$	Text	Stammvolumen [m³]
StemBMkg	$\exp(-3.989202+1.124427*\ln((t.d^1.561215)*t.h)) /* S.Rumpf 2011*/$	Text	Stammbiomasse [t]
BarkBMkg	$\exp(-5.463447+1.026013*\ln((t.d^1.6285599)*t.h)) /* S.Rumpf 2011*/$	Text	Rindenbiomasse [t]
BranchBMkg	$\exp(-3.191516+2.506105*\ln(t.d)-0.569541*\ln(t.h)+0.274572*\ln(1.0-(t.h-t.cb)/t.h))$	Text	Astbiomasse [t]
ReisigBMkg	$\exp(-1.5655207+1.5048151*\ln(t.d)+0.4059826*\ln(1.0-(t.h-t.cb)/t.h))$	Text	Reisigbiomasse [t]

Baumart: Douglasie "611"

Element	Wert	Typ	Beschreibung
---------	------	-----	--------------

Code	611	Integer	Nds. Baumartencode
SpeciesList	611	Text	gültig für Baumartencodes
LeafBM	0.6	Double	Anteil des Reisigs
WoodDensity	0.428	Double	Holzdichte [kg/m ³]
WoodFacC	507	Double	C Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacN	1.11	Double	N Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacS	0.059	Double	S Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacP	0.057	Double	P Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacK	0.30	Double	K Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacCa	0.39	Double	Ca Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacMg	0.07	Double	Mg Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacMn	0.016	Double	Mn Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacFe	0.012	Double	Fe Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacBOup	0.029	Double	BOup Anteil an der Holzbiomasse
WoodFacBNH4	0.108	Double	BNH4 Anteil an der Holzbiomasse
WoodFacBN03	-0.05	Double	BNO3 Anteil an der Holzbiomasse
BarkDensity	0.358	Double	Rindendichte [kg/m ³]
BarkFacC	537	Double	C Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacN	5.01	Double	N Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacS	0.324	Double	S Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacP	0.503	Double	P Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacK	2.20	Double	K Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacCa	3.87	Double	Ca Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacMg	0.47	Double	Mg Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacMn	0.107	Double	Mn Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacFe	0.037	Double	Fe Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacBOup	0.257	Double	BOup Anteil an der Rindenbiomasse
BarkFacBNH4	0.615	Double	BNH4 Anteil an der Rindenbiomasse
BarkFacBN03	-0.101	Double	BNO3 Anteil an der Rindenbiomasse
BranchDensity	0.390	Double	Astdichte
BranchFacC	514	Double	C Anteil an der Astbiomasse [kg/t]

BranchFacN	2.52	Double	N Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacS	0.152	Double	S Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacP	0.213	Double	P Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacK	0.9	Double	K Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacCa	2.57	Double	Ca Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacMg	0.31	Double	Mg Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacMn	0.065	Double	Mn Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacFe	0.028	Double	Fe Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacBOup	0.164	Double	BOup Anteil an der Astbiomasse
BranchFacBNH4	0.344	Double	BNH4 Anteil an der Astbiomasse
BranchFacBN03	-0.016	Double	BNO3 Anteil an der Astbiomasse
ReisigFacC	525	Double	C Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacN	7.39	Double	N Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacS	0.547	Double	S Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacP	0.787	Double	P Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacK	3.17	Double	K Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacCa	6.05	Double	Ca Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacMg	0.9	Double	Mg Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacMn	0.149	Double	Mn Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacFe	0.092	Double	Fe Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacBOup	0.407	Double	BOup Anteil an der Reisigbiomasse
ReisigFacBNH4	0.934	Double	BNH4 Anteil an der Reisigbiomasse
ReisigFacBN03	-0.121	Double	BNO3 Anteil an der Reisigbiomasse
LeafFacC	527	Double	C Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacN	18.09	Double	N Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacS	1.254	Double	S Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacP	1.113	Double	P Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacK	5.57	Double	K Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacCa	5.67	Double	Ca Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacMg	1.58	Double	Mg Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacMn	0.364	Double	Mn Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]
LeafFacFe	0.082	Double	Fe Anteil an der Blattbiomasse [kg/t]

LeafFacBOup	0.456	Double	BOup Anteil an der Blattbiomasse
LeafFacBNH4	1.748	Double	BNH4 Anteil an der Blattbiomasse
LeafFacBN03	-0.835	Double	BNO3 Anteil an der Blattbiomasse
TaperClass	TaperFunctionBySchmidt	Text	TreeGrOSS Schaftform Klasse in Java
TaperFunction Number	4	Integer	Schaftformfunktionsnummer der TaperClass
StemVolume	$3.141592*t.h*(t.d/200)^2*(-200.31914/(t.h*t.d*t.d)+0.8734/t.d-0.0052*ln(t.d)*ln(t.d)+7.3594/(t.h*t.d)+0.46155) /* Douglasie Derbholz (BERGEL 1987)*/$	Text	Stammvolumen [m^3]
StemBMkg	$\exp(-3.914685+1.932290*ln(t.d)+0.921343*ln(t.h)) /* S.Rumpf 2011 */$	Text	Stammbiomasse [t]
BarkBMkg	$\exp(-6.164075+2.021304*ln(t.d)+0.903062*ln(t.h)) /* S.Rumpf 2011 */$	Text	Rindenbiomasse [t]
BranchBMkg	$12.360193-1.604953*(t.d)+0.079532*(t.d)^2.0 /* S.Rumpf 2011 */$	Text	Astbiomasse [t]
ReisigBMkg	$\exp(-1.6643+1.5926*ln(t.d)) /* S.Rumpf 2011 */$	Text	Reisigbiomasse [t]

Baumart: Kiefer "711"

Element	Wert	Typ	Beschreibung
Code	711	Integer	Nds. Baumartencode
SpeciesList	711	Text	gültig für Baumartencodes
LeafBM	0.5	Double	Anteil des Reisigs
WoodDensity	0.413	Double	Holzdichte [kg/m^3]
WoodFacC	515	Double	C Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacN	1.11	Double	N Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacS	0.059	Double	S Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacP	0.054	Double	P Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacK	0.41	Double	K Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacCa	0.67	Double	Ca Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacMg	0.17	Double	Mg Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacMn	0.079	Double	Mn Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]

WoodFacFe	0.007	Double	Fe Anteil an der Holzbiomasse [kg/t]
WoodFacBOup	0.056	Double	BOup Anteil an der Holzbiomasse
WoodFacBNH4	0.136	Double	BNH4 Anteil an der Holzbiomasse
WoodFacBN03	-0.023	Double	BNO3 Anteil an der Holzbiomasse
BarkDensity	0.362	Double	Rindendichte [kg/m³]
BarkFacC	531	Double	C Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacN	4.81	Double	N Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacS	0.353	Double	S Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacP	0.408	Double	P Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacK	1.90	Double	K Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacCa	6.17	Double	Ca Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacMg	0.65	Double	Mg Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacMn	0.215	Double	Mn Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacFe	0.036	Double	Fe Anteil an der Rindenbiomasse [kg/t]
BarkFacBOup	0.384	Double	BOup Anteil an der Rindenbiomasse
BarkFacBNH4	0.727	Double	BNH4 Anteil an der Rindenbiomasse
BarkFacBN03	-0.040	Double	BNO3 Anteil an der Rindenbiomasse
BranchDensity	0.402	Double	Astdichte
BranchFacC	518	Double	C Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacN	2.55	Double	N Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacS	0.156	Double	S Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacP	0.196	Double	P Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacK	1.16	Double	K Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacCa	1.87	Double	Ca Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacMg	0.37	Double	Mg Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacMn	0.147	Double	Mn Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacFe	0.014	Double	Fe Anteil an der Astbiomasse [kg/t]
BranchFacBOup	0.143	Double	BOup Anteil an der Astbiomasse
BranchFacBNH4	0.325	Double	BNH4 Anteil an der Astbiomasse
BranchFacBN03	-0.039	Double	BNO3 Anteil an der Astbiomasse
ReisigFacC	531	Double	C Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacN	8.05	Double	N Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]

ReisigFacS	0.588	Double	S Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacP	0.786	Double	P Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacK	3.60	Double	K Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacCa	2.87	Double	Ca Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacMg	0.69	Double	Mg Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacMn	0.244	Double	Mn Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacFe	0.086	Double	Fe Anteil an der Reisigbiomasse [kg/t]
ReisigFacBOup	0.242	Double	BOup Anteil an der Reisigbiomasse

Bericht Teil II

Unterauftrag: Waldrestholzverwertung in Holzverbundwerkstoffen und Holzbriketts

Unterauftragnehmer: Universität Göttingen, Büsgen-Institut
Abteilung: Molekulare Holzbiotechnologie & Technische Mykologie
Büsgenweg 2
D- 37077 Göttingen

Projektleiter: Prof. Dr. A. Kharazipour
Projektbearbeiter: Michael Granoszewski und Redelf Kraft

1 Einleitung

Holz wird seit Jahrhunderten traditionell in vielfältiger Weise sowohl stofflich, z. B. im Bauwesen und Innenausbau, als auch energetisch zu Heizzwecken genutzt. Zu Beginn des vergangenen Jahrzehnts wurde aus den deutschen Wäldern deutlich weniger Holz entnommen als im Zuge der forstlichen Produktion nachwuchs, so dass Holz in Deutschland im ausreichenden Maßstab zur Verfügung stand und der Holzvorrat der deutschen Wälder anstieg. Mit der verstärkten Diskussion um den anthropogenen bedingten Klimawandel sowie die zunehmende Verknappung der fossilen Energieträger hat sich diese Situation grundlegend geändert. Da bei der energetischen Umsetzung des Holzes lediglich die Menge an Kohlendioxid freigesetzt wird, die während seiner biologischen Produktion aus der Atmosphäre entzogen wurde, rückte vor allem die energetische Verwertung des Holzes unter dem Aspekt der Klimaschonung in den Fokus der Öffentlichkeit (vgl. Tabelle 1-1). Inzwischen wird die energetische Holznutzung durch verschiedene politische Maßnahmen der Regierung gefördert. Hierzu zählen:

- Das Erneuerbare Energien Gesetz (EEG, 2009 incl. Novelle 2011), das die Einspeisung u. a. von aus Holz und Altholz gewonnenen Strom vergütet.
- Das Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz (EEWÄRMEG, 2009/2011), das für nach dem 01.01.2009 neu errichtete Gebäude die Nutzung erneuerbarer Energien zur Wärmeversorgung vorschreibt. Hierfür kann naturbelassenes Holz verwendet werden.
- Das Marktanreizprogramm, das die Errichtung bzw. Erweiterung von Anlagen zur Verbrennung von fester Biomasse (z. B. Holzpellets, Holzhackschnitzel) finanziell fördert.

Tabelle 1-1: Holzaufkommen in Deutschland und dessen Verwendung [in Mio. m³] (PETERS et al., 2010)

Holz-Verwendung	1987 „BWI ¹ “	2002 „BWI ² “	2003	2005	2007	2008	2012 Prognose
Stoffliche Verwendung	36,1	53,7	56,3	66,3	73,8	72,0	74,1
Energetische Verwendung	11,1	25,2	32,9	40,7	54,3	54,7	59,1
Insgesamt	47,2	79,3	89,3	128,1	128,1	126,7	133,2

Wie aus Tabelle 1-1 zu ersehen ist, nahm im letzten Jahrzehnt nicht nur die energetische Nutzung sondern ebenso – wenn auch in geringerem Umfang – die stoffliche Nutzung des Holzes zu, so dass bestimmte Holzsortimente aus der forstlichen Produktion sowie Industrierest- und Althölzer inzwischen ein knappes Gut sind. Zurzeit besteht zwischen der energetischen und stofflichen Holzverwertung ein sich zunehmend verschärfender Wettbewerb um diese Rohholzsortimente. In dessen Folge ist es bereits zu Engpässen in der Rohholzversorgung für die Holz verarbeitende Industrie gekommen (VAN DER WERF, 2009). Insbesondere die Spanplatten- und MDF-Industrie sind hiervon betroffen, da sie auf eine günstige Versorgung mit Holz angewiesen sind. Beispielsweise ließen sich 2006 im Allgemeinen mit

Energieholz höhere Preise erzielen als für Holz, das in der Spanplattenindustrie verwendet wird (DÖRY, 2006).

Da zu erwarten ist, dass sich der Holzbedarf zur energetischen Nutzung auch in Zukunft weiter erhöhen wird, ist es erforderlich, neue Rohstoffquellen zu mobilisieren, um eine langfristige Versorgung aller Industriezweige sicherzustellen (ZUKUNFT HOLZ GMBH, 2011). Andernfalls droht das Abwandern von Teilen der Holz verarbeitenden Industrie in Länder mit günstigeren Rahmenbedingungen.

Eine momentan diskutierte Möglichkeit zur Entschärfung der angespannten Rohholzsituation ist die Kaskadennutzung der verfügbaren Hölzer in dem Sinne, dass eine energetische Nutzung des Holzes erst nach Abschluss dessen stofflicher Gebrauchsphase erfolgt (SAUERWEIN, 2011). Hierbei stellt sich jedoch die Frage, auf welche Weise dies durchgesetzt werden kann. Eine weitere Möglichkeit zur Sicherung der langfristigen Holzversorgung der Holz verarbeitenden Industriezweige besteht in der Erschließung alternativer Lignocellulosen zum Zwecke der Substitution des Holzes. Beispielsweise eignen sich Lignocellulosen auf der Basis von Einjahrespflanzen anteilig zur Produktion von Spanplatten.

Auch der Forstwirtschaft bietet sich eine Möglichkeit zur Entspannung der Rohholzsituation beizutragen, indem sie bislang ungenutzte Holzsortimente zur industriellen Verwertung bereitstellt und vermarktet. Bei der Holzernte entstehen jährlich Ernteverluste zwischen 20 % - 40 %. Hierbei handelt es sich um nicht aufgearbeitete Resthölzer bspw. Baumkronen, welche bei der Stammholzernte anfallen. Auch geringwertige Hölzer aus Läuterungs- oder Durchforstungsmaßnahmen, die unter dem Begriff Waldrestholz zusammengefasst werden und bislang teilweise wirtschaftlich ungenutzt im Wald verbleiben, zählen hierzu. Der Anteil von Waldrestholz kann je nach Baumart stark variieren. Bei Nadelbaumarten wie Kiefer, Fichte und Douglasie betragen die Ernteverluste ca. 25 %, bei Laubbaumarten wie Buche und Eiche liegen sie mit einem Anteil von 35 % - 40 % deutlich höher.

Die vollständige Nutzung des oberirdischen Teils eines Baumes (Derbholz, Astholz, Rinde und Nadeln bzw. Blätter) wird durch den Begriff Vollbaumnutzung umschrieben. Im Fall einer Vollbaumnutzung werden zurzeit aus den geringwertigen Holzsortimenten, die keiner stofflichen Nutzung zugeführt werden, zumeist Waldhackschnitzel hergestellt, die in der Folge energetisch verwertet werden. Die vollständige Nutzung der oberirdischen Biomasse eines Baumes kann sich jedoch infolge des damit verbundenen Nährstoffaustrages für das Ökosystem Wald negativ auswirken. Andererseits können bei bestimmten Baumarten hierdurch Borkenkäferkalamitäten entgegengewirkt werden, da Waldresthölzer, welche als Brutmaterial für die Borkenkäfer dienen, praktisch vollständig aus dem Wald entfernt werden (HABERMANN, 2004).

1.1 Zielsetzung und Vorgehensweise

In dem vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft, und Verbraucherschutz (BMELV) geförderten Forschungsvorhaben „Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung“ (FKZ: 220 154 07) wurden durch die Forschungspartner nachhaltige Verwertungskonzepte für Waldrestholz entwickelt, die

in einer naturnahen Waldbewirtschaftung umsetzbar sind und dazu beitragen, den Forstbetrieben ihre ökonomische Basis zu sichern. Im Mittelpunkt dieses Projektes stand die Frage, welche Anteile der oberirdischen Biomasse dem Wald entnommen werden können, ohne dass die Nachhaltigkeit der Waldnutzung im Hinblick auf eine Nährstoffverarmung der Waldböden gefährdet ist.

Ein weiteres Projektziel, welches von dem Projektpartner Universität Göttingen verfolgt wurde, bestand darin, Konzepte zur stofflichen Nutzung von Waldresthölzern aufzuzeigen. Hierzu wurde anhand von Untersuchungen der Hölzer und der daraus hergestellten Holzwerkstoffe die Eignung von unterschiedlichen Waldrestholzsortimenten der bedeutenden Nutzbaumarten Fichte (*Picea abies*), Kiefer (*Pinus sylvestris*), Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), Buche (*Fagus sylvatica*) und Eiche (*Quercus robur*) zur stofflichen Verwendung geprüft. Da die Entrindung von Waldresthölzern mit erheblichem Aufwand verbunden ist, fokussierten sich die Untersuchungen auf Spanplatten, da innerhalb der Holzwerkstoffe hier am ehesten auf eine Entrindung der Hölzer während der Produktion verzichtet werden kann.

Die Projektarbeiten der Universität Göttingen wurden von der Abteilung Molekulare Holzbiotechnologie & Technische Mykologie des Büsgen-Instituts durchgeführt. Die Arbeiten begannen mit einer chemischen und morphologischen Charakterisierung der unterschiedlichen Holzsortimente aus den oben erwähnten Baumarten. In einem zweiten Schritt wurden die Hölzer zur Herstellung von Spanplatten und fallweise Mitteldichten Faserplatten (MDF) verwendet. Anhand der Untersuchung derer chemischen und physikalisch-technologischen Platteneigenschaften wurde schließlich die Tauglichkeit der Waldresthölzer zur Holzwerkstoffherstellung geprüft. Ferner wurden aus ausgewählten Hölzern Briketts hergestellt, um festzustellen, inwieweit hierzu Material verwendet werden kann, welches aus dem Produktionsprozess zur Plattenherstellung ausgesleust wird bzw. sich für die Plattenproduktion nicht eignet. Zum Ende der Untersuchungen wurde das sich aus den einzelnen Ergebnissen ergebene Gesamtkonzept beurteilt und im Hinblick auf seine Praxistauglichkeit evaluiert.

2 Material und Methoden

Bei der Bewirtschaftung der Wälder fallen als bislang weitgehend ungenutzte Waldrestholzsortimente Baumkronen und infolge von Durchforstungsmaßnahmen Vollbäume mit geringen Dimensionen (Stangenhölzer) an. Entsprechend sind die an der Universität Göttingen durchgeföhrten Untersuchungen sowohl auf Kronenholzsortimente als auch auf Vollbäume im Stangenholzalter der oben erwähnten Holzarten fokussiert.

2.1 Untersuchungsmaterial

Die zu untersuchenden Holzsortimente stammen aus einem Privatwald der näheren Umgebung Göttingens. Es handelt sich hierbei um Hölzer aus Baumkronen, die dort infolge von Holzerntemaßnahmen anfielen. Die Kronenholzsortimente der Laubhölzer wurden in ca. 100 cm lange Scheite aufgetrennt und anschließend in die Mittendurchmesserklassen von 2 cm - 4 cm, 4 cm - 7 cm und 7 cm - 16 cm eingeteilt. Die Baumkronen der Nadelhölzer wurden in Astholz und dem Holz der Sprossachse (Zopfholz) unterteilt. Die Nadelasthölzer hatten einen Mittendurchmesser von 2 cm - 7 cm, der Durchmesser des Zopfholzes aus der Krone lag zwischen 7 cm - 16 cm.

Die Vollbäume im Stangenholzalter wurden in Eigenwerbung aus entsprechenden Beständen entnommen. Sie hatten einen Brusthöhendurchmesser (BHD) von ca. 16 cm. Die Nadelholzsortimente wurden vor den Untersuchungen von ihren Nadeln befreit.

Grundsätzlich wurden alle Waldrestholzsortimente in Rinde verwendet, da eine Entrindung bei einer industriellen Verwendung der Hölzer mit zu hohem Aufwand verbunden wäre. Zu Vergleichszwecken wurde entrindetes Stammholz der untersuchten Baumarten sowie zur Herstellung von Spanplatten übliche Industriespäne in die Untersuchungen einbezogen.

2.2 Geräteverwendung

Zur Durchführung der chemischen Analysen der unterschiedlichen Hölzer wurden diverse laborübliche Gerätschaften wie ein pH-Meter und Titrierprozessor zur Bestimmung der aciden Eigenschaften der Hölzer, eine Soxhlet-Extraktionsapparatur zur Bestimmung des Extraktstoffgehaltes, ein Photometer zur Ermittlung des Pentosangehaltes etc. verwendet. Für die morphologischen Untersuchungen kamen ein Lichtmikroskop der Carl Zeiss AG und ein Rasterelektronen Mikroskop Typ EM 515 der PHILIPS GmbH zum Einsatz.

Die Zerkleinerung der Hölzer zu Spänen für die Herstellung von Spanplatten erfolgte mittels eines Trommelhackers, eines Messeringzerspaners (PSN 200x600 der Pallmann Maschinenfabrik GmbH & Co. KG) und einer Hammermühle (Broyeur F8 der ELECTRA SAS). Die Fraktionierung der Späne in Deck- und Mittelschichtmaterial wurde mit einem Taumelsieb (TSM 1200 der ALLGAIER WERKE GmbH) bewerkstelligt. Zur Charakterisierung der Partikel und deren Fraktionsgrößenverteilung fanden eine

Siebmaschine (AS 400 der RETSCH GmbH) und ein Partikelmessgerät (RODOS/L der SYMPATEC GmbH) Anwendung.

Die Herstellung der Spanplatten erfolgte im Technikum des Büsgen-Instituts der Universität Göttingen. U. a. wurden hierzu im Labormaßstab eine Beleimungstrommel mit integrierter Druckluftsprücheinrichtung, Streurahmen mit den Abmessungen von 700 mm x 460 mm und eine hydraulische Einetagen-Unterkolbenpresse (SIEMPELKAMP GmbH & Co. KG) genutzt. Weiterhin wurden ausgewählte Plattenvarianten auf der im Technikum vorhandenen Pilotanlage zur Herstellung von Spanplatten hergestellt. Bestandteile dieser Anlage sind ein Zuführband mit Trichter (RAU GmbH), ein stationärer Mischer (DRAIS Lödige Maschinenbau GmbH), eine Verdrängerpumpe (NETZSCH GmbH), ein Streubunker (SST FÖRDERSYSTEME GmbH) und eine Streueinrichtung (BINOS GmbH).

Die Herstellung der MDF erfolgte ebenfalls im Technikum des Büsgen-Instituts. Hierzu wurde die oben genannte Beleimungstrommel mit integrierter Druckluftsprücheinrichtung, eine Stiftmühle, Streurahmen und die bereits erwähnte Unterkolbenpresse benutzt.

Zur Herstellung der Briketts wurden die untersuchten Holzsortimente analog zur Vorgehensweise zur Spanplattenherstellung zerkleinert. Das Pressen der Späne zu Briketts erfolgte mittels einer hydraulischen Brikettieranlage (SHB 60 K3 der SPÄNEX GmbH).

3 Ergebnisse

3.1 Alter der Waldbestände

Das Untersuchungsmaterial wurde aus Waldbeständen unterschiedlichen Alters entnommen. In Tabelle 3-1 ist das Alter der den untersuchten Waldrestholzsortimenten jeweils zugehörigen Waldbeständen aufgeführt.

Tabelle 3-1: Untersuchte Waldrestholzsortimente und Alter der zugehörigen Waldbestände

Waldrestholzsortiment	Alter des Waldbestandes [Jahre]
Buche (Kronenholz)	45
Buche (Stangenholz)	20
Eiche (Kronenholz)	50
Eiche Stangenholz	25
Fichte (Kronen- und Astholz)	30
Fichte (Stangenholz)	15
Kiefer (Kronen- und Astholz)	30
Kiefer (Stangenholz)	15
Douglasie (Kronen- und Astholz)	30
Douglasie (Stangenholz)	10

3.2 Rindenanteile der untersuchten Waldrestholzsortimente

Die Rinde der unterschiedlichen Waldrestholzsortimente wurde im Zuge der Untersuchungen nicht entfernt, da bei industrieller Verwendung ein Entrinden der Hölzer aus Kostengründen nicht in Frage kommt. Rinde unterscheidet sich jedoch morphologisch und chemisch erheblich vom Holz und beeinflusst somit die Eigenschaften der Waldrestholzsortimente, des entsprechenden Spanmaterials und der daraus hergestellten Holzverbundwerkstoffe. Aus diesen Gründen wurde die Bestimmung der Rindenanteile der Waldrestholzsortimente allen weiteren Untersuchungen vorangestellt. Zu diesem Zweck wurde die Rinde jeweils manuell von den verschiedenen Waldrestholzsortimenten entfernt. Anschließend wurden sowohl die unterschiedlichen Rinden als auch die dazugehörigen Hölzer gedarrt und der Rindenanteil der einzelnen Waldrestholzsortimente gravimetrisch ermittelt.

Rindenanteile der Laubholzsortimente

Die Rindenanteile der Laubhölzer (Abbildung 3-1) zeigen, dass Waldrestholz der Eiche im Vergleich zu dem der Buche über alle hier untersuchten Durchmesserklassen einen ca. doppelt so hohen Rindenanteil aufweist. Innerhalb einer Baumart nimmt der Rindenanteil mit zunehmendem Durchmesser der Kronenhölzer ab. Der Rindenanteil der Stangenholzsortimente, die Holz bis zu einem Durchmesser von

ca. 16 cm enthalten, liegt für Buche bei 10 % und für Eiche bei 20 % und ist somit jeweils zwischen den Rindenanteilen der Sortimente 4 cm – 7 cm und 7 cm – 16 cm angesiedelt.

Als Vergleich seien Untersuchungen von HARTWIG (1971) herangezogen, der Rindengewichtsanteile von 8,3 % für Industrieholz aus dem Buchenkronenbereich ermittelte; GROTHE et al. (2003) wiesen Rindengewichtsanteile von bis zu 24 % für Eichenderbholz nach. Bei LOHMANN (2010) wird für Buche ein durchschnittlicher Rindenanteil von 7,4 % und für Eiche von 16,5 % angegeben.

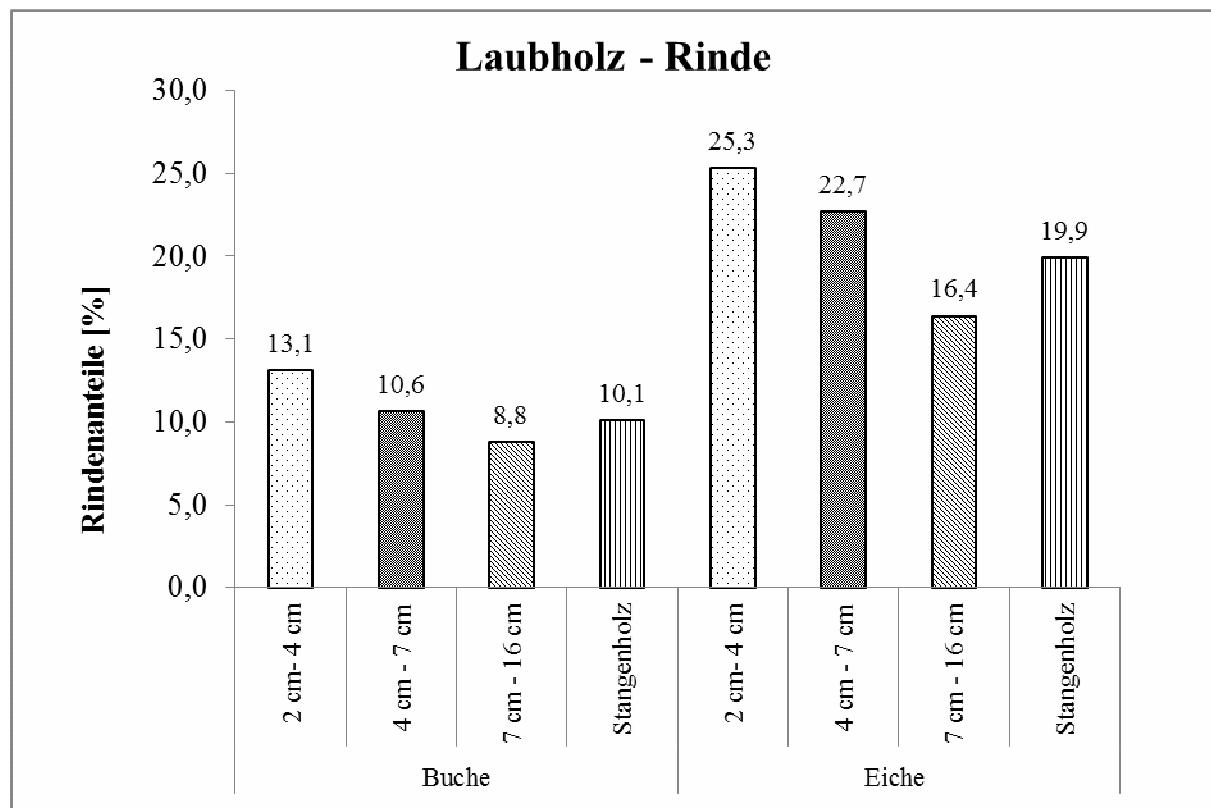


Abbildung 3-1: Gewichtsanteile der Rinde an der Gesamtmasse von unterschiedlichen Waldrestholzsortimenten von Buche und Eiche [%]

Rindenanteile der Nadelholzsortimente

Bei untersuchten Waldrestholzvarianten der Nadelhölzer nimmt der Rindenanteil ebenfalls mit zunehmenden Durchmesser tendenziell ab (Abbildung 3-2). Das Astholz hat mit einem Mittendurchmesser von 2 cm - 7 cm, wie zu erwarten ist, einen deutlich höheren Rindenanteil als das Zopfholz (7 cm - 16 cm).

Für Fichten im Stangenholzalter beträgt der Rindenanteil ca. 14 %. Der Rindengehalt des Astholzes ist (23 %) im Vergleich mit dem des Zopfholzes (10 %) mehr als doppelt so hoch. Bei dem Waldrestholz der Kiefer hat das Astholz (28 %) ebenso den höchsten Rindenanteil. Dieser übertrifft den Rindenanteil des Zopfes aus der Krone (12 %) und des Stangenholzes (10 %) um mehr als das Doppelte. Innerhalb der Waldrestholzsortimente der Douglasie sind Unterschiede ebenfalls vorhanden jedoch nicht so deutlich ausgeprägt.

LOHMANN (2010) gibt für die Fichte einen durchschnittlichen Rindenanteil von 10,4 % und für Kiefer eine Spanne von 12 % - 16 % an. Nach HAPLA (1994) enthalten junge Douglasien ein Rindenvolumen von 8 % - 9 %.

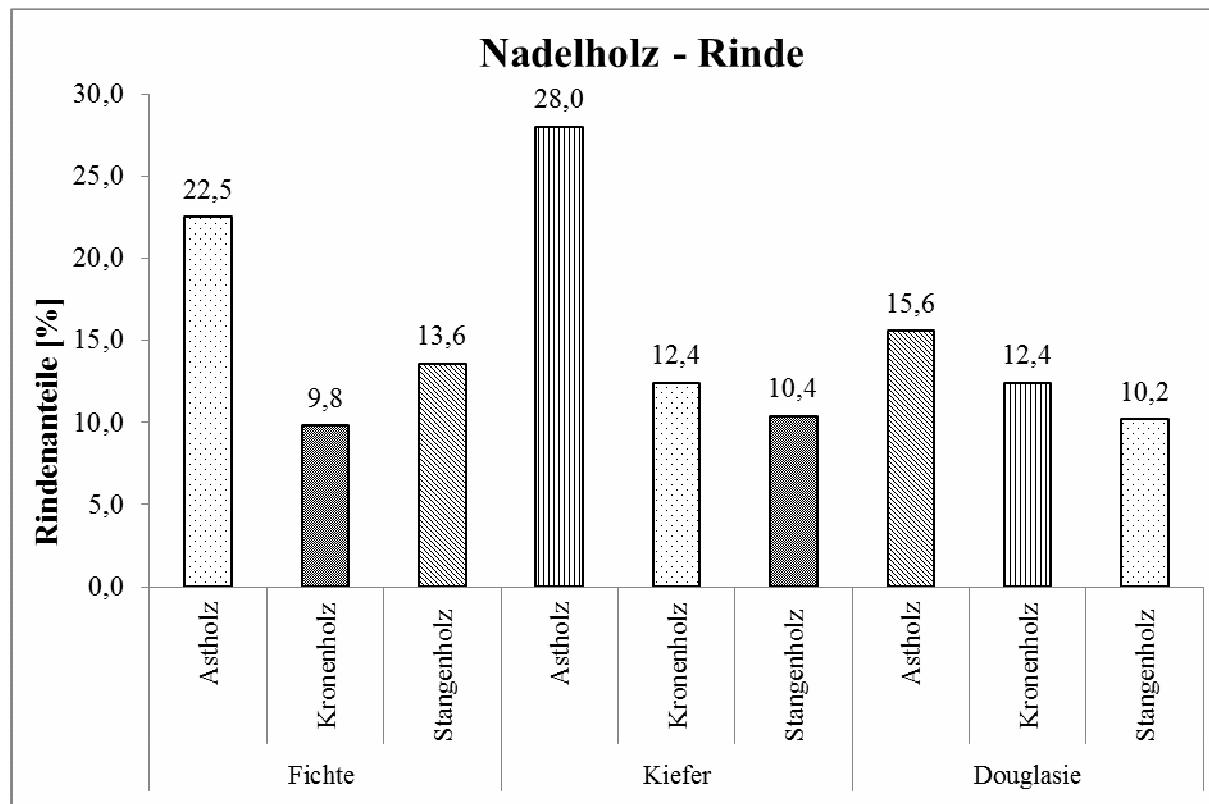


Abbildung 3-2: Gewichtsanteile der Rinde an der Gesamtmasse der unterschiedlichen Waldrestholzsortimente von Fichte, Kiefer und Douglasie

3.3 Chemische Analysen

Anhand der chemischen Eigenschaften der Hölzer lassen sich Aussagen hinsichtlich der Eignung der Materialien zur Holzwerkstoffherstellung treffen. Beispielsweise führt ein hoher Silikatgehalt im Holz zu einem erhöhten Werkzeugverschleiß bei der Herstellung und Bearbeitung der Platten, die aciden Eigenschaften der Hölzer beeinflussen deren Verleimbarkeit.

Für die chemischen Analysen wurden sämtliche unentrindete Waldrestholzsortimente der fünf untersuchten Baumarten und zu Vergleichszwecken entrindetes Stammholz der fünf Baumarten sowie industrieübliches Spanmaterial herangezogen. Vor den Untersuchungen wurden die Hölzer mittels einer Schneidmühle auf eine Korngröße von < 0,1 mm zerkleinert. Im Einzelnen wurden folgende Untersuchungen durchgeführt:

- Bestimmung der Kalt- und Heißwasserextrakte sowie der Ethanol-Cyclohexanextrakte
- Bestimmung der aciden Eigenschaften der Kalt- und Heißwasserextrakte
- Bestimmung des Ligningehaltes

- Bestimmung des Pentosan- und Hemicellulosengehaltes
- Bestimmung des Asche- und Silikatgehaltes

3.4 Ergebnisse und Schlussfolgerungen der chemischen Analytik

3.4.1 Extraktstoffanalyse

Kaltwasserextraktion

In dieser Untersuchung wird der Gehalt des Probenmaterials an im kalten Wasser löslichen Stoffen untersucht. Zur Kaltwasserextraktion werden je Variante 5 g atro Probenmaterial für 24 h unter ständigem Schütteln bei Raumtemperatur mit Wasser extrahiert. Nach dem Abfiltrieren und Darren des Rückstandes erfolgt die Bestimmung der Kaltwasserextrakte gravimetrisch.

Heißwasserextraktion

Bei der Heißwasserextraktion wird der Anteil der im Probenmaterial enthaltenen Stoffe, die sich in heißem Wasser lösen, bestimmt. Hierzu werden jeweils 2 g atro Probenmaterial unter Verwendung eines Rückflusskühlers für 2 h bei 100 °C extrahiert. Nach dem Abfiltrieren und Darren des Rückstandes erfolgt die gravimetrische Bestimmung der Heißwasserextrakte.

Ethanol-Cyclohexanextraktion

Ziel dieser Extraktion mit organischen Lösungsmitteln ist es, hydrophobe Extraktstoffanteile des Probenmaterials zu erfassen. Hierzu werden jeweils 4 g atro Probenmaterial, welches zuvor mit heißem Wasser extrahiert wurde, mit einer Mischung aus Ethanol und Cyclohexan in einer Soxhlet-Apparatur für 6 h extrahiert. Nach dem Abdampfen des Lösungsmittels erfolgt die Bestimmung der Ethanol-Cyclohexanextrakte gravimetrisch.

Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 13-1, Tabelle 13-2 und Tabelle 13-3 im Anhang sind die Ergebnisse der Kaltwasser-, Heißwasser- und Ethanol-Cyclohexanextraktion aufgeführt. Wie zu erwarten war, lassen sich mit heißem Wasser höhere Anteile aus dem Untersuchungsmaterial lösen als mit kaltem Wasser. Ferner zeigt sich, mit Ausnahme der Eichenhölzer, eine deutliche Abhängigkeit der Extraktstoffmenge vom Rindengehalt der Hölzer: Mit steigendem Rindenanteil nehmen die Extraktstoffe der Waldresthölzer z. T. erheblich zu. Im Unterschied hierzu lassen sich aus entrindetem und verkerntem Eichenstammholz sowohl mit kaltem Wasser (10,7 %) als auch mit heißem Wasser (16,3 %) höhere Anteile als aus den rindenhaltigen Waldresthölzern der Eiche extrahieren.

Buche

Der Extraktstoffgehalt der verschiedenen Buchen-Waldrestholzsortimente korreliert mit dem jeweiligen Rindenanteil. Mit zunehmenden Rindenanteil steigt auch der Gehalt an Kaltwasser- bzw. Heißwasserextraktstoffen innerhalb der untersuchten Sortimente von 2,6 % bzw. 4,4 % (entrindetes Stammholz) auf 5,0 % bzw. 8,9 % (Waldrestholz 2 cm bis 4 cm) an. Ursächlich hierfür dürfte zum einen

der mit abnehmendem Durchmesser der Hölzer steigende Gehalt an extraktstoffreicher Rinde sein, zum anderen spielt der im gleichen Zug zunehmende Anteil an am Metabolismus des Baumes beteiligten nährstoffreichen Zellen eine Rolle. Die Ergebnisse der Ethanol-Cyclohexanextraktionen lassen hingegen keine eindeutige Tendenz erkennen. Hier scheinen kaum Unterschiede zwischen rindenhaltigem und entrindetem Material zu bestehen.

LOHMANN (2010) ermittelten für Buchenholz ohne Rinde einen Extraktstoffgehalt zwischen 1,5 % und 3 %. Diese Werte decken sich mit dem hier festgestellten Kaltwasserextraktstoffgehalt von entrindetem Buchenstammholz. Da Rinde zumeist mehr Extraktstoffe als Holz enthält, liegen die für Waldresthölzer ermittelten Werte deutlich höher.

Eiche

Im Unterschied zu den Extraktionen der Buchenhölzer enthält verkerntes und entrindetes Eichenstammholz bei allen drei Extraktionsmethoden die höchsten Anteile an Extraktstoffen. So enthält Eichenstammholz einen Anteil an kalt- bzw. heißwässrigen Extrakten von 10,7 % bzw. 16,3 %. Die Werte der unentrindeten Eichensortimente, die weitgehend aus Splintholz- und Rindenanteilen bestehen, liegen durchweg niedriger, wobei hier keine eindeutigen Tendenzen zu erkennen sind. Grundsätzlich enthalten die untersuchten Eichensortimente höhere Anteile an wässrigen Extrakten als die vergleichbaren Buchensortimente, während sich hier hinsichtlich der Ethanol-Cyclohexanextrakte kaum Unterschiede zeigen.

FENGEL und WEGENER (2003) stellten im Eichenholz einen Heißwasserextraktstoffgehalt von 15,7 % fest, LOHMANN (2010) ermittelten Werte zwischen 9 % und 12 %. Der Extraktstoffgehalt eines Holzes zeigt je nach Standort und Alter des Baumes, der Messmethode, dem Anteil an verkerntem Holz etc. erhebliche Schwankungen, so dass die in dieser Untersuchung ermittelten Ergebnisse vergleichbar sind.

Fichte

Die Ergebnisse der wässrigen Extraktionen aus den Fichtensortimenten zeigen eine deutliche Abhängigkeit von ihrem Rindenanteil. Mit zunehmendem Rindengehalt nehmen die Extraktstoffe vom entrindeten Stammholz über Kronen- und Stangenholz hin zum Astholz erheblich zu. So enthält Fichtenastholz bei einem ca. 22 %-igen Rindenanteil 10,1 % an Heißwasserextrakten, während sich aus Fichtenkronenholz mit einem Rindenanteil von 9,8 % lediglich 6,9% Extraktstoffe mit heißem Wasser extrahieren lassen. Die Ethanol-Cyclohexanextrakte der untersuchten Fichtenhölzer liegen auf einem deutlich niedrigeren Niveau als die Werte vergleichbarer Laubholzsortimente. Auch innerhalb der untersuchten Nadelhölzer enthalten die Fichtensortimente die geringsten Mengen an hydrophoben Extraktstoffen (1,3 % bis 2,6 %).

Nach LOHMANN (2010) schwankt der Gehalt an Ethanol-Cyclohexanextrakten im Fichtenstammholz zwischen 1,5 % und 2,5 %. FENGEL und WEGENER (2003) geben im Fichtenholz einen Extraktstoffgehalt von 4 % an. Die in dieser Arbeit ermittelten Werte für entrindetes Stammholz sind mit den Literaturangaben vergleichbar.

Kiefer

Das rindenreiche Kiefernastholz (28,0 %) enthält deutlich höhere Extraktstoffanteile als das Stangen- und Kronenholz der Kiefer. Insgesamt liegen die Ergebnisse innerhalb der Kiefernsortimente trotz ihres vergleichsweise hohen Rindenanteils deutlich unterhalb der entsprechenden Fichtenhölzer. Auch entrindetes Kiefernstammholz enthält mit 1,2 % bzw. 1,6 % wenig kaltwasserlösliche- bzw. hydrophobe Extraktstoffe. Im Vergleich zu den übrigen untersuchten Nadelholzsortimenten fallen auch die Ergebnisse der Heißwasserextraktionen relativ niedrig aus.

In der Literatur geben FENGEL und WEGENER (2003) für Kiefernholz einen Extraktstoffgehalt von 10 % an, LOHMANN (2010) ermittelten einen Gehalt von 9 %. In den hier durchgeföhrten Untersuchungen wurden deutlich niedrigere Werte ermittelt. Dies dürfte mit dem geringen Kernholzanteil der hier verwendeten Kiefernholzer zusammenhängen.

Douglasie

Douglasie enthält nach den hier ermittelten Ergebnissen im Vergleich zur Kiefer deutlich höhere Anteile an wässrigen Extraktstoffen. Die mit kaltem und heißem Wasser extrahierbaren Stoffe der untersuchten Douglasiensortimente sind mit denen der entsprechenden Fichtensortimente vergleichbar. Auch ist der Einfluss des Rindenanteils auf den Extraktstoffgehalt hier deutlich ausgeprägter als bei den Kiefernholzern. Die untersuchten Douglasienhölzer enthalten innerhalb der Nadelhölzer die höchsten Anteile an Ethanol-Cyclohexanextrakten; dennoch erreichen die Werte nicht das Niveau der untersuchten Laubhölzer.

Als Extraktstoffgehalt für die Baumart Douglasie wird von ZIMMER et al. (1998) ein Wert von 7,8 % angegeben. Ohne genauere Angaben zum Kernholzanteil, Baumalter, Standort etc. lassen sich diese Angaben nur bedingt vergleichen.

Stangenholz

In Abbildung 3-3 bzw. Abbildung 3-4 sind die Kalt- bzw. Heißwasserextrakte der unterschiedlichen Stangenholzvarianten sowie zu Vergleichszwecken der entsprechend entrindeten Stammhölzer und des industrieüblichen Spanmaterials dargestellt. Die Untersuchungsergebnisse der Stangenholzvarianten lagen bei den Analysen, entsprechend ihres Rindenanteils, zumeist zwischen den Ergebnissen der Varianten 2 cm bis 4 cm und 7 cm bis 16 cm der Laubhölzer sowie zwischen den Ergebnissen der Ast- und Kronenholzsortimente der Nadelbäume. CHEN UND PAULITSCH (1974) haben in ihren Untersuchungen gezeigt, dass der Extraktstoffgehalt in der Rinde höher ist als in der Holzsubstanz und somit deutlich vom Rindenanteil der extrahierten Hölzer beeinflusst wird.

Die Ergebnisse der Kaltwasserextraktionen (Abbildung 3-3) zeigen, dass sich der Extraktstoffgehalt der verschiedenen Stangenholzern in Rinde mit ihrem zugehörigen entrindeten Stammholz im Bereich zwischen 1,2 % und 4,0 % bewegt, wobei die Stangenholzern im Vergleich höhere Werte als das zugehörige Stammholz aufweist. Eine Ausnahme bildet die Eiche. Hier beträgt der Gehalt an kaltwässrigen Extrakten 7,4 %, wird aber im Unterschied zu den übrigen Hölzern durch den Extraktstoffgehalt des Eichenstammholzes (10,7 %) deutlich übertroffen. Eine Extraktion der Industriespäne, die vornehmlich

aus Nadelholz hergestellt wurden, ergibt einen Extraktstoffgehalt von 4 %. Dieser Wert liegt oberhalb der für Nadelhölzer ermittelten Werte, was auf Bindemittelreste und Verunreinigungen zurückzuführen sein dürfte, da in ihnen Altholz und Produktionsreste enthalten sind.

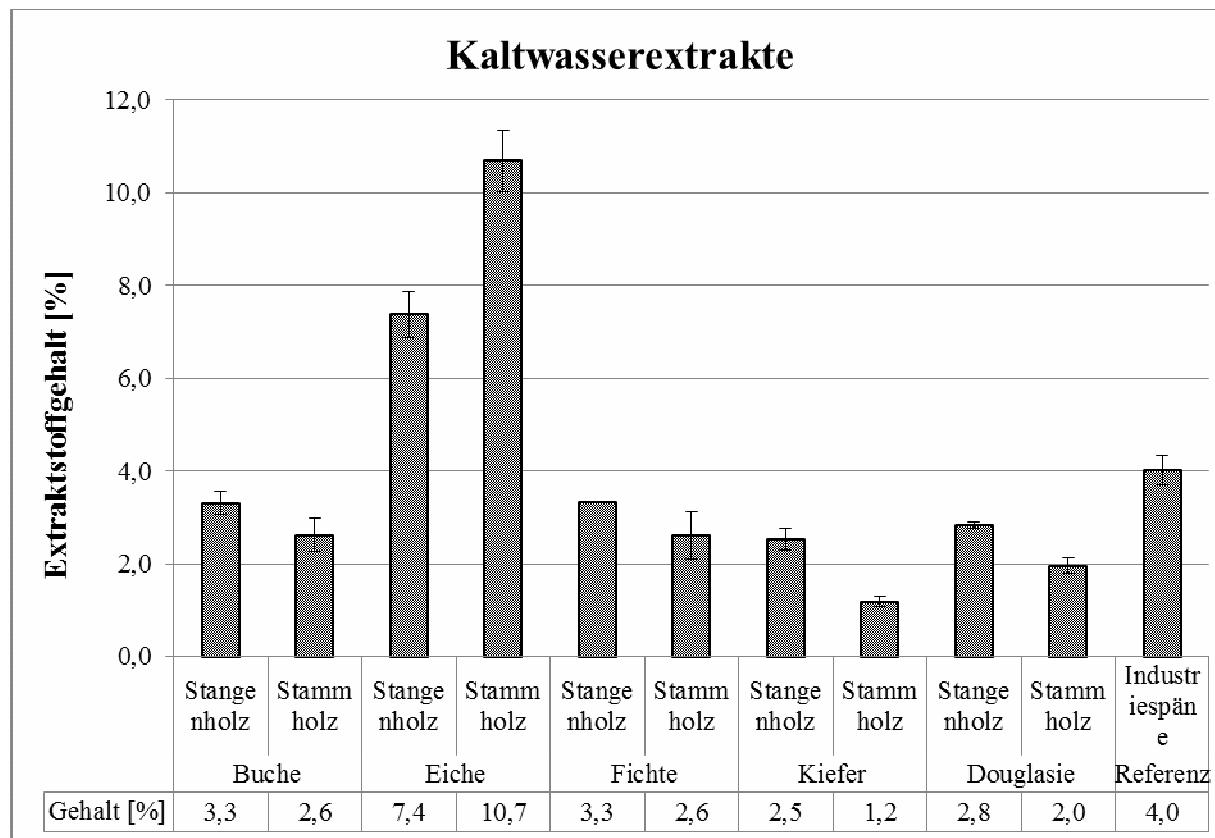


Abbildung 3-3: Kaltwässrige Extrakte von Stangen- und Stammbholz der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie sowie von Industriespänen

Die durchgeföhrten Heißwasserextraktionen (Abbildung 3-4) föhren zu Ergebnissen, die weitgehend die gleichen Tendenzen aufzeigen wie die Ergebnisse der Kaltwasserextraktionen. Jedoch bewegt sich der Gehalt an mit heißem Wasser extrahierbaren Stoffen erwartungsgemäß auf einem deutlich höheren Niveau. Weiterhin ist festzustellen, dass die Unterschiede zwischen den zusammen gehörigen Stamm- und Stangenholzern geringer ausfallen. Innerhalb der Stangenholzsortimente sticht der Extraktstoffgehalt der Eiche mit 12,4 % besonders hervor, da die anderen Stangenholzer lediglich ca. 6 %, und das Stangenholz der Kiefer 4 % Extraktstoffe enthalten.

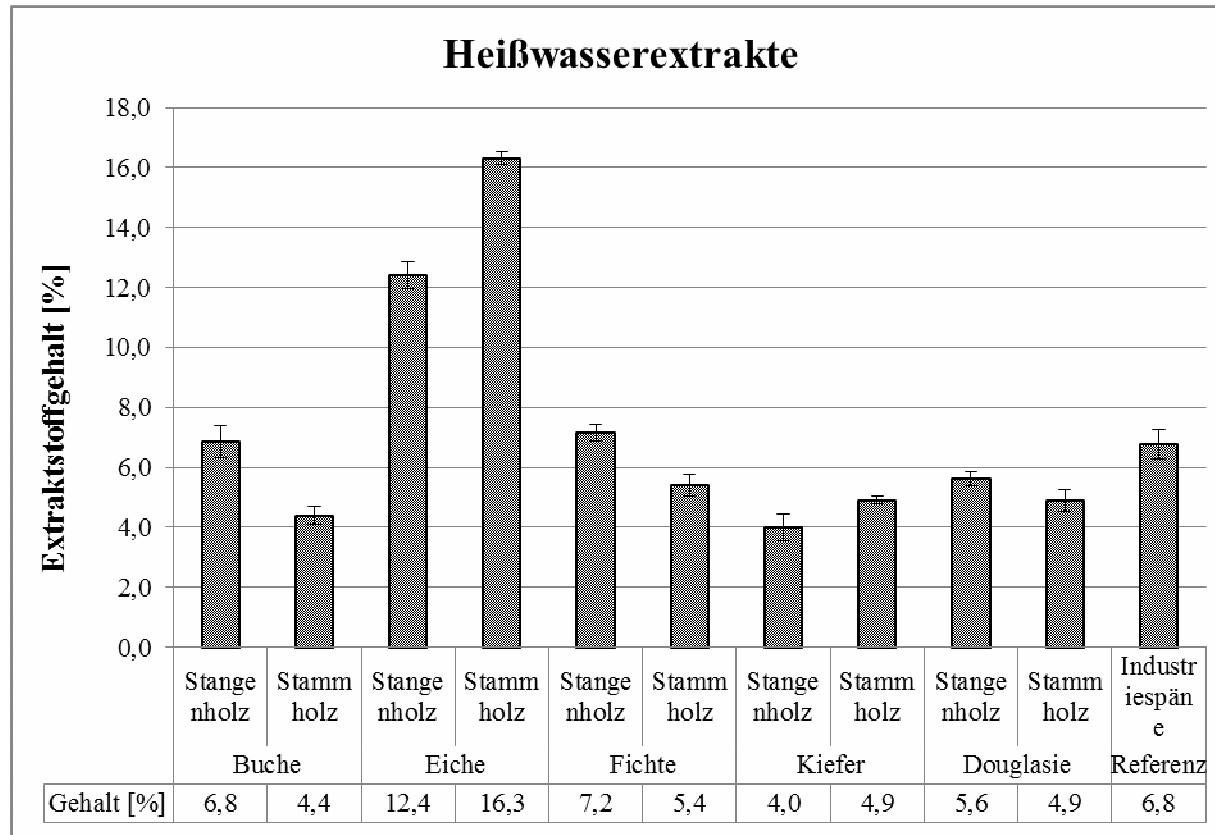


Abbildung 3-4: Heißwässrige Extrakte von Stangen- und Stammbögen der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie sowie von Industriespänen

Eine Extraktion der Stangenhölzer mit Ethanol-Cyclohexan liefert Ergebnisse, die zwischen 2,4 % und 2,9 % liegen. Die untersuchten Stammbögen sortimente ohne Rinde unterscheiden sich hier hingegen deutlich. Die Schwankungsbreite liegt zwischen 1,3 % für Fichtenstammbogen und 4,0 % für entrindetes Eichenstammbogen. Tendenziell weisen die Laubhölzer höhere Extraktstoffanteile als die Nadelhölzer auf.

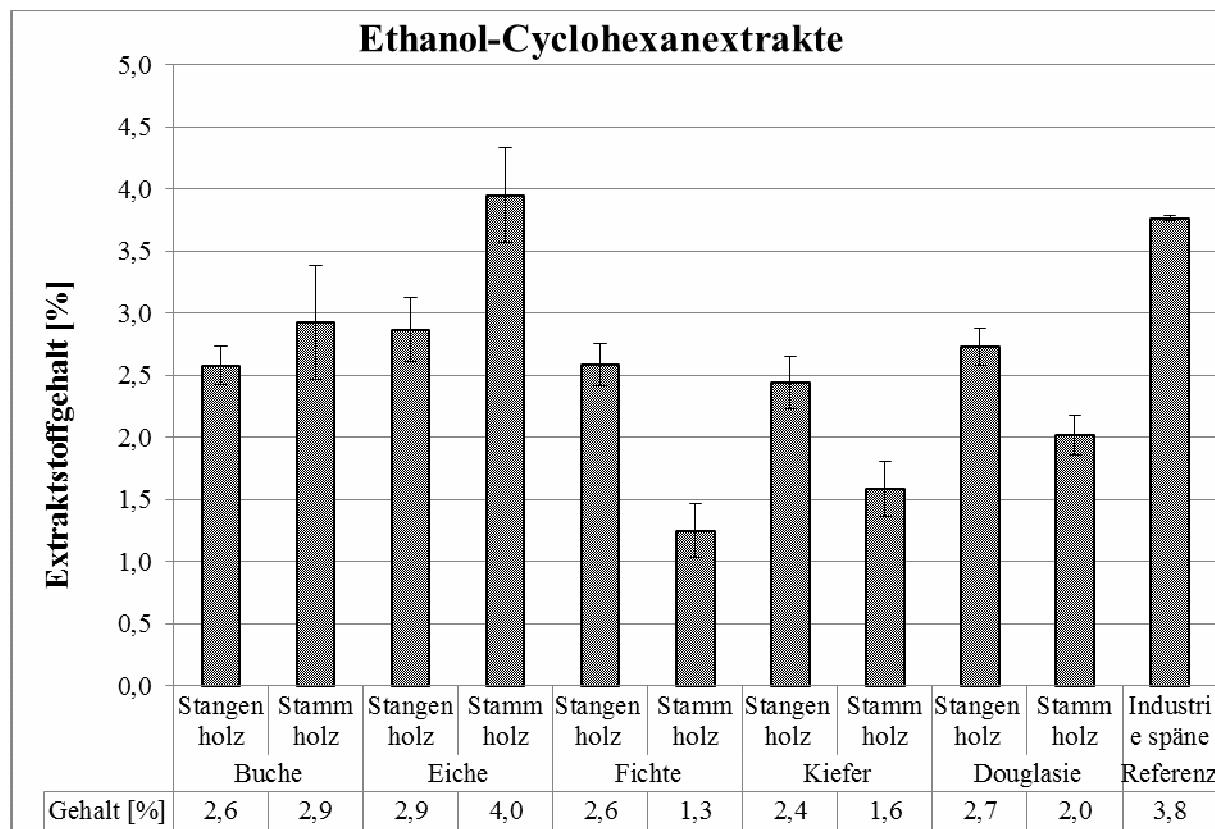


Abbildung 3-5: Ethanol-Cyclohexanextrakte von Stangen- und Stammholz der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie sowie von Industriespänen

Schlussfolgerungen

Insgesamt lassen sich aus den Kalt- und Heißwasser- sowie den Ethanol-Cyclohexanextraktionen folgende Schlussfolgerungen ableiten:

- Entrindetes Stammholz der Buche, Fichte, Kiefer und Douglasie enthält über alle untersuchten Sortimente die geringsten Anteile an wässrigen Extraktstoffen; bei Nadelhölzern gilt dies auch für die hydrophoben Inhaltsstoffe.
- Mit zunehmendem Rindenanteil erhöhen sich die Anteile an hydrophilen Extraktstoffen in den Waldrestholzsortimenten.
- Eichenholz, und hier vor allem der verkernte Anteil, enthält im Vergleich zu Buchen-, Fichten- und Douglasienholz weitaus höhere Anteile an hydrophilen Inhaltsstoffen, so dass der Extraktstoffgehalt der Eiche durch die ebenfalls extraktstoffreichen Rindenanteile kaum beeinflusst wird.
- Verkerntes Eichenholz ohne Rindenanteile enthält höhere Anteile an hydrophoben Inhaltsstoffen als die Waldrestholzsortimente; innerhalb der Waldrestholzsortimente steigt der Anteil an in Ethanol-Cyclohexan löslichen Stoffen mit zunehmenden Rindenanteil an.
- Die Industriespäne, die neben Holz auch Bindemittel- und Hydrophobierungsmittelreste aus Produktionsabfällen und Altholz enthalten können, beinhalten einen vergleichsweise hohen Anteil an hydrophoben Inhaltsstoffen. Bezuglich ihrer hydrophilen Inhaltsstoffe liegen die Werte

deutlich über denen von entrindetem Nadelholz, was sich auf die Bindemittelreste und andere Verunreinigungen, die in ihnen enthalten sind, zurückführen lässt.

3.4.1.1 pH-Wert und alkalische Pufferkapazität der Kalt- und Heißwasserextrakte

Zur Messung des pH-Wertes der Extrakte wurde ein laborübliches pH-Messgerät verwendet. Für die Bestimmung der Pufferkapazität wurden jeweils 20 ml der Extrakte mit einer 0,01 molaren NaOH Lösung bis zum Neutralpunkt (pH-Wert 7) titriert. Die Pufferkapazität, angegeben in mmol NaOH, wurde auf 100 g atro Untersuchungsmaterial bezogen. In Tabelle 13-1 und Tabelle 13-2 sind die pH-Werte der Kalt- und Heißwasserextraktionen sowie die alkalischen Pufferkapazitäten der Kalt- und Heißwasserextrakte aufgeführt.

Buche

Innerhalb der Buchensortimente liegen die pH-Werte der Kalt- und Heißwasserextrakte dicht beieinander (pH-Wert 6). Somit ist die Acidität der Extrakte sehr gering. Ein Einfluss der Rindenanteile auf die Acidität lässt sich nicht feststellen. Die geringen alkalischen Pufferkapazitäten der wässrigen Buchenextrakte bestätigen diese Feststellungen. JUNG und ROFFAEL (2002) geben für die Buche einen pH-Wert von 5,14 an. Buche ist deutlich weniger sauer als andere Hölzer wie beispielsweise das Holz der Eiche.

Eiche

Grundsätzlich sind Eichenextrakte deutlich saurer als Extrakte der Buche. Die im Rahmen der Kaltwasserextraktion ermittelten pH-Werte der Extrakte variieren über alle untersuchten Eichensortimente von 4,10 bis 4,80. Hierbei ist die Acidität des Eichenkernholzes am höchsten, während Rindenanteile und fehlendes Kernholz die Acidität der Eichenholzsortimente verringern. Die Acidität der Heißwasserextrakte der Eichensortimente ist durchweg größer, die Resultate zeigen jedoch dieselben Tendenzen. Den pH-Wert von Eichenholz geben JUNG und ROFFAEL (2002) mit 3,93 an. In der Literatur findet sich für den pH-Wert der Eiche eine erhebliche Schwankungsbreite.

Entsprechend ihrer Acidität und ihres hohen Extraktstoffgehaltes liegen die Pufferkapazitäten der Eichenholzvarianten auf einem deutlich höheren Niveau als die der übrigen Hölzer. Die Pufferkapazitäten der kaltwässrigen Extrakte von Eichenwaldresthölzern liegen zwischen 3,25 mmol NaOH und 4,71 mmol NaOH bezogen auf 100 g atro Untersuchungsmaterial. Eine Verwendung von heißem Wasser führt sogar zu einer Verdoppelung dieser Resultate. Hervorzuheben innerhalb der untersuchten Eichensortimente ist die hohe Pufferkapazität des verkernten Stammholzes ohne Rindenanteile die nahezu doppelt so hoch wie die Pufferkapazitäten der Waldrestholzextrakte liegt.

Fichte

Der pH-Wert der Extrakte aus Fichten- und Eichenwaldrestholzsortimenten ist vergleichbar, dennoch zeigen die entsprechenden Pufferkapazitäten, dass die Eichenholzsortimente in der Lage sind deutlich höhere Alkalanteile abzupuffern. Im Unterschied zu den Untersuchungen an Eichenholz sind die Stammholzextrakte der Fichte im Vergleich zu den Resthölzern weniger sauer. Auch die Pufferkapazität

der Stammholzextrakte beträgt lediglich ein Bruchteil der entsprechenden Werte der Waldresthölzer. In der Literatur geben JUNG und ROFFAEL (2002) für Fichte einen pH-Wert von 4,53 an der im Rahmen der hier festgestellten Schwankungsbreite liegt.

Kiefer

Die kaltwässrigen Waldrestholzextrakte der Kiefer liegen zwischen pH 4,72 (Astholz) und 5,03 (Stangenholz). Im Verhältnis dazu liegen die pH-Werte der Heißwasserextraktion mit 3,81 (Astholz) und 3,74 (Stangenholz) deutlich darunter. Bezuglich der Acidität sind im Kiefernholz keine deutlichen Unterschiede zwischen dem entrindeten Stammholz und den Waldrestholzsortimenten festzustellen. Die Pufferkapazitäten der rindenhaltigen Waldrestholzsortimente liegen hingegen deutlich höher.

Der pH-Wert des Kiefernholzes wird von SANDERMANN und ROTHKAMM (1959) mit 4,27 angegeben, CHEN UND PAULITSCH (1974) ermittelten für Läuterungsholz (Stangenholzalter) der Kiefer einen pH-Wert von 4,5 und für Stammholz einen pH-Wert von 4,1 an, wobei innerhalb dieser Untersuchungen die Rinde den pH-Wert deutlich beeinflusst. VOLZ (1971) nennt für die Holzsubstanz einen pH-Wert von 4,2 und für die Rinden von 3,5. Somit sollte sich mit zunehmendem Rindenanteil der Kiefernwaldresthölzer der pH-Wert verringern, was sich zumindest tendenziell aus den in dieser Untersuchung erzielten Ergebnissen ableiten lässt.

Douglasie

Grundsätzlich sind die Waldresthölzer der Douglasie ähnlich sauer wie die der Kiefer und weisen vergleichbare Pufferkapazitäten auf. Die Kalt- und Heißwasserextrakte des entrindeten Stammholzes der Douglasie sind hingegen deutlich saurer, was sich auch in den im Vergleich zum Kiefernstammholz deutlich höheren Pufferkapazitäten zeigt.

In der Literatur lassen sich sehr unterschiedliche Angaben zum pH-Wert des Douglasienholzes finden. ZIMMER et al. (1998) geben für die Douglasie pH-Werte von 3,5 (Kern) bis 4,8 (Splint) an. SANDERMANN und ROTHKAMM (1959) hingegen berichten von einem pH-Wert zwischen 2,9 und 3,7 in der Holzsubstanz. Bei den Literaturangaben wird deutlich, dass der Kernholzanteil einen deutlichen Einfluss auf die Acidität des Douglasienholzes hat.

Stangenholz

In Abbildung 3-6 bzw. 3-7 ist die Acidität und Pufferkapazität der Kalt- und Heißwasserextrakte der untersuchten Stangenhölzer dargestellt. Zu Vergleichszwecken wurden entsprechende Ergebnisse der entrindeten Stammhölzer und der Industriespäne in die Grafiken einbezogen.

Bei der ersten Betrachtung fällt auf, dass die pH-Werte der Industriespäne mit 5,89 (kalt) und 6,46 (heiß) relativ hoch liegen. Entsprechend befinden sich die ermittelten Pufferkapazitäten der Späne deutlich unterhalb von 0,50 mmol NaOH/100 g Untersuchungsmaterial. Hierfür dürften in Industriespänen enthaltene Bindemittelreste ursächlich sein, die insbesondere unter Heißwassereinfluss Ammoniak abspalten, was den pH-Wert anhebt und die Pufferkapazität verringert.

Weiterhin fällt auf, dass mit Ausnahme der Buchensortimente und der Industriespäne Heißwasserextrakte grundsätzlich saurer sind als Kaltwasserextrakte und entsprechend höhere Pufferkapazitäten zu erkennen geben. Innerhalb der Stangenholzer puffern die Eichenextrakte am meisten Alkali, obschon zumindest die Heißwasserextrakte der Nadelstangenholzer merklich saurer sind. Das Stammholz der verkernten Hölzer (Eiche, Douglasie) ist saurer und weist die höheren Pufferkapazitäten auf, bei der Fichte, Kiefer und Buche ist zumindest bezüglich der Pufferkapazität Gegenteiliges zu beobachten.

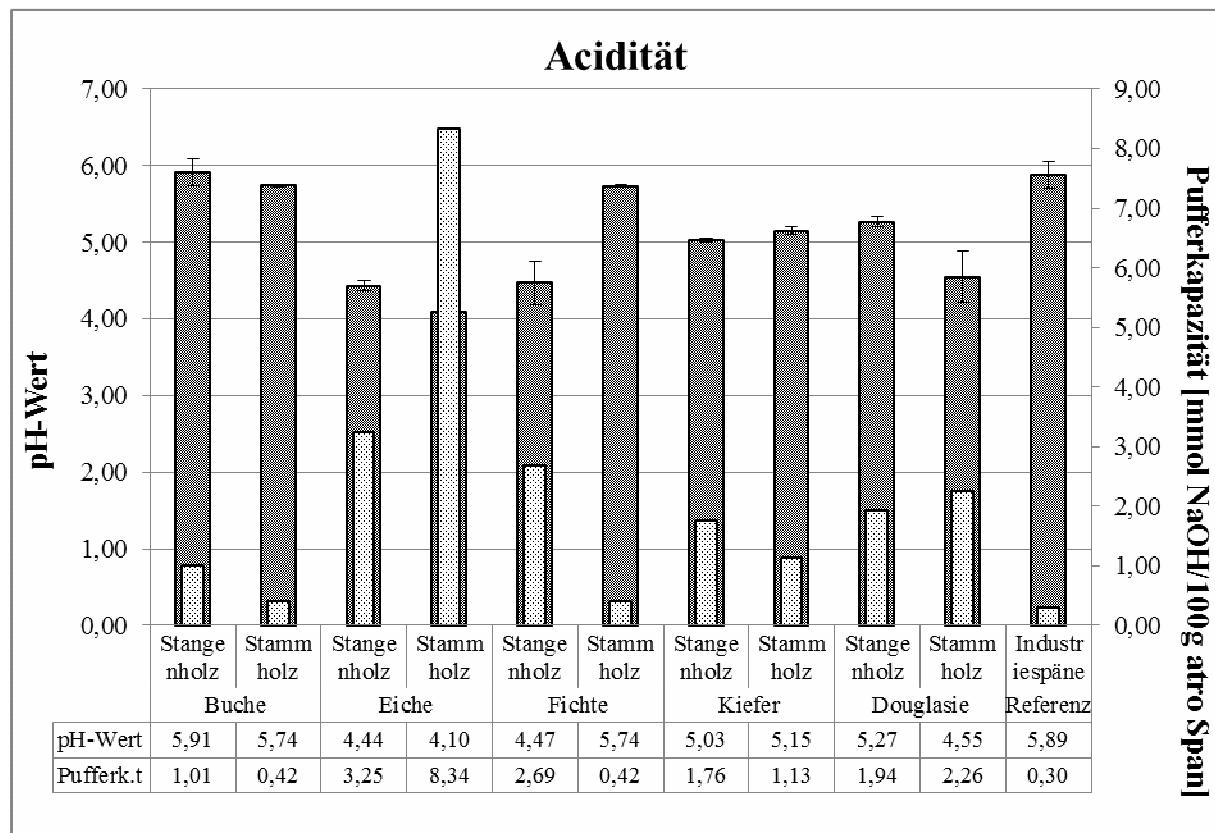


Abbildung 3-6: pH-Werte (grau) und alkalische Pufferkapazität (weiß) der kaltwässrigen Extrakte, hergestellt aus Stangen- und Stammbolz der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie sowie aus Industriespänen

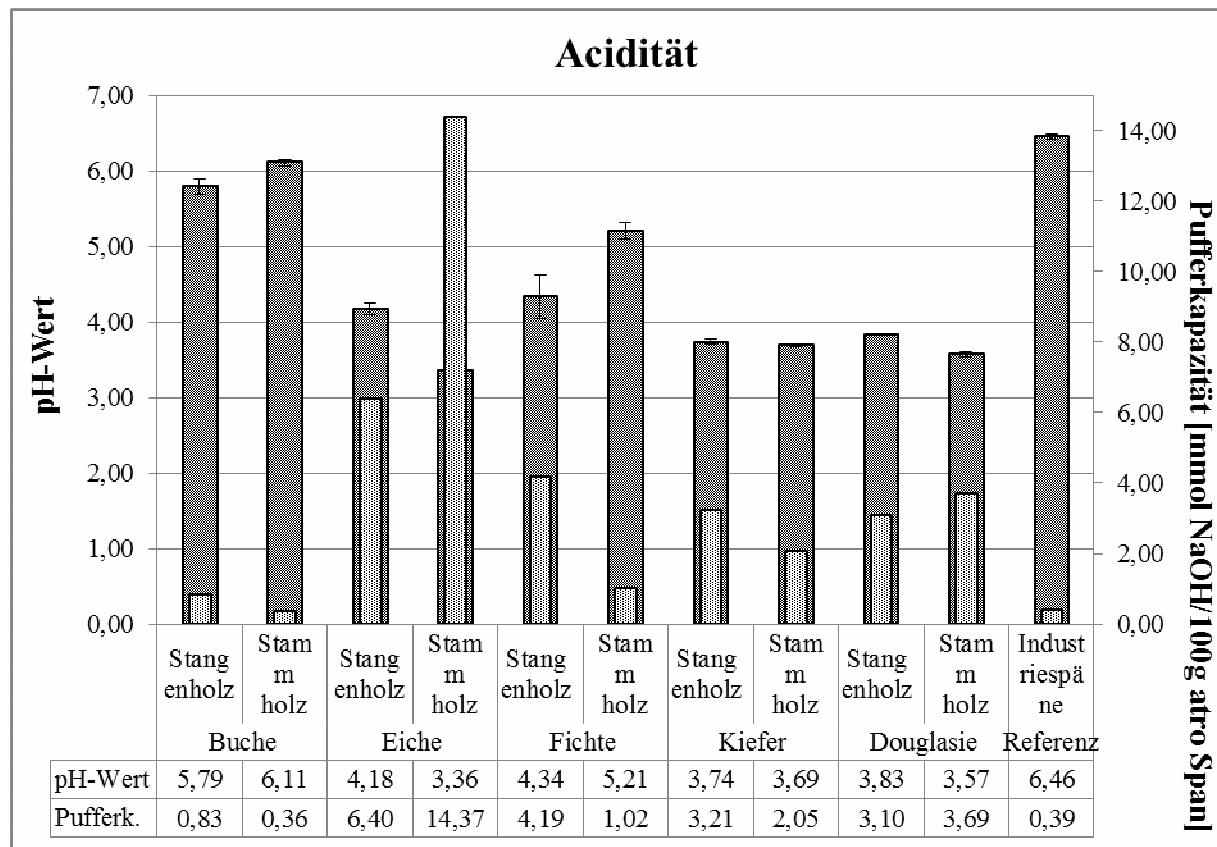


Abbildung 3-7: pH-Werte (grau) und alkalische Pufferkapazität (weiß) der heißwässrigen Extrakte, hergestellt aus Stangen- und Stammbaumholz der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie sowie aus Industriespänen

Schlussfolgerungen

Grundsätzlich kann es erforderlich sein, die Zugabe von Härter in die Leimflotte für den Produktionsprozess von Spanplatten auf die Acidität des Holzes abzustimmen. Da Harnstoff-Formaldehydharze (UF-Harze) im sauren Milieu aushärten (PEDIEU et al., 2008), ist es bei Hölzern mit hoher Acidität möglich, Härter einzusparen.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass Extrakte aus Industriespänen die vergleichsweise geringste Acidität aufweisen. Buchenextrakte sind im Vergleich hierzu geringfügig, Fichten- und Kiefernwaldrestholzextrakte saurer und Eichen- und Douglasienextrakte deutlich sauer. Die geringe Acidität der Industriespäne ist auf ihren oben bereits angesprochenen Recyclingspananteil zurückzuführen. Bei den Fichten- und Kiefernwaldrestholzsortimenten erklärt sich die im Vergleich zum entrindeten Stammholz erhöhte Acidität vermutlich aus den Rindenanteil, während innerhalb der Eichen- und Douglasien sortimente das entrindete und verkernte Stammholz die höhere Acidität aufweist.

Möglicherweise lässt sich bei der Herstellung von Spanplatten aus Eichen- und Douglasienwaldrestholz aber auch aus Waldrestholz der Kiefer und Fichte ein Teil des benötigten Härters bei einer Verwendung von UF-Harzen einsparen. Im Fall einer Verleimung mit alkalisch aushärtenden Phenolformaldehydharzen (PF-Harzen) ergeben sich bei Eichenholz aufgrund der hohen alkalischen Pufferkapazität Schwierigkeiten.

3.4.2 Ligninbestimmung

Die Bestimmung des Ligningehaltes der Hölzer erfolgte nach der Methode von HALSE (1926). Hierbei werden Cellulose und Hemicellulosen mit Hilfe von Schwefelsäure oxidativ aus dem Holz entfernt. Übrig bleiben Lignin sowie nicht säurelösliche Ascheanteile, die in den Ergebnissen mit berücksichtigt sind. Der Ligningehalt wurde auf atro Probenmaterial bezogen.

Ergebnisse der Ligninbestimmung

In Tabelle 3-2 sind die Ligningehalte mit den dazugehörigen Standardabweichungen (*s*) aufgeführt.

Tabelle 3-2: Ligningehalte der Waldrestholz- und Stammbholzvarianten sowie der Industriespäne

Baumart	Variante	Ligningehalt	<i>s</i>
Buche	2 cm - 4 cm	26,9	0,5
	4 cm - 7 cm	29,7	0,8
	7 cm - 16 cm	26,0	0,5
	Stangenholz	30,1	1,2
	Stammholz	25,4	0,9
Eiche	2 cm- 4 cm	27,4	0,1
	4 cm - 7 cm	33,5	0,1
	7 cm - 16 cm	34,3	0,2
	Stangenholz	29,3	0,1
	Stammholz	33,7	0,3
Fichte	Astholt	36,1	0,2
	Kronenholz	33,7	0,0
	Stangenholz	34,6	0,3
	Stammholz	32,7	1,2
Kiefer	Astholt	33,9	0,3
	Kronenholz	34,8	0,1
	Stangenholz	30,0	0,1
	Stammholz	28,9	0,1
Douglasie	Astholt	33,5	0,9
	Kronenholz	29,7	1,5
	Stangenholz	29,7	1,4
	Stammholz	28,2	1,1
Referenz	Industriespäne	28,5	0,5

Buche

Der Ligninanteil liegt über alle Buchenholzvarianten zwischen 25 % (Stammholz) und 30 % (Stangenholz). Die rindenhaltigen Waldrestholzsortimente weisen einen etwas höheren Ligninanteil auf als das entrindete Buchenstammholz. Eine eindeutige Tendenz innerhalb der Buchenwaldrestholzsortimente

lässt sich jedoch nicht feststellen. Rindenanteil, Anteil an juvenilem Holz und Reaktionsholz sowie das Messverfahren sind Faktoren, die den Ligningehalt beeinflussen und sich gegenseitig überlagern können. Vermutlich lässt sich daher keine eindeutige Tendenz innerhalb der untersuchten Holzsortimente feststellen. FENGEL und WEGENER (2003) geben für die Buche einen Ligninanteil von 23 % an.

Eiche

Für die ermittelten Ligninanteile in den Eichenholzsortimenten von 27 % bis 34 % gelten dieselben Einschränkungen wie bei den Buchensortimenten. Nach WAGENFÜHR (1996) liegen die Ligninanteile im Eichenholz im Rahmen von 25 % bis 34 %.

Fichte

Bei der Fichte ergaben die Untersuchungen Ligningehalte von 32 % (Stammholz) bis 36 % (Astholt). Die rindenhaltigen Waldrestholzsortimente weisen mehr Lignin auf, als das entrindete Stammholz. Nach der Literaturangabe von FENGEL und WEGENER (2003) hat die Fichte einen Ligninanteil von 28 %.

Kiefer

Die bei der Baumart Kiefer ermittelten Ligningehalte liegen zwischen 28 % (Stammholz) und 35 % (Kronenholz). Bei der Kiefer weisen ebenfalls die Waldrestholzsortimente einen erhöhten Ligningehalt auf. Das Stammholz ohne Rindenanteile besitzt den geringsten Ligningehalt. In der Literatur geben FENGEL und WEGENER (2003) für Kiefernholz einen Ligningehalt von 26,3 % an.

Douglasie

Die Ligninanalysen der der Douglasiensortimente haben ergeben, dass hier Douglasienstammholz mit 28 % den geringsten und Astholz mit ca. 34 % den höchsten Ligningehalt besitzen. ZIMMER et al. (1998) ermittelten für Douglasienholz einen Wert 28,2 % an.

Schlussfolgerungen

Es ist bekannt, dass Nadelhölzer mehr Lignin enthalten als Laubhölzer. Auch für die untersuchten Stammhölzer ohne Rindenanteil konnte dieser Sachverhalt festgestellt werden, lediglich das Stammholz der Eiche fällt hier aus dem Rahmen. Die in diesen Untersuchungen ermittelten Ligningehalte der Waldresthölzer lassen keine eindeutigen Tendenzen erkennen. Ursächlich hierfür ist vermutlich die Abhängigkeit des Ligningehaltes von vielen Faktoren wie Rindenanteil, Reaktionsholzanteil, Anteil an juvenilem Holz und Astholz, Einfluss des Messverfahrens etc., die sich gegenseitig überlagern können.

3.4.3 Pentosanbestimmung und Hemicellulosengehalte

Die Pentosen gehören zu den Hemicellulosen. Mit Hilfe bestimmter für Laub- und Nadelholz spezifische Faktoren kann aus dem Pentosangehalt auf den Hemicellulosengehalt geschlossen werden. Da die genaue Zusammensetzung der Industriespäne nicht bekannt ist, wurde hier auf eine Berechnung des Hemicellulosanteils verzichtet.

Ergebnisse der Pentosanbestimmung und des Hemicellulosengehaltes

In Tabelle 3-3 sind die Pentosangehalte und die daraus abgeleiteten Hemicellulosengehalte mit den dazugehörigen Standardabweichungen aufgeführt. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die Analysen des Pentosans der hier untersuchten Holzsortimente von unterschiedlichen Faktoren wie Rinden-, Kernholz- und Astholzanteil beeinflusst werden und daher nur bedingt mit Literaturangaben verglichen werden können.

Tabelle 3-3: Pentosan- und Hemicellulosengehalte der Waldrest- und Stammböller sowie der Industriespäne

Baumart	Variante	Pentosangehalt	s	Hemicellulosengehalt	s
Buche	2 cm - 4 cm	23,7	0,47	31,5	1,17
	4 cm - 7 cm	26,5	0,67	37,9	0,87
	7 cm - 16 cm	25,2	0,84	33,6	1,64
	Stangenholz	23,1	0,47	30,8	0,47
	Stammholz	24,5	1,00	32,6	2,00
Eiche	2 cm- 4 cm	18,8	0,28	25,0	0,28
	4 cm - 7 cm	18,4	0,02	24,2	0,02
	7 cm - 16 cm	17,8	0,49	23,7	1,49
	Stangenholz	14,7	1,10	19,5	1,10
	Stammholz	14,0	0,22	18,7	0,22
Fichte	Astholtz	10,4	0,49	20,7	0,49
	Kronenholz	10,0	0,23	20,1	0,23
	Stangenholz	9,7	0,25	19,4	0,25
	Stammholz	12,9	0,16	25,9	0,16
Kiefer	Astholtz	10,2	0,90	20,3	0,90
	Kronenholz	10,8	0,19	21,7	0,19
	Stangenholz	10,2	0,84	20,4	0,84
	Stammholz	19,7	0,82	39,4	0,82
Douglasie	Astholtz	10,4	0,70	20,7	0,70
	Kronenholz	9,4	0,02	18,8	0,02
	Stangenholz	9,6	0,27	19,3	0,27
	Stammholz	13,6	0,38	27,5	0,38
Referenz	Industriespäne	19,6	0,25	n.b.	n.b.

n.b. = nicht bestimmt

Buche

Der Pentosananteil in den Buchenholzvarianten beträgt 23 % bis 27 %. Entsprechend enthalten die untersuchten Buchenhölzer zwischen 30 % und 38 % an Hemicellulosen. In der Literatur werden bei HÄGGLUND (1939) Pentosangehalte von 17,8 % für Buchenholz angegeben. Nach FENGEL und WEGENER (2003) enthält Buchenholz 22 % Pentosane. Dieser Wert liegt nah den hier festgestellten Ergebnissen. LANGENDORF et al. (1990) ermittelten einen Hemicellulosengehalt von 28 % für Buchenholz.

Eiche

Der Pentosangehalt des Eichenstammholzes liegt zwischen 14 % Stammholz und 19 % (2 cm bis 4 cm), der Gehalt an Hemicellulosen beträgt somit 18 % bis 25 %. Wiederum lässt sich keine eindeutige Tendenz innerhalb der untersuchten Hölzer feststellen. Für Eichenholz gibt HÄGGLUND (1939) einen Pentosangehalt von 19,3 % und einen Hemicellulosengehalt von 25 % an.

Fichte

Die untersuchten Fichtenhölzer enthalten 9,6 % bzw. 19,3 % (Stangenholz) bis 13 % bzw. 26 % (Stammholz) Pentosane bzw. Hemicellulosen. Nadelhölzer enthalten im Allgemeinen weniger Hemicellulosen als Laubhölzer. Insgesamt liegen die Ergebnisse dieser Arbeit nah bei den in der Literatur angegebenen Werten. Nach FENGEL und WEGENER (2003) betragen die Pentosangehalte der Fichte 8,3 % und die Hemicellulosengehalte 23,2 %.

Kiefer

Die Analysen der Kiefernholzsortimente ergaben mit Ausnahme des Kiefernstammholzes Pentosananteile, die mit denen der Fichtenhölzer vergleichbar sind. Die Waldresthölzer besitzen zwischen 10 % und 11 % Pentosan woraus sich ein Hemicellulosengehalt von 20 % bis 21 % errechnen lässt. Laut Literatur beträgt der Hemicellulosengehalt im Kiefernholz 23 % (LANGENDORF et al., 1990).

Douglasie

Die Pentosangehalte von den Waldrestholzvarianten der Douglasie liegen zwischen 9 % (Kronenholz) und 10 % (Ast- und Stangenholz). Die Stammholzvariante enthält nach den hier durchgeführten Untersuchungen einen Pentosangehalt von 14 %. Die daraus abgeleiteten Hemicellulosengehalte betragen 21 % im Astholz, 19 % im Kronenholz bzw. Stangenholz und 28 % im Stammholz ohne Rinde. Es ist keine eindeutige Tendenz zu erkennen. ZIMMER et al. (1998) geben für Douglasienholz einen Pentosangehalt von 17 % bis 19 % an.

Schlussfolgerungen

Die Waldrestholzvarianten der Nadelhölzer enthalten nach den hier ermittelten Resultaten einen deutlich geringeren Pentosan- bzw. Hemicellulosenanteil als die Laubwaldresthölzer. Hier fällt vor allem die Buche durch ihre relativ hohen Hemicellulosenanteile auf, die durchweg über 30 % liegen. Die Schwankungsbreite der ermittelten Werte innerhalb einer Baumart ist von vielen Faktoren abhängig, so dass, wie bereits im Zuge der Bestimmung des Ligningehaltes festgestellt wurde, keine eindeutigen Tendenzen erkennbar sind. Dennoch lässt sich aus den Analysen der Buchenresthölzer festhalten, dass aufgrund ihres hohen Hemicellulosenanteils mit negativen Auswirkungen auf die hygrischen Eigenschaften, wie Dickenquellung und Wasseraufnahme, der damit hergestellten Spanplatten zu rechnen ist. Ferner wird die Dauerhaftigkeit eines Holzes durch einen hohen Hemicellulosengehalt herabgesetzt.

3.4.4 Bestimmung des Asche- und Silikatgehaltes

Asche- und Silikatanteile werden während des Wachstums u. a. in Form von Carbonaten im Holz eingelagert- oder sind in Spurelementen im Holz enthalten. Sie können jedoch auch aus Verunreinigungen herrühren. Vor allem die Silikate bewirken im Zuge der Holzbearbeitung durch schneidende Werkzeuge eine Verringerung der Werkzeugstandzeiten. Der Aschegehalt wurde nach der Verbrennung der Probensubstanz bei 550 °C im Muffelofen gravimetrisch bestimmt. Der Silikatgehalt wurde nach Entfernen der Carbonate der Asche mittels halbkonzentrierter Salzsäure ebenfalls durch Auswiegen ermittelt.

Ergebnisse der Asche- und Silikatbestimmung

Tabelle 3-4: Asche- und Silikatgehalte der Waldrestholz- und Stammbholzvarianten sowie der Industriespäne

Baumart	Variante	Aschegehalt	s	Silikatgehalt	s
Buche	2 cm- 4 cm	1,4	0,03	0,1	0,02
	4 cm - 7 cm	1,2	0,02	0,1	0,02
	7 cm - 16 cm	1,2	0,05	0,1	0,02
	Stangenholz	1,1	0,00	0,1	0,02
	Stammholz	0,6	0,01	0,0	0,00
Eiche	2 cm- 4 cm	2,8	0,01	0,2	0,02
	4 cm - 7 cm	3,7	0,00	0,3	0,09
	7 cm - 16 cm	2,7	0,02	0,2	0,09
	Stangenholz	2,3	0,01	0,1	0,04
	Stammholz	0,9	0,10	0,1	0,05
Fichte	Astholt	1,3	0,10	0,2	0,00
	Kronenholz	0,9	0,08	0,1	0,08
	Stangenholz	1,6	0,01	0,2	0,08
	Stammholz	0,4	0,01	0,0	0,00
Kiefer	Astholt	1,7	0,02	0,2	0,03
	Kronenholz	1,6	0,01	0,2	0,02
	Stangenholz	1,2	0,01	0,1	0,01
	Stammholz	0,6	0,01	0,0	0,00
Douglasie	Astholt	1,5	0,02	0,2	0,04
	Kronenholz	1,2	0,03	0,1	0,02
	Stangenholz	1,3	0,02	0,1	0,03
	Stammholz	0,5	0,01	0,0	0,00
Referenz	Industriespäne	0,8	0,01	0,1	0,00

Tabelle 3-4 zeigt die Asche- und Silikatgehalte der untersuchten Hölzer mit den jeweiligen Standardabweichungen.

Laubbölzer

Sowohl innerhalb der Eichen- als auch der Buchensortimente nimmt der Asche- und Silikatgehalt mit steigendem Rindenanteil tendenziell zu (Tabelle 3-4), da Rinde per se höhere Asche- und Silikatanteile als

Holz enthält. Hinzu kommt, dass Verunreinigungen zumeist auf der Mantelfläche der Hölzer im Rindenbereich zu finden sind. Die Ergebnisse zeigen, dass Waldresthölzer der Eiche erheblich höhere Asche- und Silikatanteile als die Buchenwaldresthölzer enthalten. Das entrindete Stammholz der Buche und Eiche enthält in beiden Fällen deutlich geringere Asche- und Silikatanteile als die Waldresthölzer. FENGEL und WEGENER (2003) geben für Buchen- und Eichenholz ohne Rinde einen Aschegehalt von 0,3 % an.

Nadelhölzer

Aus Tabelle 3-4 wird erkennbar, dass die Ascheanteile der Nadelhölzer deutlich niedriger als die der Laubhölzer liegen. Nadelwaldresthölzer enthalten zwischen 0,9 % und 1,7 % Asche. Bei den Laubwaldresthölzern liegen die entsprechenden Resultate zwischen 1,1 % und 3,7 %. Auch im Nadelstammholz lässt sich weniger Asche nachweisen als im Laubstammholz. Tendenziell steigt der Ascheanteil in den Hölzern mit zunehmendem Rindenanteil auch im Nadelholz an. Verglichen mit industrieüblichem Spanmaterial (0,8 %) ist im Nadelwaldrestholz ein maximal doppelt so hoher Anteil an Asche (max. 1,7 %) zu finden, während entrindetes Nadelstammholz hier niedrigere Werte zeigt. Nach FENGEL und WEGENER (2003) beträgt der Aschegehalt im Fichtenholz 0,3 %. HÄGLUND (1939) gibt für Fichten- bzw. Kiefernholz einen Aschegehalt von 0,8 % bzw. 0,4 % an. Douglasie enthält nach ZIMMER et al. (1998) 0,1 % Asche. Der Silikatgehalt der Nadelhölzer schwankt zwischen 0,00 % und 0,04 %, ebenso zeigen sich z.B. im Fichtenkronen- und Fichtenstangenholz Silikatanteile von 0,08 %, die eher auf Verunreinigungen zurückzuführen sein dürften als auf Holz- bzw. Rindeninhaltsstoffe. In den Industriespänen konnte demgegenüber kein Silikat nachgewiesen werden. Inwieweit sich die sehr geringen Silikatanteile der Waldresthölzer auf Werkzeugstandzeiten auswirken muss in weiteren Untersuchungen geprüft werden.

Schlussfolgerungen

Insgesamt ist der Aschegehalt der rindenhaltigen Waldrestholzvarianten mindestens doppelt so hoch wie der Wert des entrindeten Stammholzes und höher als der Asche- und Silikatgehalt der Industriespäne. Ursächlich hierfür ist, dass zum einen jüngeres Holzmaterial einen erhöhten Aschegehalt aufweist und zum anderen die Rinde von Bäumen wesentlich aschereicher ist als deren Holzsubstanz (TRENDELENBURG und MAYER-WEGELIN, 1955). Für die Herstellung von Holzwerkstoffen ist vor allem der Silikatgehalt von Bedeutung, da er zu einem erhöhten Verschleiß der Produktionsmaschinen führen kann. In dieser Untersuchung liegen vor allem die Silikatanteile der Eichenwaldresthölzer deutlich über den der Industriespäne, was vermutlich größtenteils durch Verunreinigungen der Sortimente und nicht durch Holzinhaltsstoffe bedingt ist. Im Fall einer Verwendung der Waldresthölzer in Rinde zur Herstellung von Spanplatten sollte auf Sauberkeit geachtet, bzw. eine Wäsche der Hölzer vor ihrer Verarbeitung angedacht werden.

4 Herstellung des Spanmaterials

Das unentrindete Waldrest- und das entrindete Stammholz wurden getrennt nach Baumarten und den einzelnen Sortimenten im Hinblick auf die Herstellung von Spanplatten zerspant. Das Spanmaterial aus den Stammhölzern diente hierbei Vergleichszwecken. Zusätzlich wurden Industriespäne in die Forschungsarbeiten mit einbezogen.

Von jedem Holzsortiment wurden zunächst etwa 100 kg Hackschnitzel erzeugt. Anschließend erfolgte die Zerspanung der Hackschnitzel im Messerringzerspaner. Zur Herstellung von ausreichenden Mengen an Deckschichtspänen wurde zusätzlich eine Hammermühle eingesetzt. Nach dem Trocknen auf eine Feuchte von unter 5 % wurden die Späne in einem Taumelsieb mit Maschenweiten von 4 mm und 1 mm in Deckschicht- (DS) und Mittelschichtmaterial (MS) fraktioniert. Nach diesem Verfahren wurden pro Variante etwa 15 kg (atro) DS- und rund 30 kg (atro) MS-Späne vorbereitet. Die DS- und MS-Industriespäne wurden von der PFLEIDERER AG bezogen.

4.1 Physikalische Eigenschaften des Spanmaterials

4.1.1 Analyse der Spangrößenverteilung

Die Siebanalyse erfolgte nach DIN EN 66165, einem gängigen Verfahren zur Ermittlung der Korngrößenverteilung von Schüttgütern. In der Spanplattenindustrie stellt sie ein wichtiges Verfahren zur Qualitätssicherung dar.

Zur Ermittlung der Spangrößenverteilung der hergestellten Späne wurden sowohl DS- als auch MS-Späne einer Siebanalyse unterzogen. Zu diesem Zweck wurden jeweils ca. 1000 g DS- bzw. 1000 g MS-Späne eingewogen und bei 250 U/min für eine Dauer von 4 Minuten fraktioniert. Die Maschenweiten der verwendeten Siebeinsätze lagen für MS-Späne zwischen 0,6 mm – 4,0 mm. Zur Fraktionierung der DS-Späne wurden feinere Maschenweiten in dem Bereich von 0,2 mm – 1,25 mm gewählt.

Tabelle 13-4 (Anhang) zeigt die Ergebnisse der Siebanalyse der Deckschichtspäne getrennt nach Baumarten und Holzsortimenten. Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Spangrößenverteilung der verschiedenen Nadelhölzer und Holzsortimente ähneln. Der Feinanteil ($\leq 0,2$ mm) liegt im Durchschnitt bei ca. 5 %, der Anteil an Spänen über 1,25 mm beträgt durchschnittlich ca. 8 %. Die Laubholzsortimente weisen demgegenüber einen höheren Feinanteil (ca. 9 %) und einen niedrigeren Anteil an Spänen über 1,25 mm (ca. 3 %) auf. Insgesamt ist die Spangrößenverteilung bei den Laubholzspänen zu den feineren Fraktionen hin verschoben während bei den Nadelholzspänen tendenziell die größeren Späne dominieren. Die Verteilung der Spangrößen der Industriedeckschichtspäne entspricht eher der Verteilung der Nadelholz- als der Laubholzspäne.

In diesem Zusammenhang ist von Bedeutung, dass feine DS-Späne zu qualitativ hochwertigen Oberflächen der aus ihnen gefertigten Spanplatten führen. Platten mit solchen Oberflächeneigenschaften

lassen sich besonders gut lackieren bzw. beschichten (THÖMEN, 2007). Andererseits benötigen feine Späne im Zuge ihrer Verleimung aufgrund ihrer größeren Oberfläche höhere Bindemittelanteile.

Die Verteilung der Spangrößen der MS-Späne (Tabelle 13-5) ist über alle Waldrestholzvarianten relativ ähnlich. Auffällig ist lediglich der geringe Anteil der Douglasienspäne mit einer Spangröße oberhalb von 4 mm. Auch ist die Fraktion zwischen 2 mm und 3,15 mm innerhalb der Nadelholzspäne deutlich stärker repräsentiert als bei den Laubholzspänen. Ein hoher Anteil größerer Späne in der Mittelschicht ermöglicht einen niedrigen Beleimungsgrad, da größere Späne im Verhältnis zu ihren Volumen eine geringere Oberfläche aufweisen als feinere Späne und somit weniger Bindemittel aufnehmen (THÖMEN, 2007).

4.1.2 Bestimmung der Schüttdichte

Die Schüttdichten aller Spanvarianten wurden jeweils getrennt nach DS- und MS-Spänen gravimetrisch bestimmt. Hierfür wurde ein Messzylinder mit einem Volumen von 20 Litern mit den zu untersuchenden Spänen gefüllt.

Tabelle 4-1: Schüttgewichte [kg/m^3] der rindenhaltigen Waldrestholzspäne, der Stammholzspäne ohne Rinde sowie der Industriespäne

Baumart	Variante	Schüttgewicht MS	Schüttgewicht DS
Buche	2 cm- 4 cm	129	235
	4 cm - 7 cm	134	238
	7 cm - 16 cm	115	235
	Stangenholz	124	204
	Stammholz	135	205
Eiche	2 cm- 4 cm	124	128
	4 cm - 7 cm	128	139
	7 cm - 16 cm	137	188
	Stangenholz	102	195
	Stammholz	199	139
Fichte	Astholt	109	140
	Kronenholz	94	130
	Stangenholz	130	162
	Stammholz	101	151
Kiefer	Astholt	134	138
	Kronenholz	115	139
	Stangenholz	99	119
	Stammholz	106	115
Douglasie	Astholt	130	165
	Kronenholz	136	145
	Stangenholz	135	148
	Stammholz	135	150
Referenz	Industriespäne	142	186

Deckschichtmaterial

Die Schüttdichte der Buchendeckschichtspäne (Tabelle 4-1) liegt zwischen 204 kg/m³ und 235 kg/m³ und ist damit auf einem höheren Niveau angesiedelt, als die der Eichen- (128 kg/m³ bis 195 kg/m³), der Fichten- (139 kg/m³ bis 162 kg/m³), der Kiefern- (115 kg/m³ bis 139 kg/m³) und Douglasiendeckschichtspäne (109 kg/m³ bis 165 kg/m³). Die Schüttdichte der Laubholzdeckschichtspäne ist im Fall der Buche deutlich- und im Fall der eiche erkennbar höher als die Schüttdichte der Nadelholzspäne. Dies liegt in dem größeren Feinanteil der Laubholzsortimente (vgl. Tab. 13-4) aber auch in der höheren Rohdichte der Laubhölzer begründet. Außerdem könnte die Geometrie der Späne hier zusätzlich eine Rolle spielen.

Innerhalb einer Baumart ist eine relativ hohe Schwankungsbreite der Schüttdichten zu erkennen, die auf unterschiedliche Spangrößenverteilungen, Rindenanteile, Rohdichten des unzerspanten Material, und unterschiedliche Spangeometrien zurückzuführen ist. Die Schüttdichte der Industriedeckschichtspäne liegt mit 186 kg/m³ im Vergleich zu den Nadelholzdeckschichtspänen und vor dem Hintergrund, dass bei diesen weder ein hoher Fein- noch Grobanteil festgestellt wurde, relativ hoch. Ursache hierfür könnten Bindemittelreste und andere Holzverunreinigungen sein.

Mittelschichtmaterial

Bei Schüttdichten der Waldrestholz-Mittelschichtspäne (Tabelle 4-1) sind die Schwankungen über alle Spanvarianten deutlich geringer als innerhalb der verschiedenen Deckschichtspansortimente. Sie sind in dem Bereich zwischen 94 kg/m³ und 137 kg/m³ angesiedelt. Lediglich die Schüttdichte der MS-Späne aus entrindetem Eichenstammholz ist mit 199 kg/m³ deutlich größer. Dies lässt sich jedoch mit dem vergleichsweise hohen Anteil relativ feiner Späne der Siebfraktion 2 mm bis 1,25 mm (vgl. Tabelle 13-5) erklären, der ca. 40 % ausmacht.

Schlussfolgerungen

Grundsätzlich beeinflusst die Rohdichte des Ausgangsmaterials die Schüttdichte daraus herstellter Späne. Nach Angaben von KNIGGE und SCHULZ (1966) hat das Holz der Buche eine Darrdichte von 0,66 g/cm³, Eiche von 0,64 g/cm³, Fichte von 0,43 g/cm³, Kiefer von 0,49 g/cm³ und das Holz der Douglasie von 0,47 g/cm³. Innerhalb einer Baumart aber auch im Baum selbst sind Schwankungen bezüglich der Rohdichte möglich, wodurch sich die z.T. erheblichen Schüttdichtenunterschiede innerhalb einer Baumart erklären lassen. Daneben spielt auch die Spangrößenverteilung eine Rolle; ein hoher Feinanteil erhöht die Schüttdichte. Im Zuge der Spanplattenherstellung benötigen feine Späne aufgrund ihrer im Verhältnis zum Volumen größere Oberfläche mehr Bindemittel zu ihrer Verleimung als größere Späne, durch ausschleusen des Feinanteils lässt sich somit Bindemittel einsparen. Eine geringe Schüttdichte gewährleistet beim Pressvorgang im Zuge der Spanplattenherstellung einen Spanverbund ohne größere Zwischenräume. Neben der Schüttdichte ist für einen guten Spanverbund auch die innere Festigkeit des Spanmaterials, die sich auf den Verdichtungswiderstand des Spankuchens während des Pressvorganges auswirkt, von großer Bedeutung.

5 Herstellung der Spanplatten im Labormaßstab

Zur Herstellung der Spanplatten wurden DS- und MS-Späne aller Waldrestholzvarianten und des entrindeten Stammholzes sowie industrieübliche DS- und MS-Späne verwendet. Der DS-Anteil betrug 40 %, der Anteil der MS 60 %. Weitere Herstellungsparameter sind in Tabelle 5-1 aufgelistet. Die Beleimung des eingesetzten Spanmaterials erfolgte in einer Beleimungstrommel separat für die DS- und MS-Späne nach dem Umwälzverfahren. Die Zusammensetzung der eingesetzten Bindemittelflotte ist Tabelle 5-2 zu entnehmen.

Tabelle 5-1: Herstellungsparameter der im Labormaßstab angefertigten Spanplatten aus rindenhaltigen Waldrestholzspänen, aus Stammholzspänen ohne Rinde sowie aus Industriespänen

Herstellungsparameter	
Plattenaufbau	3-schichtig
Anteil Deckschichtmaterial [%]	40
Anteil Mittelschichtmaterial [%]	60
Plattenformat (Länge x Breite) [mm]	600 x 450
Plattendicke [mm]	20
Sollrohdichte [g/cm ³]	0,70
Presszeit [s/mm]	15
Pressdruck [bar]	220
Presstemperatur [°C]	200

Tabelle 5-2: Leimflobenzusammensetzung der im Labormaßstab angefertigten Spanplatten aus rindenhaltigen Waldrestholzspänen, aus Stammholzspänen ohne Rinde sowie aus Industriespänen

Leimflobenzusammensetzung und Dosierung	
Härter:	Ammoniumsulfatlösung (NH ₄) ₂ SO ₄ (40 %)
Hydrophobierungsmittel:	Hydrowax 730 der Firma SASOL (Feststoffgehalt 60 %)
Bindemittel:	UF Harz K 350 der BASF AG (Feststoffgehalt 68 %)
Beleimung:	DS: 10,0 % Festharz auf atro Span MS: 8,0 % Festharz auf atro Span
Hydrophobierungsmittel:	DS: 1,0 % Trockensubstanz (TS) auf atro Span MS: 1,0 % TS auf atro Span
Härterdosierung:	DS: 1,0 % TS auf Festharz (FH) Bindemittel MS: 1,5 % TS auf FH Bindemittel

Zur Herstellung der Platten wurden die beleimten Späne zunächst von Hand in einer Kastenform mit den Maßen 45 cm x 60 cm zu einem dreischichtigen Spankuchen gestreut. Als Unterlage für den Spankuchen diente ein Aluminiumblech, welches mit einem Ölpapier abgedeckt wurde, um ein einfaches Lösen der Platten von den Pressblechen zu gewährleisten. Das Einstreuen der Späne erfolgte in der Reihenfolge DS-Späne, MS-Späne, DS-Späne. Der Spankuchen wurde mittels einer Holzplatte und einem Hydraulikstempel mit Gegenlager vorgepresst. Anschließend wurden Distanzleisten aus Stahl platziert, die ein Verpressen des Spankuchens in der Heißpresse auf die gewünschte Plattendicke von 20 mm ermöglichen. Als letztes wurde der Spankuchen mit einem weiteren Ölpapier und einem zweiten Pressblech abgedeckt.



Abbildung 5-1: Spankuchen aus Waldrestholzspänen (Buche 7 cm bis 16 cm) nach ihrer Vorverdichtung (Foto: M.G.)

Beim Verpressen des Spankuchens kam eine diskontinuierliche Heißpresse der FA. SIEMPELKAMP zum Einsatz, die ein Pressen unter definierten Bedingungen ermöglicht. Die für den Pressvorgang relevanten Parameter sind in Tabelle 5-1 aufgelistet.

Nach dem Pressvorgang erfolgte eine Reifelagerung von etwa 24 h. Im Anschluss wurden die Platten geschliffen, um den Pressfilm von den Oberflächen zu entfernen. Als abschließender Arbeitsgang der Spanplattenherstellung erfolgte das Besäumen der Platten mit einer Tischkreissäge. Hierbei wurden die Randbereiche der Spanplatten entfernt.

5.1 Herstellung der Spanplatten im Pilotmaßstab

Neben der Herstellung von Spanplatten im Labormaßstab wurden zusätzlich Spanplatten aus den Stangenholzsortimenten im Pilotmaßstab angefertigt (vgl. Kapitel 2.2). Hierbei kamen die gleichen Herstellungsparameter wie bei der Plattenherstellung im Labormaßstab zum Tragen (vgl. Tabelle 5-1 und Tabelle 5-2).

Vorab wurden aus den Stangenholzern jeweils ca. 50 kg MS- und 50 kg DS-Späne hergestellt und auf eine Restfeuchte von unter 5 % getrocknet. Die Beschickung des stationären Mischers erfolgte durch ein frequenzgesteuertes Zuführband welches einen konstanten Spanzulauf zum Mischer ermöglichte. Im

Mischer, der mit einer innengelagerten Mischerwalze mit Transportflügeln ausgestattet ist, erfolgte die Beleimung der Späne während ihrer Förderung vom rechtsseitig liegenden Zulauf zum linksseitigen Ausfallschacht durch die frequenzgesteuerte Mischerwalze. Die Einstellung der Spanbeleimung erfolgte über die Spanzufuhr in Kombination mit der Steuerung des Leimflusses über eine regelbare Druckpumpe (Verdrängerpumpe).

Nachdem die getrennt beleimten DS- und MS-Späne mittels eines weiteren Transportbandes in den DS- bzw. MS-Spanbunker der Pilotanlage überführt waren, wurden die dreischichtigen Spankuchen gestreut. Hierbei gelangten die DS-Späne in den Dosierbunker unterhalb des Spänebunkers. Dort verteilten Streu- und Abwurfwalzen sowie ein Kratzer die Späne gleichmäßig auf ein Dosierband, wobei die Spanverteilung der MS-Späne und DS-Späne ähnlich verlief. Sich auf dem Dosierband befindliche Streukästen gaben hierbei die Plattengröße vor. Nach dem Streuvorgang wurden die Spankuchen in der in Kapitel 5 erwähnten Heißpresse zu Spanplatten gepresst. Die weitere Bearbeitung der Spanplatten erfolgte entsprechend der Vorgehensweise im Labormaßstab.

6 Herstellung von MDF im Labormaßstab

Zur Herstellung der MDF wurden eine Beleimungstrommel, Stiftmühle, ein Streukasten, eine Vorpresse und eine Einetagenheißpresse verwendet. Als Ausgangsmaterial wurden Fichten-, Kiefern-, und Buchenfasern verwendet, die aus Holz mit einem Rindenanteil > 3 % hergestellt worden sind. Ein erhöhter Rindenanteil in MDF ist unpraktikabel, da sich hieraus Schwierigkeiten bei einer Lackierung oder Beschichtung der Platten ergeben. Ferner verursachen die erhöhten Asche- und Silikatgehalte von Rinden geringere Standzeiten des Refiners und anderer Mahlwerke und folglich erhebliche Mehrkosten (DEPPE und ERNST, 1996). Als Vorbereitung zur MDF-Herstellung wurden die Fasern zunächst auf eine Feuchte von ca. 5 % getrocknet. Anschließend erfolgte die Beleimung der Fasern in der Beleimtrommel sowie eine Auflockerung der beleimten Fasern mittels der Stiftmühle. Danach wurden die Fasern in einer Kastenform zu einem Faservlies gestreut und in der Einetagenheißpresse zu MDF gepresst. In Tabelle 6-1 und Tabelle 6-2 sind die Herstellungsparameter und die Zusammensetzung der Leimflotte aufgeführt.

Tabelle 6-1: Herstellungsparameter der im Labormaßstab hergestellten MDF aus Fichten-, Kiefern- und Buchenfasern

Herstellungsparameter	
Plattenaufbau	einschichtig
Plattenformat (Länge x Breite) [mm]	600 x 450
Plattendicke [mm]	20
Sollrohdichte [kg/m ³]	700
Presszeit [s/mm]	9
Pressdruck [bar]	220
Presstemperatur [°C]	200

Tabelle 6-2: Leimflottenzusammensetzung der im Labormaßstab hergestellten MDF aus Fichten-, Kiefern- und Buchenfasern

Leimflottenzusammensetzung und Dosierung	
Hydrophobierungsmittel:	Hydrowax 730 der Firma SASOL
Bindemittel:	UF Harz K 465 der BASF AG
Beleimung:	12,0 % Festharz auf atro Faser
Hydrophobierungsmittel:	1,0 % Trockensubstanz (TS) auf atro Faser

Nach dem Pressvorgang erfolgte eine Reifelagerung der Faserplatten von etwa 24 h. Im Anschluss wurden die Platten – wie auch die Spanwerkstoffe – geschliffen und besäumt.

7 Herstellung von Waldrestholzbriketts

Hintergrund für die Herstellung der Waldrestholzbriketts war die Idee, dass schwache Äste, die bei der Manipulation der Waldresthölzer abbrechen, ebenfalls verwertet werden können. Folglich wurden als Astholzsortimente mit einem Durchmesser unterhalb von 2 cm als Ausgangsmaterial für die Herstellung von Briketts verwendet. Die Untersuchungen beschränkten sich auf die Baumarten Buche und Fichte.

Die Herstellung von ca. 50 kg Partikel pro Baumart erfolgte mittels Trommelhacker und Messerringzerspaner. Anschließend wurden die Späne auf eine Restfeuchte von 12 % getrocknet und hinsichtlich ihrer Größe separiert und analysiert. Die Abmessungen der jeweiligen Spangrößen sind in Tabelle 7-1 aufgeführt.

Tabelle 7-1: Spangrößen zur Brikettherstellung aus den Baumarten Buche und Fichte

Faktion	Spangrößen
Fein	< 1mm x 3 mm
Grob	> 1mm x 3 mm – 4 mm x 4 mm
Gesamt	< 1mm x 3 mm – 4 mm x 4 mm

Aus den drei Spangrößenfraktionen beider Baumarten wurden anschließend in einer hydraulischen Kaltbrikettieranlage der FA. SPÄNEX getrennt nach Spangrößen Briketts gepresst. Nachfolgend sind in Tabelle 7-2 die Herstellungsparameter zur Brikettherstellung genannt.

Tabelle 7-2: Parameter zur Herstellung der Holzbriketts aus Buchen- und Fichtenwaldrestholz

Herstellungsparameter	
Hubanzahl Einlauf	2
Hubanzahl Auslauf	1
Presshubdauer [Min]	60
Hergestellte Briketts (Anzahl)	30
Eingangsfeuchte [%]	12
Ausgangsfeuchte (Ziel) [%]	8
Pressdruck [bar]	220
Presstemperatur [°C]	20 - 30

Nach der Herstellung erfolgte eine mehrstündige Reifelagerung der Briketts zur Erreichung einer gleichmäßig verteilten inneren Feuchte. Die Abbildung 7-1 zeigt einen Stang aus sieben Briketts, die aus feinen Waldrestholzpartikeln der Baumart Buche bestehen.



Abbildung 7-1: Briquettenstrang bestehend aus sieben Briquetts (Buchenwaldrestholz) (Foto: M.G.)

8 Werkstoffprüfung der Spanplatten

Nach einer 3-wöchigen Konditionierungsphase der im Labormaßstab hergestellten Spanplatten bei Normalklima (20 °C/65 % rel. Luftfeuchte) erfolgten die nachfolgend aufgelisteten Werkstoffprüfungen:

- Bestimmung der Rohdichte (DIN EN 323)
- Bestimmung der Biegefestigkeit und des Elastizitätsmoduls (DIN EN 310)
- Bestimmung der Querzugfestigkeit (DIN EN 319)
- Bestimmung der Abhebefestigkeit (DIN EN 311)
- Bestimmung der Dickenquellung (DIN EN 317)
- Bestimmung des Formaldehydgehaltes (DIN EN 120)

Hierzu wurden aus den Spanplatten entsprechende Probekörper angefertigt, deren Abmessungen und Anzahl in Tabelle 8-1 aufgeführt sind.

Tabelle 8-1: Abmessungen und Anzahl bzw. Gewicht der Probekörper für die jeweiligen Werkstoffprüfungen

Parameter	Abmessungen [mm]	Anzahl bzw. Gewicht der Probekörper
Rohdichte	50 x 50	10 Stück
Querzugfestigkeit	50 x 50	10 Stück
Biegefestigkeit, E-Modul	50 x 400	10 Stück
Abhebefestigkeit	50 x 50	10 Stück
Dickenquellung	50 x 50	10 Stück
Perforatorwert	25 x 25	2 x 110 g
Flaschenwert	25 x 25	6 Stück

Neben den Referenzplatten aus Industriespänen und Spänen aus entrindetem Stammholz dienten zur Beurteilung der Waldrestholzplatten die Anforderungen der EN 312-2 für eine Verwendung der Platten für Inneneinrichtungen im Trockenbereich.

8.1 Ergebnisse der Werkstoffuntersuchungen

Nachfolgend sind die Ergebnisse der Werkstoffprüfungen für die im Pilotmaßstab aus Stangenhölzern hergestellten Spanplatten der Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie aufgeführt. Diese werden, wie auch die Ergebnisse für die Referenzplatten aus Industriespänen, grafisch dargestellt. Die übrigen Ergebnisse der im Labormaßstab hergestellten Platten sind im Anhang tabellarisch zusammengestellt. Da die jeweiligen Rindenanteile der Waldresthölzer einen Einfluss auf die Platteneigenschaften ausüben dürften, sind in der folgenden Tabelle 8-2 die Rindenanteile der für die Pilotversuche verwendeten Waldresthölzer und der Industriespäne erneut aufgeführt.

*Tabelle 8-2: Rindenanteile der für die Pilotversuche verwendeten Stangenbölzer
sowie der Industriespäne*

Baumart	Variante	Rindenanteile [%]
Buche	Stangenholz	10,1
Eiche	Stangenholz	19,9
Fichte	Stangenholz	13,6
Kiefer	Stangenholz	10,4
Douglasie	Stangenholz	10,2
Referenz	Industriespäne	3 - 5

8.2 Bestimmung der Rohdichte (DIN EN 323)

Die Rohdichte übt wesentlichen Einfluss auf die meisten physikalisch-technologischen Eigenschaften der Spanplatten aus. Für einen Vergleich verschiedener Plattenvarianten ist es daher erforderlich, dass deren Rohdichten bekannt und untereinander vergleichbar sind. In Tabelle 13-6 (Anhang) sind die Rohdichten aller im Labormaßstab hergestellten Platten aufgeführt. Sie liegen zwischen 686 kg/m³ und 717 kg/m³, woraus sich eine Schwankungsbreite von maximal ca. 4,3 % und folglich eine Vergleichbarkeit der Platten ergibt. Ebenfalls geht aus Tabelle 13-6 hervor, dass die angestrebte Rohdichte von 700 kg/m³ von allen Plattenvarianten mit geringen Abweichungen erreicht wurde.

Die im Pilotmaßstab hergestellten Spanplatten der Stangenholzvarianten besitzen ein Rohdichtespektrum von 689 kg/m³ bis 708 kg/m³. Somit wurde die Zielrohdichte von 700 kg/m³ zuverlässig eingehalten; die Plattenrohdichten schwanken lediglich um 2,7 %.

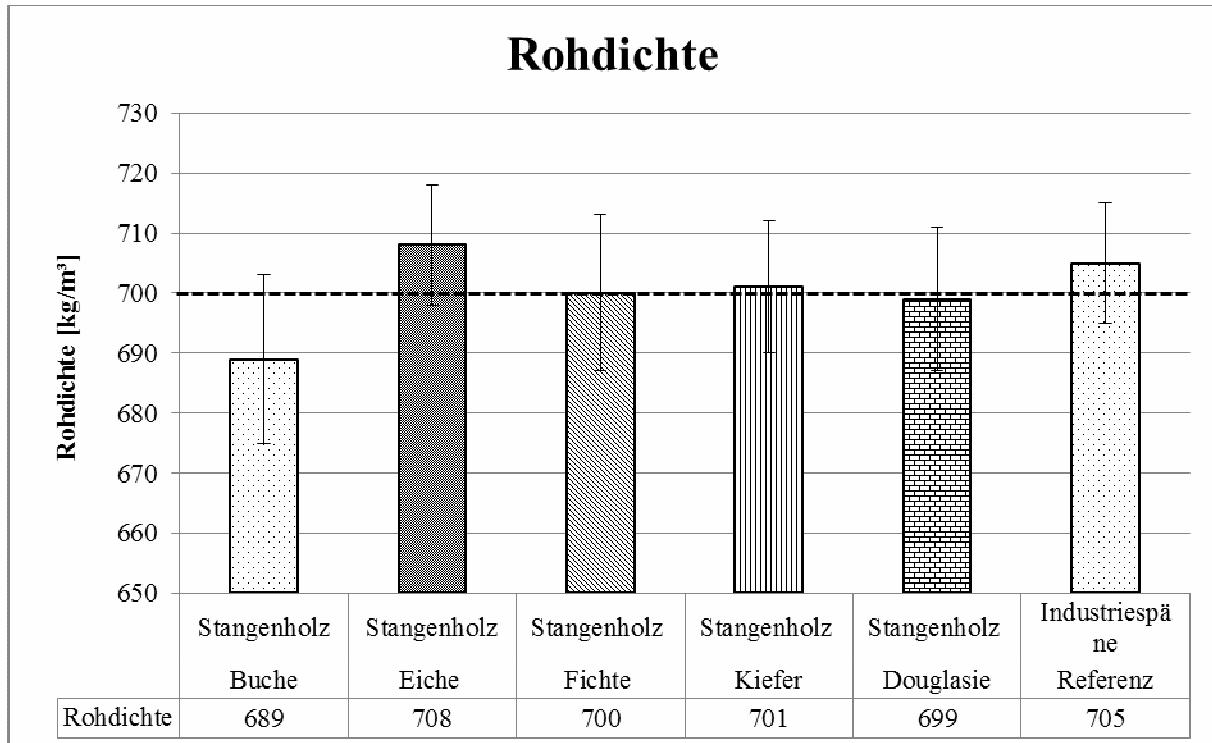


Abbildung 8-1: Rohdichten der verschiedenen im Pilotmaßstab hergestellten Spanplatten aus Waldresthölzern (Stangenhölzern) der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie. Zum Vergleich dienten Platten aus Industriespänen. (die gestrichelte Linie symbolisiert die angestrebte Zielrohdichte von 700 kg/m³)

Rohdichteprofil

Neben der durchschnittlichen Rohdichte beeinflusst auch die Rohdichteverteilung über den Plattenquerschnitt insbesondere die Festigkeitseigenschaften maßgeblich. Daher wurden Rohdichteprofile aller Plattenvarianten mit Hilfe des Dichteprofilmessgerätes DA-X der FIRMA GRECON aufgezeichnet. Abbildung 8-2 zeigt ein typisches Rohdichteprofil einer Spanplatte. Um einen Beplankungseffekt zu erreichen, steigt die Rohdichte über den Querschnitt einer Spanplatte zu den Oberflächen der Plattenober- und -unterseite an. Alle hergestellten Spanplatten zeigen ein vergleichbares Rohdichteprofil mit einem ausgeprägten Abfall der Rohdichte von der Deck- hin zur Mittelschicht (vgl. Abbildung 13-1 im Anhang).

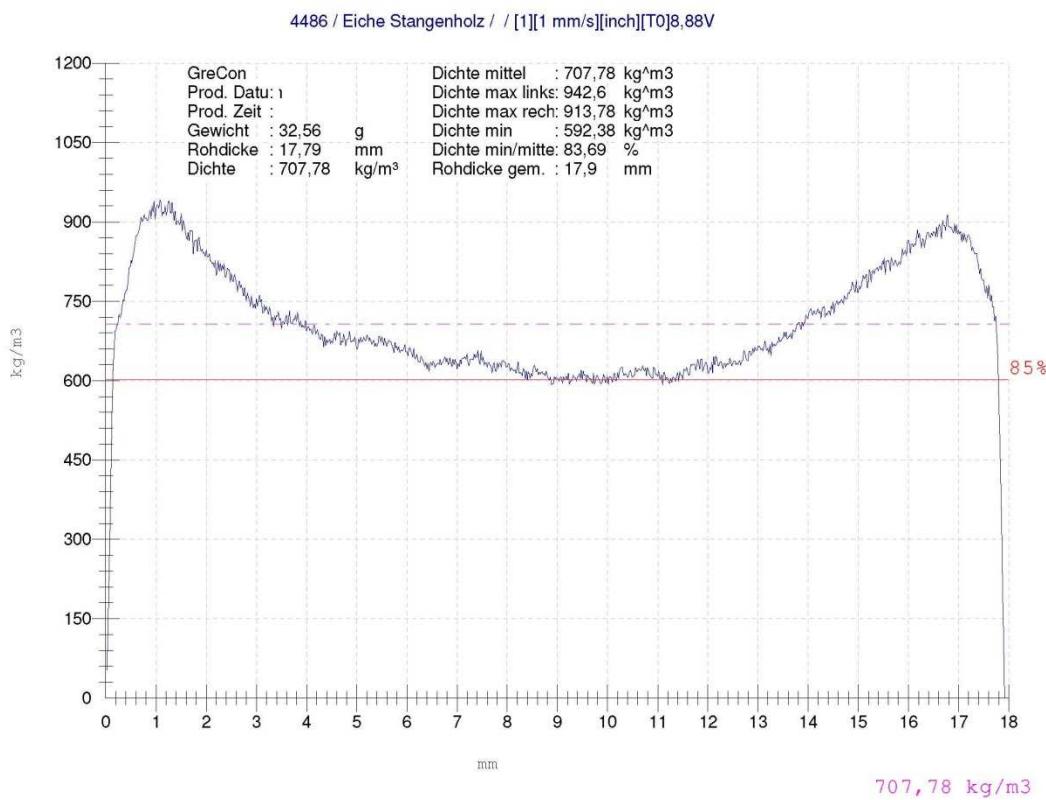


Abbildung 8-2: Typisches Dichteprofil einer Spanplatte

8.3 Bestimmung der Biegefestigkeit und des E-Moduls (DIN EN 310)

Die Biegefestigkeit einer Spanplatte gibt die maximale Belastbarkeit (N/mm^2) einer Platte senkrecht zur Plattenebene an. Bei einer Biegebelastung einer Platte treten auf der Lastseite Druckkräfte und auf der Unterseite Zugkräfte auf. Sie ist bei der praktischen Verwendung der Platten die wichtigste Festigkeitseigenschaft. Maßgeblich für die Biegefestigkeit einer Spanplatte sind die Festigkeiten der Deckschichten, die zum einen von der Rohdichte der Platte aber auch von der Rohdichteverteilung über den Plattenquerschnitt abhängt.

Tabelle 13-7 (Anhang) zeigt, dass alle im Labormaßstab hergestellten Platten aus Waldrestholz und entrindetem Stammholz sowie die Referenzplatten aus Industriespänen den Mindestanforderungen der EN 312-2 (11 N/mm^2) genügen. Innerhalb der Spanplatten aus Buchen- und Fichtenwaldrestholz nimmt die Biegefestigkeit mit steigendem Rindenanteil geringfügig ab. Innerhalb der Nadelhölzer wiesen die Platten aus den Astholzsortimenten die niedrigsten Biegefestigkeiten ($12,73 \text{ N/mm}^2$ bis $13,21 \text{ N/mm}^2$) auf. Dies lässt sich auf den hohen Rindenanteil des Astholzes zurückführen (vgl. Abbildung 3-2). Den höchsten Wert konnten die Platten aus Kronenholz der Fichte erreichen ($20,56 \text{ N/mm}^2$). Innerhalb der Platten aus Kiefer bzw. Douglasie weisen die Werkstoffe aus entrindetem Stammholz eine höhere Biegefestigkeit ($15,02 \text{ N/mm}^2$ bzw. $15,94 \text{ N/mm}^2$) auf als die Platten aus den entsprechenden Waldrestholzsortimenten. Die Biegefestigkeiten der Laubholzplatten unterschieden sich kaum von den Nadelholzvarianten. Im Fall der Buche lässt sich erkennen, dass mit steigendem Rindenanteil die Biegefestigkeit abnimmt, während dies bei der Eiche nicht durchgängig zu beobachten ist. Die

Referenzplatten aus Industriespänen waren hinsichtlich der Biegefestigkeit im oberen Bereich sämtlicher erzielter Ergebnisse zu finden.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die ermittelten Biegefestigkeiten weitgehend in einem Wertebereich zwischen 11,5 N/mm² und 17,5 N/mm² liegen und folglich oberhalb der Mindestanforderung der EN312-2 angesiedelt sind. Lediglich die Platten aus Fichtenkronenholz übertreffen alle anderen Platten deutlich. Ein Vergleich zwischen den Biegefestigkeiten der rindenhaltigen Waldrestholzplatten und den Platten aus entrindetem Stammholz zeigt, dass bei den Laubbaumarten hier kaum Unterschiede feststellbar sind, während bei den Nadelhölzern die Platten aus entrindetem Stammholz durchweg am besten abschneiden.

Wie aus Abbildung 8-3 erkennbar wird, übertreffen die Biegefestigkeiten der an der Pilotanlage aus Stangenholzern hergestellten Spanplatten mit Werten zwischen 14,23 N/mm² und 16,10 N/mm², durchweg die Mindestanforderung der EN 312-2. Im Vergleich zu Platten aus industrieüblichen Spänen liegen die Biegefestigkeiten der mit Waldrestholzern hergestellten Platten nur geringfügig niedriger bzw. zeigen im Fall von Buchenwaldrestholz ebenbürtige Resultate. Zur Einsparung von Rohmaterialien ließe sich die Plattenrohdichte unter Berücksichtigung der Anforderungen der EN 312-2 verringern.

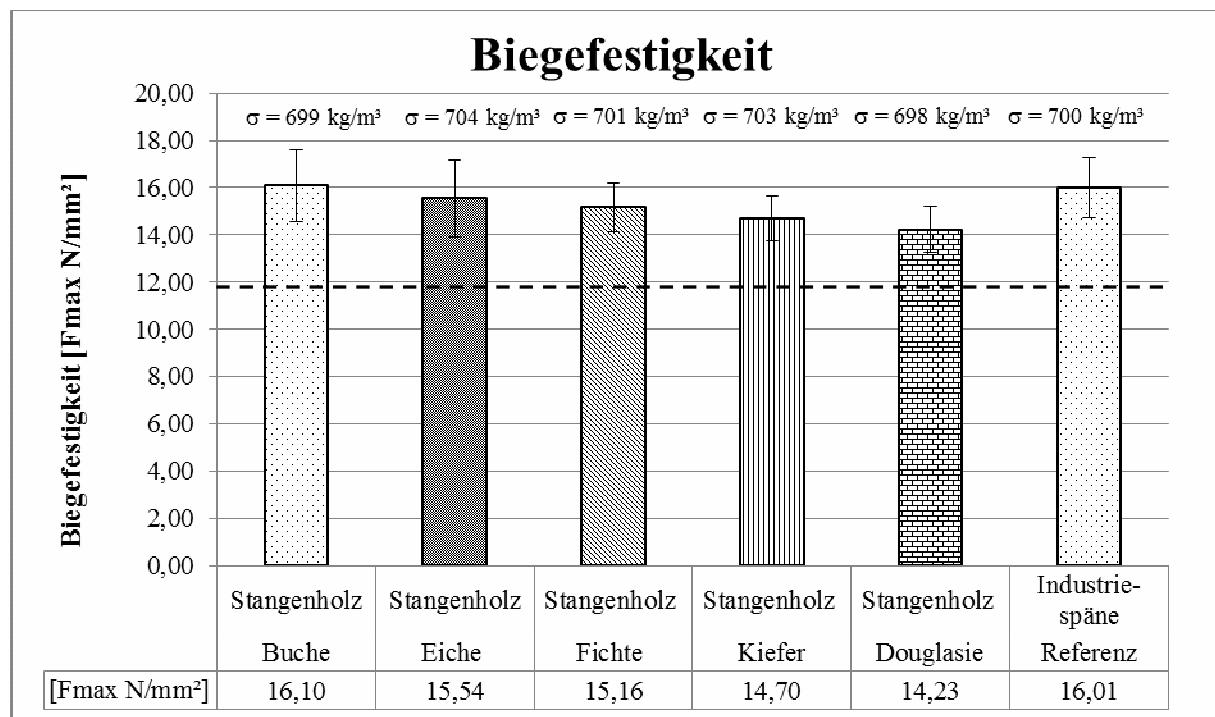


Abbildung 8-3: Biegefestigkeiten der verschiedenen im Pilotmaßstab hergestellten Spanplatten aus Waldrestholz (Stangenholz) der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie. Zum Vergleich dienten Platten aus Industriespänen. (die gestrichelte Linie symbolisiert den Grenzwert von 11 N/mm² der EN 312-2)

Biege-Elastizitätsmodul (E-Modul)

Der E-Modul der Prüfkörper wurde in einem Zuge mit der Biegefestigkeit der Prüfkörper bestimmt. Er ist ein Maß für den Widerstand, den ein Werkstoff einer Biegebelastung im elastischen Bereich entgegengesetzt.

Hinsichtlich des Biege-E-Moduls der Platten zeigt sich, dass der nach DIN EN 312 geforderte Wert für Spanplatten der Klasse P 2 ($1,6 \text{ kN/mm}^2$) von allen Plattenvarianten z.T. erheblich überschritten wird (vgl. Tabelle 13-8). Bei einem Vergleich zwischen den Biegefestigkeiten und E-Modulen zeigt sich, dass nicht immer eine Proportionalität zwischen den beiden Messgrößen besteht. Beispielsweise beträgt die Biegefestigkeit bzw. der E-Modul der Platten aus entrindetem Stammholz der Douglasie $15,94 \text{ N/mm}^2$ bzw. $2,15 \text{ kN/mm}^2$, während für Prüfkörper aus Douglasienstangenholz eine deutlich geringere Biegefestigkeit ($13,23 \text{ N/mm}^2$) ermittelt wurde, obschon der entsprechende E-Modul mit $2,22 \text{ kN/mm}^2$ höher ausfällt. Vermutlich hängt dieser Sachverhalt mit der Inhomogenität der im Labormaßstab hergestellten Platten zusammen.

Die im Pilotmaßstab hergestellten Stangenholzvarianten erfüllen bezüglich des E-Moduls ebenfalls die Anforderungen der EN 312-2 von $1,6 \text{ kN/mm}^2$ deutlich (Abbildung 8-4). Auch hier zeigt sich keine deutlich erkennbare Abhängigkeit des E-Moduls der Platten von der jeweils zugehörigen Biegefestigkeit.

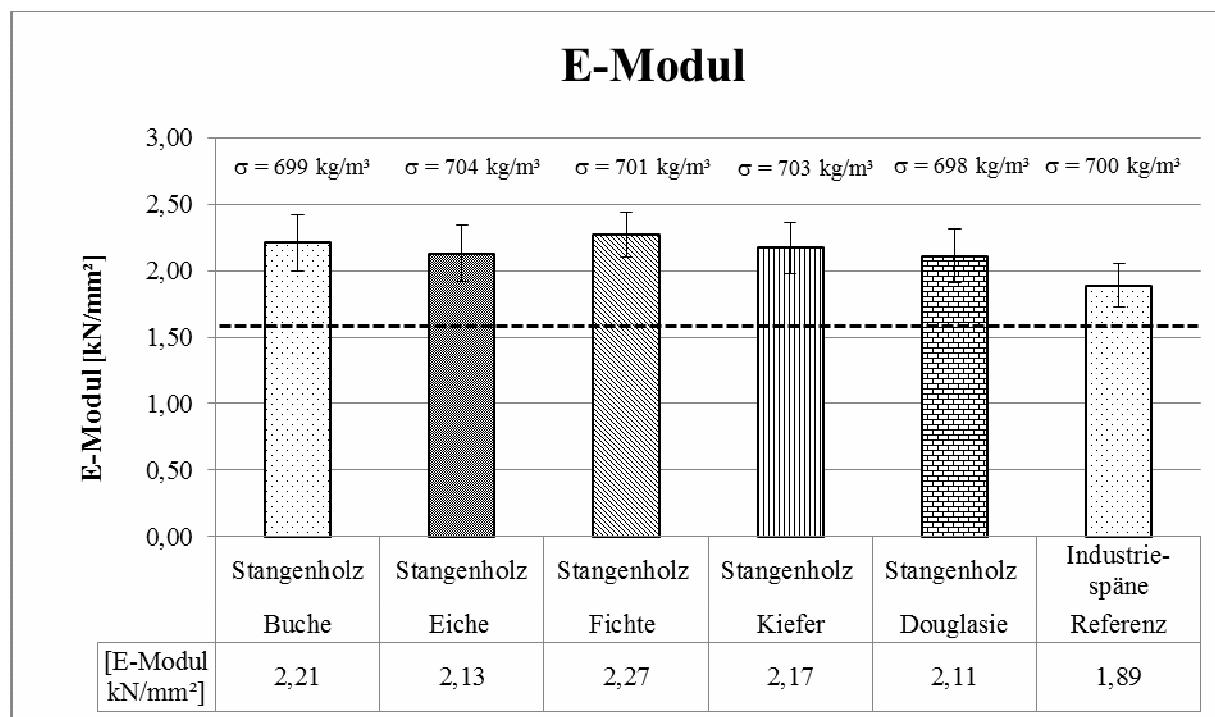


Abbildung 8-4: E-Moduln der verschiedenen im Pilotmaßstab hergestellten Spanplatten aus Waldrestholz (Stangenholz) der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie. Zum Vergleich dienten Platten aus Industriespänen. (die gestrichelte Linie symbolisiert den Grenzwert von $1,6 \text{ kN/mm}^2$ der EN 312-2)

8.4 Bestimmung der Querzugfestigkeit (DIN EN 319)

Fichtenkronenholz mit einem Rindenanteil von 9,8 % lediglich eine Querzugfestigkeit von 0,70 N/mm² und Platten aus Kiefernchronenholz mit einem Rindenanteil von 12,4 % eine Festigkeit senkrecht zur Plattenoberfläche von 0,56 N/mm². Gegenüber Platten aus entrindetem Stammholz wiesen solche aus Waldrestholzern mit Ausnahme der Douglasie weitgehend höhere Querzugfestigkeiten auf, so dass festgehalten werden kann, dass Waldrestholz die Querzugfestigkeiten daraus hergestellter Platten nicht zwingend negativ. Die Querzugfestigkeit ist ein Maß für die maximale Belastbarkeit einer Spanplatte senkrecht zur Oberfläche. Zumeist versagen Spanplatten bei dieser Prüfung in der MS, da die Rohdichte zur Plattenmitte hin abfällt, der Beleimungsgrad in der MS geringer ist und die Presstemperatur zur Aushärtung des Bindemittels nur verzögert und abgeschwächt auf die MS einwirkt. Die Querzugfestigkeit ist somit ein Maß für die Güte der Verleimung an ihrer schwächsten Stelle in der MS. Um sie zu ermitteln, wird ein Probekörper mit Hilfe von zwei Prüfjochen, die beidseitig auf die Probekörperoberflächen geklebt werden, auseinander gezogen.

Die Ergebnisse der Prüfung der Querzugfestigkeit aller im Labormaßstab hergestellter Platten liegen, wie Tabelle 13-9 (Anhang) verdeutlicht, erheblich über dem in der DIN EN 312 geforderten Wert von 0,35 N/mm² für Spanplatten der Klasse P2. Innerhalb der Platten aus Laubwaldrestholzern ließen die Varianten mit dem höchsten Rindenanteil (2 cm bis 4 cm) die niedrigsten Querzugfestigkeiten erkennen (0,56 N/mm² bzw. 0,53 N/mm² für Buche bzw. Eiche). Die Plattenvarianten aus Stangenholz der Buche (0,77 N/mm²) und Eiche (0,93 N/mm²) übertrafen die zum Vergleich aus Industriespänen (0,73 N/mm²) z.T. deutlich. Folglich scheinen sich Baumrinden erst in größeren Anteilen negativ auf die Querzugfestigkeiten von Spanplatten auszuwirken. Innerhalb der Nadelwaldrestholzer lässt sich dieser Sachverhalt nicht ableiten. Die Astholzsortimente der Fichte (22,5 % Rinde) und Kiefer (28 % Rinde) zeigten mit 0,77 N/mm² (Fichte) und 0,61 N/mm² (Kiefer) vergleichsweise hohe Querzugfestigkeiten, die die Platten mit deutlich geringerem Rindenanteil deutlich übertrafen. So zeigten Platten aus beeinflussen muss.

Die Querzugfestigkeiten der im Pilotmaßstab hergestellten Platten aus Stangenholzern sind in Abbildung 8-5 dargestellt. Wie ersichtlich werden die Anforderungen der EN 312-2 durchgängig um mehr als das doppelte überboten. Die Platten aus Industriespänen zeigen mit 1,09 N/mm² die höchsten Werte. An zweiter Stelle liegt die Variante aus Eichenstangenholz, die innerhalb dieser Platten mit 19,9 % die mit Abstand höchsten Rindenanteile aufwies. Im Vergleich zu den im Labormaßstab hergestellten Platten liegen die Querzugfestigkeiten der im Pilotmaßstab hergestellten Platten deutlich höher, was auf die industrienäheren Aggregate zur Beleimung der Späne und Streuung der Spankuchen zurückzuführen sein dürfte. Die Normwerte ließen sich auch mit Platten geringerer Rohdichte erreichen, was wiederum Potenzial hinsichtlich der Einsparung an Material und Bindemittel aufzeigt.

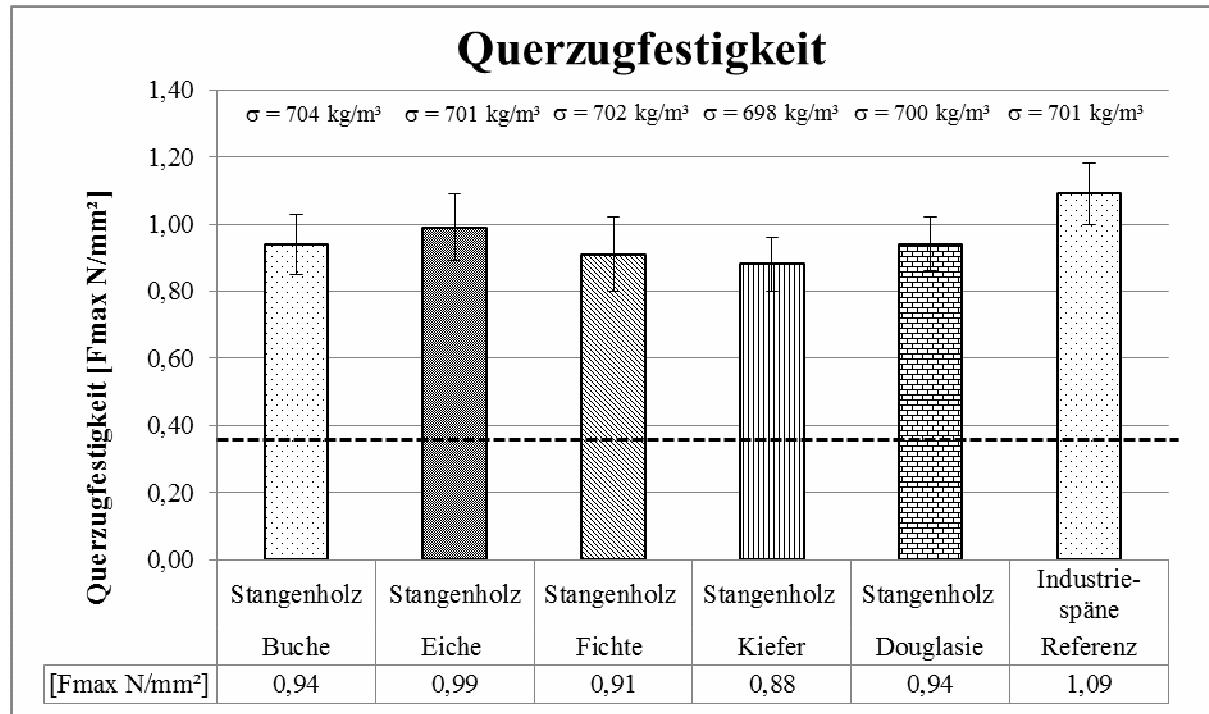


Abbildung 8-5: Querzugfestigkeiten der verschiedenen im Pilotmaßstab hergestellten Spanplatten aus Waldrestholz (Stangenholz) der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie. Zum Vergleich dienten Platten aus Industriespänen. (die gestrichelte Linie symbolisiert den Grenzwert von 0,35 N/mm² der EN 312-2)

8.5 Bestimmung der Abhebefestigkeit (DIN EN 311)

Die Abhebefestigkeit ist die Kraft (N/mm²), die aufgebracht werden muss, um eine Spanplatte in dem Übergangsbereich zwischen Deckschicht und Mittelschicht zu trennen. In diesem Bereich fällt die Rohdichte und damit auch die Festigkeit der Platte deutlich ab (vgl. Abbildung 13-1). Mit Hilfe dieser Messgröße wird die Verleimungsqualität einer Platte in diesem Bereich ermittelt.

Alle im Labormaßstab hergestellten Varianten aus Waldrest- und Stammholz sowie die Referenzplatten aus Industriespänen übertreffen die den nach DIN EN 312 geforderten Wert für Spanplatten der Klasse P 2 von 0,8 N/mm² deutlich (Tabelle 13-10). Die Platten aus Waldresthölzern der Buche ergaben die höchsten Resultate; die Abhebefestigkeit der aus Industriespänen hergestellten Platten von 1,40 N/mm² konnte von der Buchenvariante 2 cm bis 4 cm und 7 cm bis 16 cm, dem Buchenstangenholz aber auch dem Eichenstangenholz übertroffen werden. Waldrestholz der untersuchten Nadelhölzer ergaben mit 0,86 N/mm² (Kiefernstangenholz) und 1,21 N/mm² (Fichtenstangenholz) tendenziell niedrigere Resultate.

Die in Abbildung 8-6 dargestellten Abhebefestigkeiten der im Pilotmaßstab hergestellten Platten zeigen eine der Querzugfestigkeiten entsprechende Rangfolge. Mit Ausnahme der Plattenvariante aus Kiefernstangenholz (0,83 N/mm²), die bereits auch eine vergleichsweise niedrige Querzugfestigkeit aufwies, übertreffen sämtliche Platten die Anforderungen der EN 312-2 von 0,80 N/mm² deutlich. Offenbar wirkt sich die Kiefernrinde negativ auf die Verleimung aus. Die Abhebefestigkeit der Referenzplatten aus Industriespänen wird von den Platten aus Waldresthölzern wiederum nicht erreicht.

Eine Verbesserung der Resultate durch das Pilotverfahren lässt sich aus den Ergebnissen hier nicht ableiten.

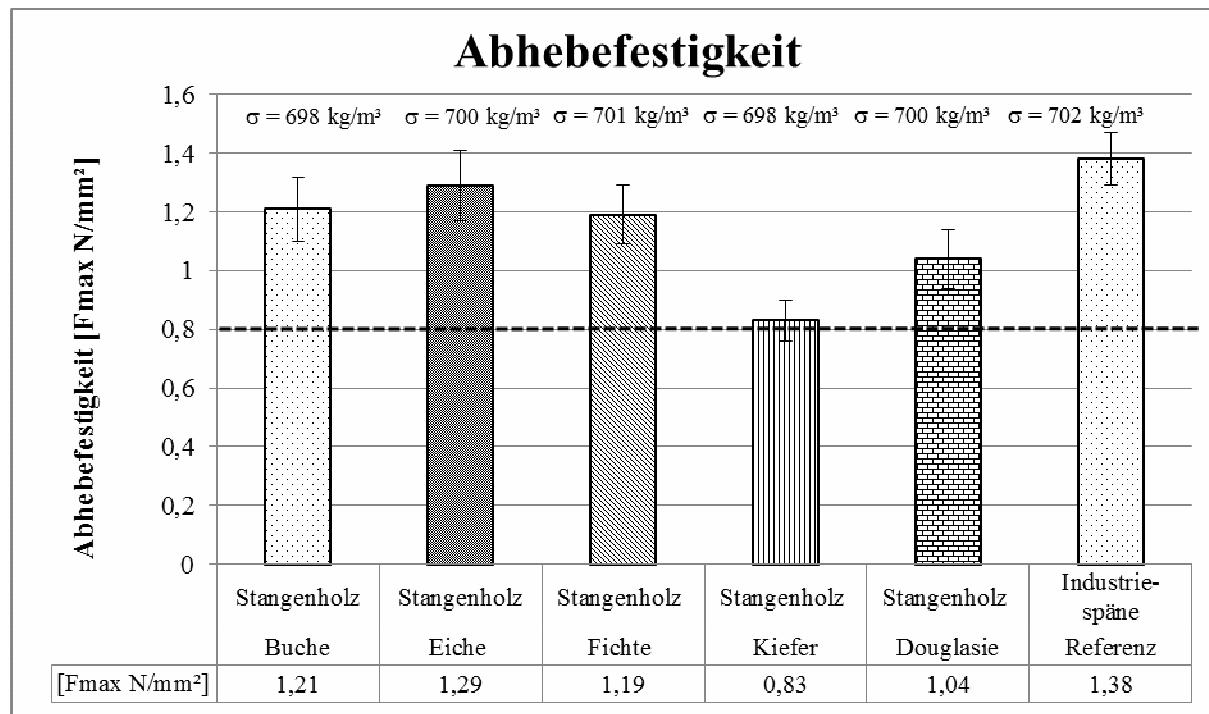


Abbildung 8-6: Abhebefestigkeiten der verschiedenen im Pilotmaßstab hergestellten Spanplatten aus Waldrestholz (Stangenholz) der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie. Zum Vergleich dienten Platten aus Industriespänen. (die gestrichelte Linie symbolisiert den Grenzwert von 0,80 N/mm² der EN 312-2)

8.6 Bestimmung der Dickenquellung (DIN EN 317)

Zur Bestimmung der Dickenquellung wird die prozentuale Zunahme der Plattendicke nach einer Wasserlagerung (24 h nach EN 317) der Plattenprüfkörper ermittelt. Die Dickenquellung von Holzwerkstoffen wird zum einen durch die Sorptionseigenschaften des verwendeten Holzes und zum anderen durch die Güte und Wasserbeständigkeit der Verleimung bestimmt.

Wie Tabelle 13-11 (Anhang) zeigt, wird die Dickenquellung nach 24 h der Buchenplattenvarianten aus entrindetem Stammholz (25,1 %) durch die rindenhaltigen Waldrestholzsortimente, die eine Dickenquellung von lediglich 11,1 % (Stangenholz) bis 16 % (4 cm bis 7 cm) aufwiesen, positiv beeinflusst. Ähnliches lässt sich aus den Quellwerten der Plattenvarianten aus Kiefernholzern ableiten. Im Fall der Eichen- und Douglasienholzer hingegen wurden bei Platten aus entrindetem Stammholz (8,2 %) die niedrigsten Werte ermittelt. Dies lässt sich durch den hohen Anteil an hydrophoben Kernholzspänen begründen. Innerhalb der Platten aus Fichtenholzern scheint die Dickenquellung nach 24 h durch rindenhaltige Waldrestholzler kaum beeinflusst zu werden. Die EN DIN 312 sieht keine Anforderungen für die Dickenquellung von Spanplatten der Klasse P2 vor. Werden die Anforderungen der ehemals gültigen DIN 68763-V20 zugrunde gelegt, überschreiten die Plattenvarianten Buche 4 cm – 7 cm, Buchenstammholz, Eiche 2cm – 4 cm, Eiche 4 cm – 7 cm, Kiefernstammholz, Douglasienkronen- und -stangenholz sowie die Industriespanvariante den entsprechenden Grenzwert von 15 %.

Die im Pilotmaßstab hergestellten Platten aus Stangenhölzern sowie aus Industriespänen zeigen nach einer Wasserlagerung von 24 h Quellwerte zwischen ca. 9,7 % und 12,9 % (Abbildung 8-7). Die Nadelhölzer schneiden hier tendenziell besser als die Platten aus Laubholz- und Industriespänen ab. Der Grenzwert von 14 % der ehemals gültigen DIN 68763-V20 wird von allen im Pilotmaßstab hergestellten Platten eingehalten.

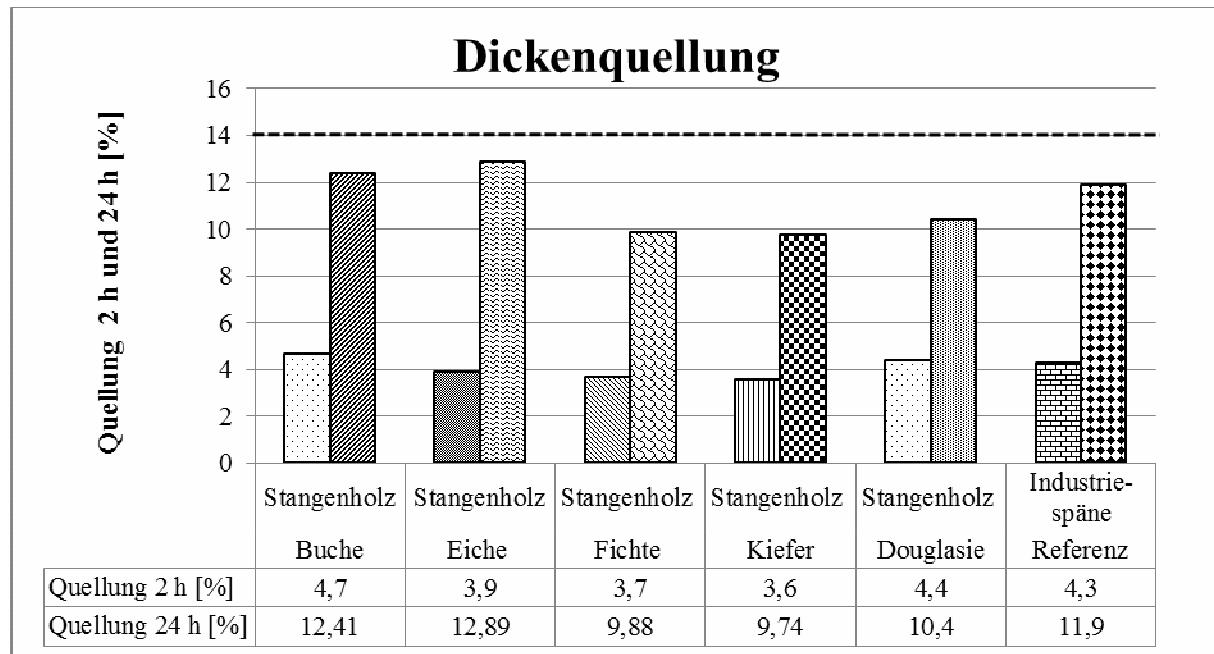


Abbildung 8-7: Dickenquellung (2 h und 24 h) der verschiedenen im Pilotmaßstab hergestellten Spanplatten aus Waldrestholz (Stangenholz) der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie. Zum Vergleich dienten Platten aus Industriespänen. (die gestrichelte Linie symbolisiert den Grenzwert der ehemals gültigen DIN 68763 für Platten der Qualität V20) Die aktuelle EN 312 sieht für Platten der Klasse P2 keinen Grenzwert vor.

8.7 Bestimmung des Formaldehydgehalts (DIN EN 120)

Die Bestimmung des Formaldehydgehaltes mittels der Perforatormethode ist in DIN EN 120 beschrieben. Das Prinzip dieses Verfahrens beruht auf einer Extraktion des in den Prüfkörpern enthaltenen un- oder schwach gebundenen Formaldehyds mit Hilfe von siedendem Toluol. Der Formaldehydgehalt einer Spanplatte, gemessen nach der Perforatormethode, korreliert mit der tatsächlichen Formaldehydemission aus Spanplatten. Dieses Messverfahren ist relativ einfach und dient zur Eigen- und Fremdüberwachung einer Spanplattenproduktion, wobei bestimmte Anforderungen (vgl. Tabelle 8-3) eingehalten werden müssen. In Deutschland dürfen nur Spanplatten in den Verkehr gebracht werden, deren Formaldehydemission nach der Kammermethode (EN 717-1) unterhalb von 0,1 ppm angesiedelt ist. Der entsprechende höchst zulässige Perforatorwert beträgt im Mittel 6,5 mg/100 g atro Platte, wobei Einzelwerte von bis zu 8,0 mg/100 g atro Platte zulässig sind. In Kalifornien (USA) wurde die Formaldehydemission aus Spanplatten ab dem 01.01.2011 auf 0,09 ppm (California Air Resources Board Phase II (CARB II)), gemessen nach ASTM E 1333 (Standard Test Method for Determining Formaldehyde Concentrations in Air and Emission Rates from Wood Products Using a Large Chamber), begrenzt (vgl. Tabelle 8-3). Dies entspricht einem Kammerwert nach EN 717-1 von 0,065 ppm

(MARUTZKY und MEYER 2009) bzw. einem Perforatorwert von ca. 3,9 mg/100 g atro Platte. Die nachfolgende Tabelle 8-3 zeigt die Anforderungen der CARB I bzw. II zur Emission von Formaldehyd aus Spanplatten. Als Reaktion hierauf gab die European Panel Federation die Empfehlung heraus den maximal zulässigen Perforatorwert auf 4 mg HCOH/100 g atro Platte zu begrenzen (EPF-S). In der aktuell geführten Diskussion wird die Zuverlässigkeit des Perforatorwertes im niedrigen Emissionsbereich jedoch stark angezweifelt, so dass die Bedeutung dieser Messmethode in Zukunft vermutlich abnehmen wird.

Tabelle 8-3: Korrelationen zwischen dem maximal zulässigen Formaldehydgehalt (Perforatormethode) und den Grenzwerten der europäischen Kammermethode (EN 717-1) und der amerikanischen Kammermethode (ASTM E 1333) für Spanplatten

Regelung:	Grenzwert:	Grenzwert lt. Korrelationen mit EN 120: Einzelwert (Mittelwert) [mg/100 g atro Platte]
DIBt-100 (1994)	0,1 ml/m ³ (ppm) gem. EN 717-1	8 (6,5)
CARB P1 (01.01.2009)	0,18 ppm gem. ASTM E 1333	7,5 (orientierende Werte)
CARB P2 (01.01.2011)	0,09 ppm gem. ASTM E 1333	3,9 (orientierende Werte)

In Tabelle 13-12 (Anhang) sind die Formaldehydgehalte der im Labormaßstab hergestellten Platten aufgeführt. Hieraus lässt sich entnehmen, dass für alle fünf Plattenvarianten aus entrindetem Stammholz ähnliche Perforatorwerte zwischen ca. 5 mg/100 g Platte und 5,5 mg/100 g ermittelt wurden. Der Formaldehydgehalt der aus Waldresthölzern hergestellten Platten liegt durchgängig erheblich niedriger. Platten aus dem Sortiment Eiche Astholz (2 cm bis 4 cm) haben einen um 48 % niedrigeren Perforatorwert als die vergleichbaren Platten aus entrindetem Stammholz. Auch gegenüber den Platten aus Industriespänen (4,8 mg/100 g Platte) fällt der Perforatorwert der rindenhaltigen Platten zumeist deutlich geringer aus, und dieses obwohl den Industriespänen während der Herstellung bereits Formaldehyd bindende Substanzen zugemischt worden sind. Folglich kann festgehalten werden, dass Rindenanteile als Formaldehydfänger wirken und die Formaldehydemission aus den damit hergestellten Platten reduzieren. Besonders ausgeprägt ist dies bei Platten aus Waldresthölzern der Eiche, Douglasie und Kiefer. Aus der Literatur ist bekannt, dass extraktstoffreiches Eichenholz zu Spanplatten mit niedriger Formaldehydabgabe führt (LELIS und ROFFAEL 1995). Auch aus weiteren Quellen geht hervor, dass Rinden Formaldehyd zu binden vermögen. So ist ROFFAEL (1976) zu entnehmen, dass Eichen- und Fichtenrinden formaldehydreaktive Polyphenole enthalten, die die Formaldehydemissionen aus damit hergestellten Spanplatten senken (ROFFAEL 1976).

Die Perforatorwerte der im Pilotmaßstab hergestellten Platten aus Stangenholzern (Abbildung 8-8) lassen ebenfalls den Schluss zu, dass durch Rinde der Formaldehydgehalt in den damit hergestellten Platten deutlich reduziert werden kann. Der Formaldehydgehalt dieser Platten liegt zwischen ca. 4 mg/100 g Platte und ca. 4,5 mg/100 g Platte, während Platten, die zuvor mit Formaldehyd bindenden Substanzen

behandelten Industriespänen hergestellt wurden, einen Perforatorwert von ca. 5,8 mg/100 g Platte ergaben. Hieraus lässt sich der Schluss ziehen, dass es mit formaldehydarmen Bindemittelformulierungen und der Zugabe von Rinde relativ einfach sein dürfte, Platten herzustellen, die zumindest den EPF-S-Wert von 4 mg/100 g Platte einhalten.

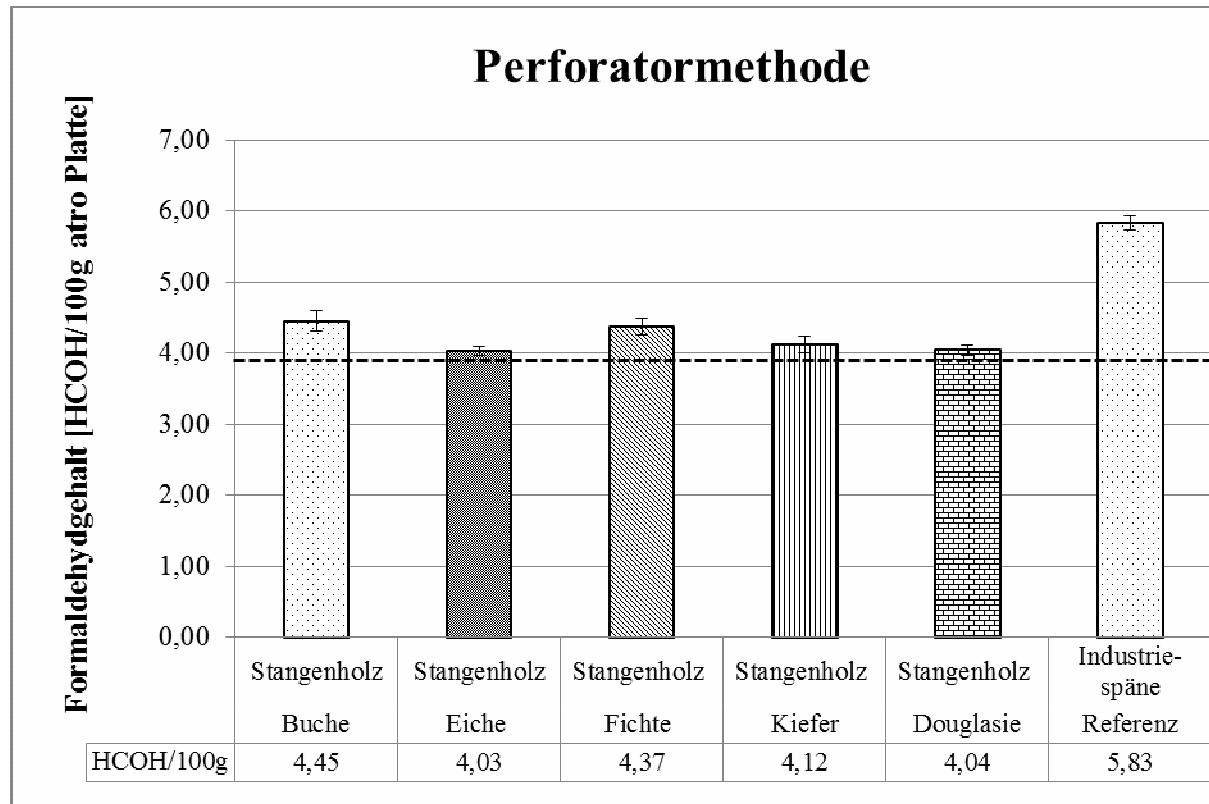


Abbildung 8-8: Perforatorwerte der verschiedenen im Pilotmaßstab hergestellten Spanplatten aus Waldrestholz (Stangenholz) der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie. Zum Vergleich dienten Platten aus Industriespänen. (die gestrichelte Linie symbolisiert einen Perforatorwert von 3,9 mg HCOH/ 100g atro Platte der sich an die Anforderungen der CARB II orientiert).

8.8 Bestimmung der Formaldehydemission (EN 717-3)

Die Flaschenmethode (EN 717-3) ist eine weitere Methode zur Erfassung der Formaldehydabgabe aus Holzwerkstoffen. Hierzu werden Prüfkörper einer bestimmten Masse in einem verschlossenen Behälter (500 ml) bei 40°C für 3 h bzw. 24 h über 50 ml Wasser aufgehängt. Anschließend wird der abgegebene und durch das Wasser absorbierte Formaldehyd photometrisch bestimmt.

Die in Tabelle 13-13 zusammengestellten Flaschenwerte, gemessen nach 24 h, bestätigen die Untersuchungen nach dem Perforatorverfahren (vgl. Abschnitt 8.7). Es zeigt sich, dass Platten mit Rindenanteilen durchweg weniger Formaldehyd freisetzen als solche ohne Rinde. Die Werkstoffe aus Industriespänen geben weniger Formaldehyd ab als Platten aus entrindetem Stammholz. Ebenso zeigen die Platten aus Eichenwaldresthölzern sehr geringe Emissionswerte.

Wie auch bei den Perforatorwerten unterscheiden sich die mit der Flaschenmethode ermittelten Werte für die im Pilotmaßstab hergestellten Platten aus Waldresthölzern kaum (Abbildung 8-9). Die ermittelten

Resultate schwanken zwischen ca. 60 mg/1000 g Platte und ca. 75 mg/1000g Platte, während die Plattenvariante aus Industriespänen deutlich mehr Formaldehyd emittiert (119 mg/1000 g Platte).

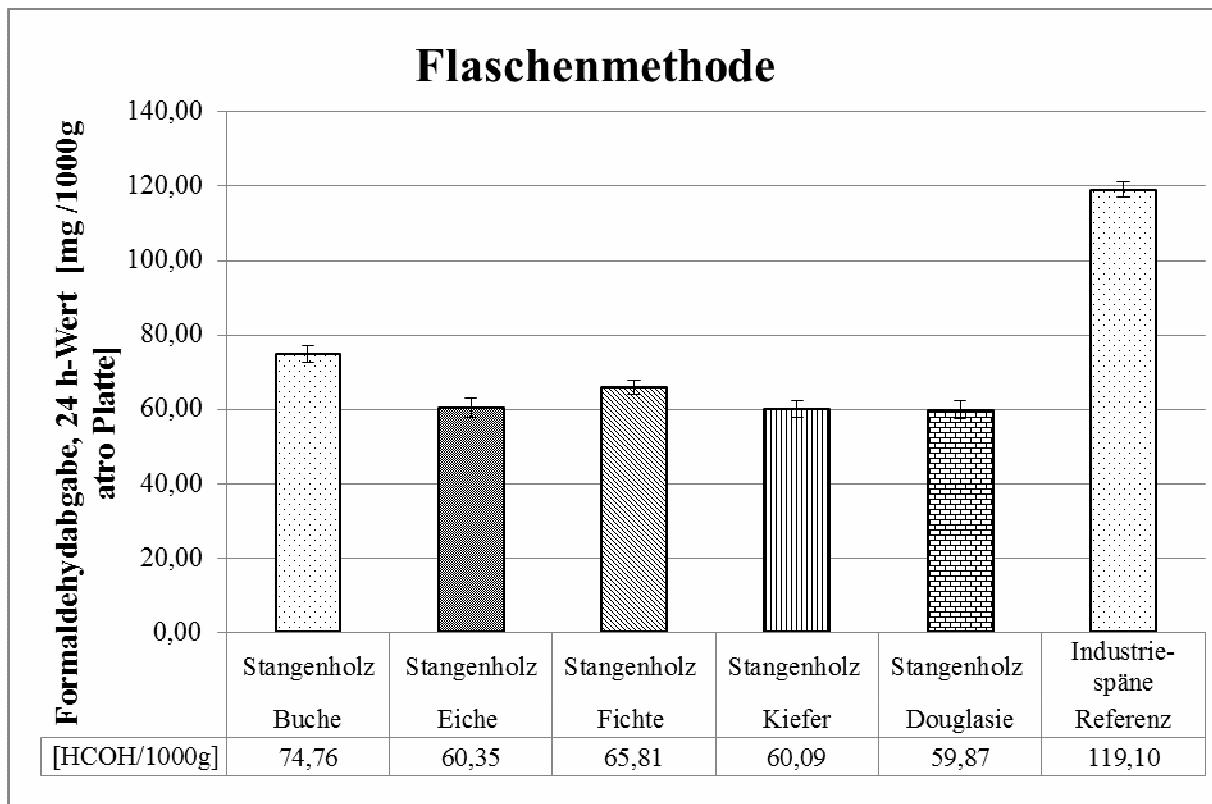


Abbildung 8-9: Mit der Flaschenmethode (24 h-Wert) ermittelte Formaldehydabgabe der verschiedenen im Pilotmaßstab hergestellten Spanplatten aus Waldrestholz (Stangenholz) der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie. Zum Vergleich dienten Platten aus Industriespänen.

9 Werkstoffprüfung der MDF

Die Herstellung von MDF aus Waldrestholz mit einem höheren Rindenanteil ist aus verfahrenstechnischen Gründen, wie in Abschnitt 6 dargelegt, unrealistisch. Dennoch wurden hier MDF aus Buchen-, Kiefern- und Fichtenfasern mit einem Rindenanteil $\geq 3\%$ angefertigt und untersucht. Die Rohdichte der Platten lag zwischen 700 kg/m^3 und 710 kg/m^3 . In Tabelle 9-1 sind nachfolgend die Anforderungen der EN 622-5 an MDF für allgemeine Zwecke im Trockenbereich bezüglich ihrer Dickenquellung, Querzugfestigkeit und Biegefestigkeit sowie ihres Biege-E-Moduls aufgelistet.

Tabelle 9-1: Anforderungen laut DIN EN 622-5 (2005) für 20 mm dicke Platten (allgemeine Zwecke im Trockenbereich)

Eigenschaft	Prüfverfahren	Grenzwert
Dickenquellung 24 h [%]	EN 317	10,00
Querzugfestigkeit [N/mm^2]	EN 319	0,55
Biegefestigkeit [N/mm^2]	EN 310	18,00
Elastizitätsmodul [N/mm^2]	EN 310	2100

In Tabelle 9-2 sind die Ergebnisse der mechanisch technologischen Prüfungen sowie der Dickenquellung der MDF aufgeführt.

Tabelle 9-2 Ergebnisse der mechanisch-technologischen Eigenschaften der hergestellten MDF aus rindenhaltigen Buchen-, Fichten- und Kiefernfasern

	MDF Buche	s	MDF Fichte	s	MDF Kiefer	s
Biegefestigkeit	$23,8 \text{ N/mm}^2$	5,0	$27,5 \text{ N/mm}^2$	5,4	$24,1 \text{ N/mm}^2$	5,8
E-Modul	$2,55 \text{ kN/mm}^2$	0,90	$2,84 \text{ kN/mm}^2$	0,50	$2,72 \text{ kN/mm}^2$	0,56
Querzugfestigkeit	$0,24 \text{ N/mm}^2$	0,06	$0,31 \text{ N/mm}^2$	0,04	$0,18 \text{ N/mm}^2$	0,01
Rohdichte	710 kg/m^3	0,20	700 kg/m^3	0,25	710 kg/m^3	0,24
Dickenquellung						
2 h	8,4 %	1,4	1,5 %	0,2	4,1 %	0,9
24 h	13,3 %	2,1	8,2 %	0,5	11,1 %	2,0

9.1 Bestimmung der Rohdichte (DIN EN 323)

Mit Blick auf die Rohdichten der hergestellten MDF kann festgehalten werden, dass die Zielrohdichte von 700 kg/m^3 mit geringen Abweichungen von insgesamt 1,4 % erreicht wurde und die Platten somit untereinander vergleichbar sind (vgl. Tabelle 9-2). Vorgreifend kann an dieser Stelle erwähnt werden, dass für die MDF lediglich geringe Querzugfestigkeiten ermittelt werden konnten (vgl. Abschnitt 9.3). Um ein

für die Festigkeitseigenschaften der MDF optimiertes Rohdichteprofil zu erreichen, ist es notwendig die beleimten Fasern nach einem bestimmten Pressprogramm zu verdichten. Aufgrund der technischen Gegebenheiten war es jedoch nicht möglich eine ausreichende Rohdichte in der Mittellage der Platten zu generieren.

9.2 Bestimmung der Biegefestigkeit und des E-Modul (DIN EN 310)

Die Prüfungen der Biegefestigkeit und des Biege-Elastizitätsmoduls (DIN EN 310) wurden in Anlehnung an die Vorgehensweise aus Kapitel 8.3 durchgeführt. Die Biegefestigkeit der im Labormaßstab hergestellten MDF aus Buche, Fichte und Kiefer betragen $23,8 \text{ N/mm}^2$, $27,5 \text{ N/mm}^2$ und $24,1 \text{ N/mm}^2$ (vgl. Tabelle 9-2). Die in der DIN EN 622-5 geforderte Mindestbiegefestigkeit von 18 N/mm^2 für 20 mm dicke MDF wurde somit von allen Plattenvarianten erreicht.

Das Biege-E-Modul der Platten liegt, wie aus Tabelle 9-2 ersichtlich ist, bei der Buchenvariante bei $2,55 \text{ kN/mm}^2$, bei der Fichtenvariante $2,84 \text{ kN/mm}^2$ und bei der Kiefernvariante bei $2,72 \text{ kN/mm}^2$. Die Ergebnisse verlaufen proportional zu den ermittelten Biegefestigkeiten der Platten. Die Anforderungen aus DIN EN 622-5 von $2,10 \text{ kN/mm}^2$ wurde von allen drei MDF-Varianten erfüllt.

9.3 Bestimmung der Querzugfestigkeit (DIN EN 319)

Die Prüfung der Querzugfestigkeit wurde nach DIN EN 319 durchgeführt. Die Untersuchungen ergaben Resultate (Tabelle 9-2) von $0,24 \text{ N/mm}^2$ (Buche), $0,31 \text{ N/mm}^2$ (Fichte) und $0,18 \text{ N/mm}^2$ (Kiefer). Es zeigt sich, dass keine der im Labormaßstab hergestellten Varianten die Vorgaben der DIN EN 622-5 erfüllen kann. Hierfür ist vor allem die geringe Rohdichte in der Mittellage ursächlich, welche wiederum mit der im Labor angewandten Verfahrenstechnik zur Herstellung der MDF (Handstreuung, Beleimung im Trommelmischer, Pressentechnik) zusammenhängt.

9.4 Bestimmung der Dickenquellung (DIN EN 317)

Die DIN EN 622-5 sieht im Unterschied zu der für Spanplatten relevanten DIN EN 312-2 hinsichtlich der Anwendung von MDF für allgemeine Zwecke im Trockenbereich bestimmte Mindestanforderungen an die Dickenquellung der Platten unter Wasserlagerung für 24 h vor. Die Quellung von MDF wird stark von der Verleimungsgüte und dem Einsatz von Hydrophobierungsmittel beeinflusst (DUNKY und NIEMZ, 2002).

Die Ergebnisse der Dickenquellung, gemessen nach DIN EN 317, ergaben Resultate von 13,3 % (Buche), 8,2 % Fichte und 11,1 % (Kiefer). Dies ist u.a. dadurch zu erklären, dass MDF aus Nadelholzfasern aufgrund des geringeren Anteils an Hemicellulosen weniger stark quellen als MDF aus Buchenholzfasern. Die Quellwerte erfüllen somit nur teilweise die Anforderungen der DIN EN 622-5, die für 20 mm dicke Platten eine maximale Quellung von 10,0 % vorsieht. Eine Anhebung der Rohdichte in der Mittelschicht der Platten würde die Quellung vermutlich verbessern.

9.5 Bestimmung des Formaldehydgehalts und der Formaldehydemission

Die Formaldehydemission aus MDF ist europaweit auf einen Kammerwert (EN 717-1) von 0,1 ppm limitiert. Im Unterschied zur Formaldehydemission aus Spanplatten erlauben die in den USA gültigen Bestimmungen (CARB) für MDF interessanterweise deutlich höhere Formaldehydemissionen (Tabellen 8-3 und 9-3). Nachfolgend sind in Tabelle 9-3 die Richtlinien und Grenzwerte für die Formaldehydabgabe aus MDF aufgeführt. Die EPF empfahl ab dem 01.01.2009 für MDF einen Perforatorwert (EN 120) von 5 mg/100 g atro Platte.

Tabelle 9-3: Korrelationen zwischen dem maximal zulässigen Formaldehydgehalt (Perforatormethode) und den Grenzwerten der europäischen Kammermethode (EN 717-1) sowie der amerikanischen Kammermethode (ASTM E 1333) für MDF

Regelung	Grenzwert	Grenzwert lt. Korrelationen mit EN 120: Einzelwert (Mittelwert) [mg/100 g atro Platte]
E1 (1994)	0,1 ml/m ³ (ppm) gem. EN 717-1	8 (7,0)
CARB P1 (1.1.2009)	0,21 ppm	16 (orientierende Werte)
CARB P2 (1.1.2011)	0,11 ppm	8,5 (orientierende Werte)

In Anlehnung an die Vorgehensweise zur Bestimmung der Formaldehydabgabe aus Spanplatten (Abschnitt 8.7) wurden MDF hinsichtlich des Perforator- (EN 120) sowie des Flaschenwertes (EN 717-3) untersucht.

9.5.1 Perforatormethode (DIN EN 120)

In Tabelle 9-4 sind die Ergebnisse zur Bestimmung des Formaldehydgehalts (Perforatormethode) bzw. der Formaldehydabgabe nach dem Flaschenverfahren aufgeführt.

Tabelle 9-4 Formaldehydgehalt (EN 120) bzw. Formaldehydabgabe (EN 717-3) der aus Buchen-, Fichten- und Kiefernfasern hergestellten MDF

Methode	Buchen-MDF	Fichten-MDF	Kiefern-MDF
Perforatormethode [mg HCOH/100g atro Platte]	8,2	6,4	7,3
s	0,45	0,32	0,21
Flaschenmethode [mg HCOH/1000g atro Platte]	143	124	131
s	3,21	2,11	2,82

Tabelle 9-4 zeigt, dass die Perforatorwerte der Platten zwischen 6,4 mg/100 g atro Platte und 8,2 mg/100 g atro Platte liegen und somit näher an dem maximal zulässigen Perforatorwert von 8,0 mg/100g atro Platte angesiedelt sind als im Fall der Spanplatten (vgl. Tabelle 13-12). Die in den Fasern

enthaltenen formaldehydreaktiven Rindenanteile sind vermutlich zu gering - oder im Zuge der Faserherstellung ausgeschleust worden, so dass sich keine nennenswerte Reduktion des extrahierbaren Formaldehyds in den Platten einstellt.

9.5.2 Flaschenmethode (DIN EN 717-3)

Die ermittelten Flaschenwerte (Tabelle 9-4) zeigen eine Tendenz, die im Einklang mit den ermittelten Perforatorwerten steht. Hiernach emittieren die MDF aus Buchenfasern mehr Formaldehyd als die Fichten-, bzw. Kiefern-MDF. Ein Einfluss der Rindenanteile auf die Formaldehydemission lässt sich aus den hier erzielten Ergebnissen ebenfalls nicht ableiten.

10 Prüfung Waldrestholzbriketts

Nach der Herstellung der Briketts aus Waldrestholz von Buche und Fichte (vgl. Abschnitt 7) wurden diese sowie das zugrunde liegende Partikelmaterial untersucht. Zum Vergleich wurden industrieübliche Briketts der FA. ÖKOBRIX (Typ ÖkoMcBrix Glut) herangezogen. Im Einzelnen wurden folgende Prüfungen durchgeführt:

- Bestimmung des Rindengehalts des Waldrestholzmaterials
- Partikelanalyse (Siebanalyse und Bestimmung der Schüttdichte)
- Bestimmung des Aschegehalts (Glühverlust) der Briketts
- Ermittlung der mechanischen Festigkeit (Reibungsverlust) der Briketts
- Bestimmung des Brenn- und Heizwertes der Briketts

10.1 Bestimmung des Rindengehalts

Zu Beginn dieses Untersuchungsabschnittes wurde der Rindengehalt der den Briketts zugrunde liegenden Waldrestholzpartikel untersucht. Da Baumrinden höhere Ascheanteile, die sich auf das Brennverhalten und mechanischen Eigenschaften der Briketts auswirken, als Holz aufweisen, ist dies für weitere Untersuchungen von Bedeutung.

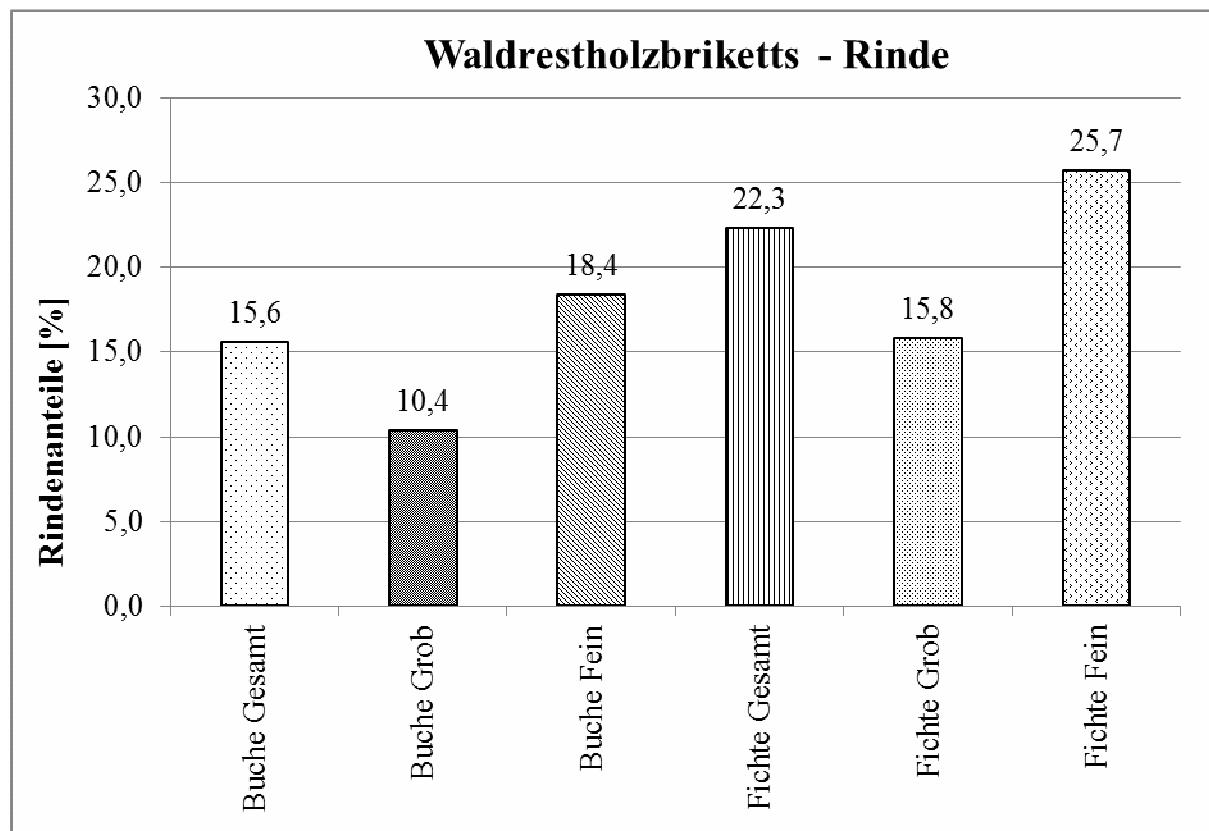


Abbildung 10-1: Rindengehalte [%] der Waldrestholzpartikel aus Buche und Fichte getrennt nach feinem, grobem und nicht separiertem Material

Wie Abbildung 10-1 zeigt, enthalten vor allem die feinen Waldrestholzpartikel der Buche (18,4 %) und Fichte (25,7 %) Rinden. Bei den größeren Partikeln der Buche (10,4 %) und Fichte (15,8 %) reduziert sich der ermittelte Rindenanteil deutlich. Die Erwartungen erfüllend liegt der Rindenanteil der nicht separierten Partikel mit 15,6 % (Buche) und 22,3 % (Fichte) dazwischen.

10.2 Partikelanalyse

Vor der Briketterstellung erfolgte eine Analyse der unterschiedlichen Waldrestholzpartikel hinsichtlich ihrer Schüttdichte und Partikelgrößenverteilung, da diese Größen die mechanischen Eigenschaften der Briketts beeinflussen.

10.2.1 Bestimmung der Partikelverteilung (Siebanalyse)

Die Siebanalyse der unterschiedlichen Partikelvarianten wurde in Anlehnung an DIN EN 15149 durchgeführt. Insgesamt wurden jeweils feine und grobe Buchen- sowie Fichtenpartikel getrennt voneinander untersucht, so dass sich insgesamt vier Siebanalysen ergeben. Die Wahl der Siebmaschenweiten orientierte sich an den Siebanalysen, die im Zuge der Untersuchung des Spanmaterials zur Plattenherstellung durchgeführt wurden.

Die Siebanalyse der feinen Buchen- bzw. Fichtenpartikel (Tabelle 10-1) ergab eine annähernd gleiche Verteilung der Partikelgrößen. Lediglich der Partikelanteil < 0,2 mm liegt bei der Fichte mit 13,39 % deutlich höher als der Anteil entsprechender Buchenpartikel (8,24 %). Bei den untersuchten groben Spänen fallen die Unterschiede zwischen den Buchen- und Fichtenspänen noch geringer aus, auffällig ist hier lediglich der um ca. 3 % höhere Anteil an Spänen der Maschenweite > 4 mm (vgl. Tabelle 10-1).

Tabelle 10-1: Siebanalyse der feinen und groben Partikel, hergestellt aus Waldrestholz der Buche und Fichte

Siebmaschenweiten	Buchen spananteil fein [%]	Fichten spananteil fein [%]
> 1,25 mm	18,04	18,11
1,25 mm - 1mm	15,29	15,75
1 mm - 0,8 mm	15,69	14,17
0,8 mm- 0,6 mm	13,73	12,20
0,6 mm - 0,4 mm	14,90	12,20
0,4 mm - 0,2 mm	14,12	14,17
< 0,2 mm	8,24	13,39
Siebmaschenweiten	Buchen spananteil grob [%]	Fichten spananteil grob [%]
> 4mm	12,40	15,48
4 mm - 3,15 mm	28,00	28,57
3,15 mm - 2 mm	35,60	33,33
2 mm - 1,25 mm	22,00	21,03
1,25 mm - 1 mm	1,60	1,19
1mm - 0,6mm	0,40	0,40
< 0,6mm	0,40	0,40

10.2.2 Bestimmung der Schüttdichte

Die Bestimmung der Schüttdichte wurde in Anlehnung an DIN EN 15150 durchgeführt. Wie Tabelle 10-2 zeigt liegt die Schwankungsbreite der Resultate zwischen 158 kg/m³ für grobe Buchenpartikel und 193 kg/m³ für nicht separierte Fichtenpartikel. Bei beiden Partikelarten weisen die groben Partikel erwartungsgemäß eine geringere Schüttdichte als die feinen Partikel auf. Interessant ist, dass die unseparierten Partikel die vergleichsweise höchste Schüttdichte aufweisen. Die feinen Späne scheinen sich in die Hohlräume zwischen den groben Partikeln anzulagern und somit die Schüttdichte zu erhöhen.

Tabelle 10-2: Schüttdichte [kg/m³] der unterschiedlichen Partikelvarianten, hergestellt aus Waldrestholz der Buche und Fichte

Partikelvariante	Schüttdichte [kg/m ³]
Buche gesamt	183
Buche grob	158
Buche fein	170
Fichte gesamt	193
Fichte grob	166
Fichte fein	181

10.2.3 Aschegehalt (Glühverlust)

Die Bestimmung des Aschegehalts und Glühverlustes wurde nach DIN EN 14775 durchgeführt. Dazu wurde jeweils eine definierte Menge eines zerkleinerten Briketts nach vorheriger Bestimmung dessen Wassergehaltes (DIN 14774-2) in einem Muffelofen bei 550 °C verascht. Aus dem Rückstand wurde der Aschegehalt (Glührückstand) und Glühverlust unter Berücksichtigung des Wassergehaltes gravimetrisch bestimmt.

Aus Tabelle 10-3 wird deutlich, dass Briketts aus Waldrestholz der Buche einen höheren Ascheanteil als der Fichte enthalten. Dies gilt sowohl für Briketts aus feinen als auch aus groben Partikeln, obwohl der Rindenanteil, der erfahrungsgemäß höhere Ascheanteile als das jeweilige Holz aufweist, der Fichtenbriketts in beiden Fällen deutlich über denen der Briketts aus Buche liegt (vgl. Abbildung 10-1). Im Vergleich zu dem Aschegehalt der zum Vergleich herangezogenen marktgängigen Holzbriketts der Fa. ÖKOBRIX (3,7 %) dürften sich die hier ermittelten Aschegehalte der Briketts, hergestellt aus nicht separierten Buchen- (1,9 %) und Fichtenpartikel (1,3 %) als unproblematisch erweisen.

Tabelle 10-3: Glührückstand (Aschegehalt) und Glühverlust der unterschiedlichen Holzbriketts, hergestellt aus Waldrestholz der Buche und Fichte. Zum Vergleich sind die entsprechenden Resultate für Holzbriketts der Fa. ÖkoBrix aufgeführt

Partikelvariante	Glühverlust [%]	Glührückstand [%]
Buche gesamt	98,1	1,9
Buche grob	98,1	2,0
Buche fein	96,0	4,1
Fichte gesamt	98,7	1,3
Fichte grob	99,1	0,9
Fichte fein	97,8	2,3
Referenz ÖkoMcBrix Glut		3,7

10.2.4 Mechanische Festigkeit (Reibungsverlust)

Die mechanische Festigkeit der unterschiedlichen Holzbriketts wurde in Anlehnung an DIN EN 15210-2 untersucht. Dabei wurden jeweils ca. 2 kg der zu untersuchenden Holzbriketts unter definierten Bedingungen in eine Trommel gegeben, die anschließend in Rotation versetzt wurde. Anschließend wurde das Material entnommen und definiert abgesiebt. Eine Differenzwägung ließ auf den zerkleinerten Masseanteil der Briketts schließen.

Aus den in Tabelle 10-4 aufgeführten Ergebnissen geht hervor, dass Holzbriketts aus groben Partikeln deutlich niedrigere Reibungsverluste zeigten als Briketts aus feinen Partikeln. Holzbriketts aus nicht separierten Partikeln der Buche haben mit 40,4 % vergleichsweise niedrigere Reibungsverluste als Briketts aus nicht separierten Fichtenpartikeln (65,7 %). Im Vergleich zu den kommerziell hergestellten Holzbriketts (12,2 %) liegen die Reibungsverluste der Waldrestholzbriketts relativ hoch. Hier ist jedoch anzumerken, dass ihre Herstellung ohne Bindemittelzusatz in einer Kaltpresse erfolgte. Durch Zugabe von Bindemittel und eine Heißverpressung der Partikel ließen sich die Reibungsverluste den Marktanforderungen anpassen.

Tabelle 10-4: Reibungsverluste der unterschiedlichen Holzbriketts, hergestellt aus Waldrestholz der Buche und Fichte. Zum Vergleich sind die entsprechenden Resultate für Holzbriketts der Fa. ÖkoBrix aufgeführt

Baumart	Variante	Reibungsverluste [%]
Buche	gesamt	40,4
	fein	75,0
	grob	28,0
Fichte	gesamt	65,7
	fein	67,8
	grob	30,8
Referenz	ÖkoMcBrix Glut	12,2

10.2.5 Brenn- und Heizwert

Der Brenn- und Heizwert der unterschiedlichen Holzbriketts wurde nach DIN EN 14918 mit Hilfe eines Bombenkalorimeters ermittelt. Hierzu wurde jeweils eine Probe in eine sogenannte Bombe gegeben und unter definierten Bedingungen verbrannt. Aus den Energiein- und -output konnte der Brenn- und Heizwert der Holzbriketts errechnet werden.

Tabelle 10-5 zeigt, dass alle untersuchten Holzbriketts aus Waldrestholz einen Brennwert über 19 MJ/kg erreichen. Aufgrund ihres höheren Lignin- und Harzanteils erreichen die Nadelholzbriketts höhere Brenn- als auch Heizwerte als die Laubholzbriketts. In der DIN EN 14961-3 wird eine Mindestbrennwert von 15,5 MJ/kg und in DIN EN 14961-3 ein Mindestheizwert von 4,25 kWh/kg für Holzbriketts gefordert, die hier von allen Varianten deutlich überschritten wurden. Der Heizwert der kommerziellen Briketts der Fa. ÖKOBRIX wurde von den Nadelwaldrestholzvarianten geringfügig überboten.

Tabelle 10-5: Brenn- und Heizwerte der unterschiedlichen Holzbriketts, hergestellt aus Waldrestholz der Buche und Fichte. Zum Vergleich sind die entsprechenden Resultate für Holzbriketts der Fa. ÖkoBrix aufgeführt

Variante	Brennwert[MJ/kg]	Heizwert [kWh/Kg]
Buche gesamt	19,42	4,68
Buche grob	19,50	4,65
Buche fein	19,58	4,69
Fichte gesamt	20,35	4,82
Fichte grob	20,45	4,86
Fichte fein	20,63	4,88
ÖkoMcBrix Glut	-	4,80

11 Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der sich verknappenden Rohholzsortimente ist die Holzwerkstoffindustrie bestrebt, alternative Rohstoffpotenziale für ihre Produktion zu erschließen und einzusetzen. Neben Materialien aus Einjahrespflanzen wie Hanfschäben, Raps- oder Weizenstroh, Bagasse etc. könnte hierzu auch Waldrestholz verwendet werden.

Im Rahmen des Projektes „Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung“ hat das Büsgen-Institut der Universität Göttingen unterschiedliche Waldrestholzsortimente auf ihre Tauglichkeit zur Herstellung von Holzwerkstoffen untersucht. Im Projektzeitraum vom 01.08.2008 – 31.07.2011 wurden rindenhaltige Waldrestholzsortimente der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie aus Kronenholz unterschiedlicher Stärkeklassen sowie aus Vollbäumen im Stangenholzalter, zur Herstellung von Spanplatten getestet. Ferner wurden MDF mit geringem Rindenanteil aus Buchen-, Fichten- und Kiefernfasern sowie Holzbriketts aus Waldrestholz der Baumarten Buche und Fichte zur energetischen Verwertung hergestellt und untersucht.

Im ersten Teil der Projektarbeiten wurden Untersuchungen zur Herstellung und Prüfung von Spanplatten durchgeführt, die sich in drei Abschnitte gliedern lassen. Zunächst wurden einige chemische und physikalische Eigenschaften der unterschiedlichen Waldrestholzsortimente ermittelt. Hierzu zählten die aciden Eigenschaften der Hölzer, der Extraktstoffgehalt, der Rindenanteil sowie die Bestimmung der Haupt- und Nebenbestandteile der eingesetzten Materialien.

Im zweiten Schritt wurden aus den Hölzern Späne hergestellt und deren physikalische Eigenschaften, wie die Verteilung der Spangrößenfraktionen und die Schüttdichte, bestimmt. Im dritten Teil erfolgte die Herstellung der Spanplatten im Labormaßstab und später auch im Pilotmaßstab aus den Waldrestholzspänen. Anhand der Prüfung der physikalisch-technologischen Eigenschaften wurde die Eignung der unterschiedlichen Waldresthölzer zur Plattenherstellung untersucht. Als Referenz diente hier, wie auch bei den chemischen und physikalischen Analysen, jeweils entrindetes Stammholz der entsprechenden Baumart sowie industrieübliches Spanmaterial. Außerdem wurde zur Bewertung der Platteneigenschaften die EN 312-2, in der die Anforderungen an Platten für Inneneinrichtungen im Trockenbereich festgelegt sind, herangezogen.

Der zweite Teil des Forschungsvorhabens befasste sich mit Untersuchungen zur MDF-Herstellung aus Fasermaterial der Baumarten Buche, Fichte und Kiefer mit geringen Rindenanteilen. Da Rinden kaum Fasern enthalten und somit eine industrielle Verwertung von rindenhaltigem Waldrestholz zur Herstellung von MDF unrealistisch ist, sind die Untersuchungen dieses Projektschnittes weniger umfangreich und haben eher orientierenden Charakter.

Der dritte Projektteil beschäftigte sich mit der energetischen Verwendung von schwachem Waldrestholz, das zur Spanplattenherstellung ungeeignet ist. Hierzu wurden aus schwachem Astmaterial der Baumarten Buche und Fichte Waldrestholzpartikel hergestellt und diese hinsichtlich einiger physikalischer Eigenschaften untersucht. Anschließend wurden aus den Partikeln Waldrestholzbriketts

hergestellt und hinsichtlich ihrer physikalisch-technologischen Eigenschaften sowie ihres Brenn- und Heizwertes geprüft. Die wichtigsten Ergebnisse sind in den folgenden drei Abschnitten zusammengestellt:

11.1 Herstellung von Spanplatten im Labor- und Pilotmaßstab

11.1.1 Physikalische und chemische Eigenschaften des Ausgangsmaterials

Der Rindenanteil der untersuchten Waldrestholzsortimente liegt zwischen 8,8 % und 28 % wobei erwartungsgemäß mit abnehmendem Durchmesser der Rindenanteil der Hölzer ansteigt. Aber auch zwischen den untersuchten Baumarten zeigen sich Unterschiede: Beispielsweise weist Waldrestholz der Eiche einen deutlich höheren Rindenanteil als vergleichbare Buchensortimente auf.

Mit zunehmendem Rindenanteil steigt der Gehalt an wasserlöslichen Extraktten in den Waldresthölzern zumeist an, während sich aus der Bestimmung der hydrophoben Extraktstoffe keine Tendenzen ableiten lassen. Der pH-Wert der wässrigen Extrakte liegt durchgängig im sauren Bereich, wobei das Waldrestholz der Buche die geringste Acidität aufweist.

Auch der Asche- und Silikatgehalt der Waldresthölzer erhöht sich mit zunehmenden Rindenanteil und liegt deutlich über dem von industriell herstellten Spänen, was aufgrund der abrasiven Wirkung des Silikats Auswirkungen auf die Standzeiten der zur Herstellung und Verarbeitung der entsprechenden Spanplatten haben könnte.

11.1.2 Spanplattenherstellung und mechanisch technologische Eigenschaften

Zusammenfassend zeigen die Untersuchungsergebnisse der im Labor- und Pilotmaßstab hergestellten Platten, dass sich die hier untersuchten Waldrestholzsortimente relativ problemlos zur Spanplattenherstellung verwenden lassen. Waldrestholz führt zu Vorteilen bezüglich der Formaldehydabgabe von daraus herstellten Spanplatten während die Festigkeitseigenschaften mit zunehmendem Rindenanteil der Waldresthölzer geringfügig abnehmen. Problematisch könnte der hohe Asche- und Silikatgehalt besonders der Eichen-Waldrestholzsortimente sein, wobei hier anzunehmen ist, dass ein Großteil des Silikats aus Verunreinigungen des Holzes aus der Bringung resultiert und eine Reinigung der Holzsortimente vor ihrer Verarbeitung Abhilfe schaffen könnte.

Für eine praktische Verwendung relativieren sich die hier festgestellten Vor- und Nachteile des Einsatzes von Waldrestholzsortimenten zur Spanplattenherstellung weitestgehend, da in der Industrie Waldrestholz lediglich anteilig verwendet wird. Waldrestholz der Eiche und Buche sollten in größeren Anteilen lediglich in der Mittelschicht von Spanplatten Verwendung finden, da der Staub dieser Hölzer im Verdacht steht Krebs auszulösen.

Die Absenkung der Formaldehydabgabe der Spanplatten durch Rindenanteile ist ein interessanter Aspekt, da in der Industrie heute Formaldehydemissionen von Spanplatten angestrebt werden, die weit unter dem in Europa vorgeschriebenen Grenzwert für die Formaldehydfreisetzung liegen.

11.2 Herstellung von MDF

Ein Einsatz von rindenhaltigen Waldresthölzern zur MDF-Produktion ist im Unterschied zur Herstellung von Spanplatten unrealistisch. Zum einen lassen sich aus Rinden kaum verwertbare Fasern gewinnen, zum anderen setzt der Asche- und Silikatgehalt der Rindenanteile vor allem die Standzeit des Refiners herab.

Innerhalb der Projektarbeiten wurden dennoch MDF aus Fasern mit geringem Rindenanteil hergestellt, was jedoch keinen merklichen Einfluss auf die physikalisch-technologischen Eigenschaften der Platten hatte. Eine reduzierende Wirkung der Rindenanteile auf die Formaldehydabgabe der MDF konnte hier nicht festgestellt werden.

11.3 Herstellung von Briketts aus Waldrestholz

Um auch Feinanteile und Produktionsreste, die bei einer stofflichen Verwertung von Waldrestholz anfallen, zu nutzen, wurden zur energetischen Verwertung Waldrestholzbriketts aus feinen Ästen der Baumarten Buche und Fichte mit einem Rindenanteil von bis zu 25 % hergestellt. Die Waldrestholzbriketts konnten den Anforderungen der relevanten Normen hinsichtlich ihres Brenn- und Heizwertes genügen, auch lag der Aschegehalt niedriger als bei marktüblichen Holzbriketts. Aufgrund der kalten Verpressung der Partikel zu Briketts und des Verzichts von Bindemittel fielen die Reibungsverluste vergleichsweise hoch aus, was sich jedoch durch ein optimiertes Herstellungsverfahren beheben ließe.

12 Literaturverzeichnis

- BMELV BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ
REFERAT 532. 2009: Holzmarktbericht : Statistik und Berichte Forst- und Holzwirtschaft.
Aktualisierungsdatum: 2009
- BMU BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 2009: Das
Eneuerbare-Energien-Wärmegesetz (2009 / 2011). URL
http://www.bmu.de/erneuerbare_energien/downloads/doc/40512.php
- BMU BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 2009: *Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) 2009 (2009 / 2010 / 2011)*. URL
http://www.bmu.de/erneuerbare_energien/downloads/doc/40508.php
- CHEN, T.-Y.; PAULITSCH, M. 1974: The extractives of needles, bark, and wood of pine and spruce and their effect on particleboard made there of. European Journal of Wood and Wood Products Volume 32, Nr. 10: 397-401
- DEPPE, H.J.; ERNST, K. 1996: MDF-Mitteldichte Faserplatten . DRW-Verlag, S. 28; 102; 109
- DÖRY, L. 2006: Die europäische Holzwerkstoffindustrie: Momentane Situation, Herausforderung und Zukunftsaussichten. 5th European wood-based panel Symposium. Hannover, 05.10.2006. URL
<http://www.wki.fraunhofer.de/publikat/5.HWS.html>. – Aktualisierungsdatum: 2006-10-05
- DUNKY, M.; NIEMZ, P. 2002: Holzwerkstoffe und Leime: Technologie und Einflussfaktoren: Springer-Verlag, S. 37
- FENGEL, D.; WEGENER, G. 2003: Wood: Chemistry, ultrastructure, reactions. [München]: Kessel-Verlag, S. 56-57
- GROTHE, R.; SCHUCK, J.; BLOCK, J.; PRETZSCH, H. 2003: Aboveground Woody Biomass in Mixed Stands of Scots Pine/Common Beech and European Oak/Common Beech. In: Forstliches Zentralblatt, Nr. 122, S. 287–301
- HABERMANN, M. 2004: Waldzustand 2004: Ergebnisse der Waldzustandserhebung. URL
<http://edok.ahb.niedersachsen.de/07/365397997/2004.pdf>
- HÄGLUND, E. 1939: Holzchemie: Akad. Verl.-Ges., S. 15/246
- HALSE, O. M. (1926): Bestimmung von Zellstoff und Holzstoff im Papier. Papier-Journalen 14
- HAPLA, F. 1994: Pflanzverbandbedingte Variation der Rindenvolumina bei jungen Douglasien. Holz als Roh- und Werkstoff 52, Nr. 3, S. 209
- HARTWIG, V. 1971: Untersuchungen über den Rindenanteil von Buchen-Industrieholz "lang". Diplomarbeit. Göttingen, Georg-August-Universität. Diplomarbeit, S. 23-24
- JUNG, B.; ROFFAEL, E. 2002: Über die Acidität einheimischer Holzarten. In: Holz als Roh- und Werkstoff, Nr. 60, S. 154
- ÖkoMcBrix Glut 2011: URL <http://www.oekobrix.de/>, Aktualisierungsdatum: 2011-10-05
- KNIGGE, W.; SCHULZ, H. 1966: Grundriss der Forstbenutzung. Entstehung, Eigenschaften, Verwertung und Verwendung des Holzes und anderer Forstprodukte. Verlag Paul Parey. Hamburg und Berlin, S. 135
- LANGENDORF, G.; SCHUSTER, E.; WAGENFÜHR, R. 1990: Rohholz , 4. Auflage. Leipzig: Fachbuchverlag, S.70
- LELIS, R.; ROFFAEL, E. 1995: Über die Reaktivität von Douglasiensplint- und -kernholz und deren Heißwasserextrakte gegenüber Formaldehyd, Holz als Roh- und Werkstoff 53, Nr. 1, S. 12–16
- LOHMANN, U. 2010: HOLZLEXIKON. 4. AUFLAGE, LIZENZAUSG. HAMBURG : NIKOL VERL.-GESELLSCHAFT, S. 568/999

- MARUTZKY, R.; MEYER, B. 2009: JENAF Joint European and North American Formaldehyde Testing Project Preliminary Results and Further-reaching Findings. Vortrag: Formaldehyde Workshop, 23. Februar 2009, Hannover
- PEDIEU, R.; RIEDL, B.; PICHETTE, A. 2008: Measurement of wood and bark particles acidity and their impact on the curing of urea formaldehyde resin during the hot pressing of mixed panels. Holz als Roh- und Werkstoff 66, Nr. 2, S. 113–117
- PETERS, D.; HOLST, N.; HERRMANN, B.; LULIES, S.; STOLTE, H. 2010: Nachwachsende Rohstoffe in der Industrie. Stoffliche Nutzung von Agrar- und Holzrohstoffen in Deutschland. Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe (FNR). 88 S.
- ROFFAEL, E. 1976: Die Bedeutung der Inhaltsstoffe der Rinde für ihre Verwendung in Spanplatten. : 1. Mitteilung: Einfluss der Inhaltsstoffe auf die Formaldehydabgabe von Rindenplatten. In: Holzforschung (dt), Nr. 30, S. 9–14
- SANDERMANN, W.; ROTHKAMM, M. 1959: Über die Bestimmung der pH-Werte von Handelshölzern und deren Bedeutung für die Praxis. Holz als Roh- und Werkstoff 17, Nr. 11, S. 433–440
- SAUERWEIN, P. 2011: Forum Bioenergie aus Holz – Wo liegen die Grenzen?: Dokumentation des wissenschaftlichen Kolloquiums vom 2. Juni 2011, mündlicher Beitrag
- THÖMEN, H. 2007: Grundlagen der Herstellung, Verarbeitung und Verwendung von Holzwerkstoffen. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH), Hamburg. Skriptum
- TRENDELENBURG, R.; MAYER-WEGELIN, H. 1955: Das Holz als Rohstoff. C. Hanser Verlag, S. 210
- VAN DER WERF, M. 2009: Cradle to cradle in bedrijf. Scriptum, EPEA: Internationale Umweltforschung GmbH, Cradle to Cradle®
- VOLZ, K.-R. 1971: Über den pH-Wert einiger Baumrinden. In: Holz-Zentralblatt, Nr. 123, S. 1783
- WAGENFÜHR, R. 1996: Holzatlas : Fachbuchverlag
- ZIMMER, B.; WINDEISEN, E.; BUTTKEREIT, D. 1998: Holzchemische Untersuchungen an Douglasien unterschiedlichen Alters und unterschiedlicher Borkenbildung. Holz als Roh- und Werkstoff 56, Nr. 4, S. 244
- ZUKUNFT HOLZ GMBH 2011: Holz Journal. holzmarktinfo.de, URL
http://www.holzmarktinfo.de/download/upload/2011_11_HoJo.pdf, S. 1–32

13 Anhang

13.1 Tabellen

13.1.1 Chemische Analytik

Kaltwasserextraktion

Tabelle 13-1: Analysenergebnisse der kaltwässrigen Extrakte der untersuchten Hölzer

Baumart	Variante	Extraktstoff-gehalt [%]	s	pH-Wert	s	Pufferkapazität [mmol/100g atro Span]	s
Buche	2 cm- 4 cm	5,0	0,42	5,59	0,09	1,72	0,10
	4 cm - 7 cm	4,6	0,34	5,88	0,16	0,84	0,03
	7 cm - 16 cm	3,9	0,26	5,96	0,09	0,75	0,06
	Stangenholz	3,3	0,25	5,91	0,17	1,01	0,03
	Stammholz	2,6	0,36	5,74	0,02	0,42	0,06
Eiche	2 cm- 4 cm	8,7	0,89	4,72	0,03	4,59	0,19
	4 cm - 7 cm	7,2	0,06	4,50	0,01	4,71	0,04
	7 cm - 16 cm	8,0	0,43	4,80	0,17	3,49	1,57
	Stangenholz	5,4	0,50	4,44	0,06	3,25	0,15
	Stammholz	10,7	0,67	4,10	0,06	8,34	1,32
Fichte	Astholt	4,9	0,21	4,54	0,31	3,83	1,17
	Kronenholz	2,8	0,00	3,29	0,11	1,94	0,18
	Stangenholz	3,3	0,02	4,47	0,28	2,69	0,04
	Stammholz	2,6	0,51	5,74	0,02	0,42	0,06
Kiefer	Astholt	2,6	0,17	4,72	0,23	2,61	0,34
	Kronenholz	2,2	0,03	4,86	0,03	2,01	0,02
	Stangenholz	2,5	0,23	5,03	0,02	1,76	0,01
	Stammholz	1,2	0,11	5,15	0,05	1,13	0,15
Douglasie	Astholt	3,1	0,35	5,25	0,08	1,74	0,08
	Kronenholz	3,3	0,04	4,83	0,23	2,30	0,21
	Stangenholz	2,8	0,07	5,27	0,07	1,94	0,18
	Stammholz	2,0	0,17	4,55	0,34	2,26	0,18
Referenz	Industriespäne	4,0	0,32	5,89	0,18	0,30	0,02

Heißwasserextraktion

Tabelle 13-2: Analysenergebnisse der heißwässrigen Extrakte der untersuchten Hölzer

Baumart	Variante	Extraktstoff-gehalt [%]	s	pH-Wert	s	Pufferkapazität [mmol/100g atro Span]	s
Buche	2 cm- 4 cm	8,9	0,28	5,89	0,11	1,02	0,08
	4 cm - 7 cm	8,0	0,04	5,79	0,10	0,94	0,05
	7 cm - 16 cm	6,8	0,64	6,09	0,35	0,64	0,04
	Stangenholz	6,8	0,53	5,79	0,10	0,83	0,09
	Stammholz	4,4	0,29	6,11	0,04	0,36	0,07
Eiche	2 cm- 4 cm	11,7	0,17	4,11	0,03	5,94	0,38
	4 cm - 7 cm	13,0	0,18	4,12	0,01	6,31	0,04
	7 cm - 16 cm	14,6	0,48	3,96	0,01	7,18	0,32
	Stangenholz	10,4	0,46	4,18	0,08	6,40	0,41
	Stammholz	16,3	0,21	3,36	0,03	14,37	0,07
Fichte	Astholtz	10,1	0,78	4,28	0,31	4,74	0,09
	Kronenholz	6,9	0,67	4,13	0,08	3,80	0,07
	Stangenholz	7,2	0,26	4,34	0,29	4,19	0,37
	Stammholz	5,4	0,35	5,21	0,11	1,02	0,13
Kiefer	Astholtz	5,4	0,56	3,81	0,02	4,18	0,07
	Kronenholz	4,8	0,49	3,70	0,01	4,01	0,02
	Stangenholz	4,0	0,45	3,74	0,04	3,21	0,05
	Stammholz	4,9	0,13	3,89	0,02	2,05	0,07
Douglasie	Astholtz	10,0	0,41	3,94	0,05	3,28	0,04
	Kronenholz	8,2	0,33	3,67	0,02	3,34	0,05
	Stangenholz	5,6	0,23	3,83	0,01	3,10	0,04
	Stammholz	4,9	0,35	3,57	0,03	3,69	0,09
Referenz	Industriespäne	6,8	0,48	6,46	0,04	0,39	0,02

Ethanol-Cyclohexan Extraktion

Tabelle 13-3: Analysenergebnisse der Ethanol-Cyclohexanextrakte der untersuchten Hölzer

Baumart	Variante	Extraktstoffgehalt [%]	s
Buche	2 cm- 4 cm	3,2	0,39
	4 cm - 7 cm	3,0	0,28
	7 cm - 16 cm	2,9	0,13
	Stangenholz	2,6	0,16
	Stammholz	2,9	0,46
Eiche	2 cm- 4 cm	3,2	0,10
	4 cm - 7 cm	2,8	0,07
	7 cm - 16 cm	2,5	0,61
	Stangenholz	2,9	0,26
	Stammholz	4,0	0,38
Fichte	Astholt	2,0	0,11
	Kronenholz	1,6	0,13
	Stangenholz	2,6	0,17
	Stammholz	1,3	0,22
Kiefer	Astholt	2,6	0,30
	Kronenholz	2,5	0,25
	Stangenholz	2,4	0,21
	Stammholz	1,6	0,22
Douglasie	Astholt	2,9	0,21
	Kronenholz	2,5	0,19
	Stangenholz	2,7	0,15
	Stammholz	2,0	0,16
Referenz	Industriespäne	3,8	0,02

13.1.2 Partikeleigenschaften

Siebanalyse Deckschichtmaterial

Tabelle 13-4 Siebanalyse des Deckschichtmaterials von Waldrest- und Stammholz der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie sowie von entrindeten industrieüblichen Deckschichtspänen

Baumart	Variante	>1,25 mm	1,25 mm - 1mm	1 mm - 0,8 mm	0,8 mm - 0,6 mm	0,6 mm - 0,4 mm	0,4 mm - 0,2 mm	< 0,2 mm
Buche	2 cm- 4 cm	2,20	4,80	12,00	19,80	23,20	25,40	12,60
	4 cm - 7 cm	0,63	7,32	15,69	17,36	20,92	23,64	14,44
	7 cm - 16 cm	1,80	5,99	13,97	20,36	21,56	24,55	11,78
	Stangenholz	2,40	4,80	10,40	22,00	25,00	26,40	9,00
	Stammholz	2,59	6,79	13,97	23,35	21,36	23,15	8,78
Eiche	2 cm- 4 cm	14,31	15,69	16,27	14,71	16,67	14,31	8,04
	4 cm - 7 cm	1,95	5,08	10,94	22,27	25,39	25,39	8,98
	7 cm - 16 cm	1,13	3,02	6,79	22,64	27,92	29,43	9,06
	Stangenholz	3,80	12,17	19,01	23,57	17,87	20,15	3,42
	Stammholz	0,89	2,67	8,00	36,00	23,11	23,11	6,22
Fichte	Astholz	7,10	12,00	14,20	18,20	17,20	17,60	13,70
	Kronenholz	11,40	21,00	18,00	18,60	12,20	11,20	7,60
	Stangenholz	4,30	10,50	16,00	22,00	19,40	18,00	9,80
	Stammholz	3,00	8,40	21,00	26,60	20,60	14,20	6,20
Kiefer	Astholz	7,55	18,11	22,64	25,28	12,83	10,19	3,40
	Kronenholz	11,60	19,00	19,00	16,60	19,80	10,20	3,80
	Stangenholz	9,30	14,40	19,10	18,60	21,90	12,80	3,90
	Stammholz	11,30	20,60	20,80	19,50	15,80	9,80	2,20
Douglasie	Astholz	3,11	18,64	22,33	23,30	29,13	1,94	1,55
	Kronenholz	7,89	21,05	20,61	16,23	23,25	7,02	3,95
	Stangenholz	9,93	23,48	21,67	19,86	21,22	2,71	1,13
	Stammholz	13,22	24,79	23,55	23,14	8,68	4,75	1,86
Referenz	Industriespäne	12,21	16,75	21,80	29,87	8,88	8,27	2,22

Siebanalyse Mittelschichtmaterial

Tabelle 13-5 Siebanalyse des Mittelschichtmaterials von Waldrest- und Stammbaumholz der Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie sowie von entzindeten industrieüblichen Mittelschichtspänen

Baumart	Variante	> 4mm	4 mm - 3,15 mm	3,15 mm - 2 mm	2 mm - 1,25 mm	1,25 mm - 1 mm	1mm - 0,6 mm	< 0,6mm
Buche	2 cm- 4 cm	12,66	22,75	27,99	26,90	6,53	2,77	0,40
	4 cm - 7 cm	18,77	24,02	25,33	24,22	6,66	0,61	0,40
	7 cm - 16 cm	15,09	21,65	26,12	24,03	7,35	5,36	0,40
	Stangenholz	13,20	24,20	26,40	25,80	7,30	2,70	0,40
	Stammholz	14,87	22,60	27,06	25,77	5,95	3,17	0,59
Eiche	2 cm- 4 cm	7,15	19,85	29,77	28,19	7,94	4,80	2,30
	4 cm - 7 cm	9,06	20,87	29,92	27,17	7,09	4,60	1,30
	7 cm - 16 cm	9,10	18,58	26,88	29,64	8,30	5,10	2,40
	Stangenholz	13,73	26,27	30,20	21,18	4,31	3,21	1,10
	Stammholz	4,83	16,15	27,37	40,25	4,43	4,30	2,68
Fichte	Astholz	7,80	19,80	32,40	27,80	8,00	3,95	0,25
	Kronenholz	10,80	22,80	32,00	24,20	6,80	3,10	0,30
	Stangenholz	9,60	21,60	33,40	26,00	6,60	2,55	0,25
	Stammholz	10,00	23,80	28,40	24,40	9,30	3,90	0,20
Kiefer	Astholz	16,00	26,40	31,30	19,80	2,70	2,20	1,60
	Kronenholz	10,70	24,60	34,40	25,60	3,60	1,10	0,50
	Stangenholz	13,60	28,40	33,40	21,40	2,40	0,80	0,40
	Stammholz	10,00	27,20	36,20	23,00	2,80	0,80	0,20
Douglasie	Astholz	4,49	14,29	35,10	35,51	5,31	3,27	2,04
	Kronenholz	3,96	17,82	39,41	31,29	3,17	2,77	1,58
	Stangenholz	4,00	18,40	42,00	30,40	3,40	1,80	1,20
	Stammholz	6,20	26,40	40,80	22,40	1,20	1,80	1,20
Referenz	Industriespäne	14,69	12,07	24,14	30,58	9,05	6,30	3,15

13.1.3 Mechanisch technologische Eigenschaften der hergestellten Spanpatten

Rohdichte

Tabelle 13-6: Rohdichte der im Labormaßstab hergestellten Spanplatten

Baumart	Variante	Rohdichte [kg/m³]	s
Buche	2 cm- 4 cm	706	10
	4 cm - 7 cm	715	10
	7 cm - 16 cm	714	30
	Stangenholz	709	20
	Stammholz	703	34
Eiche	2 cm- 4 cm	716	30
	4 cm - 7 cm	700	20
	7 cm - 16 cm	700	30
	Stangenholz	700	20
	Stammholz	716	20
Fichte	Astholtz	716	90
	Kronenholz	717	30
	Stangenholz	715	20
	Stammholz	714	10
Kiefer	Astholtz	707	20
	Kronenholz	692	18
	Stangenholz	705	19
	Stammholz	712	29
Douglasie	Astholtz	697	9
	Kronenholz	706	9
	Stangenholz	686	4
	Stammholz	699	10
Referenz	Industriespäne	715	10

Biegefestigkeit

Tabelle 13-7: Biegefestigkeiten der im Labormaßstab hergestellten Spanplatten

Baumart	Variante	Biegefestigkeit [N/mm ²]	<i>s</i>
Buche	2 cm- 4 cm	13,19	1,26
	4 cm - 7 cm	13,64	1,74
	7 cm - 16 cm	16,45	3,06
	Stangenholz	17,69	1,33
	Stammholz	13,97	2,46
Eiche	2 cm- 4 cm	14,87	1,84
	4 cm - 7 cm	11,52	1,21
	7 cm - 16 cm	12,35	1,40
	Stangenholz	16,13	2,27
Fichte	Stammholz	15,27	1,68
	Astholt	12,79	1,61
	Kronenholz	20,56	1,01
	Stangenholz	16,97	1,04
Kiefer	Stammholz	16,76	1,50
	Astholt	12,73	0,77
	Kronenholz	12,65	0,71
	Stangenholz	14,75	1,19
Douglasie	Stammholz	15,02	1,30
	Astholt	13,21	1,05
	Kronenholz	13,23	2,63
	Stangenholz	13,23	2,63
Referenz	Stammholz	15,94	1,37
	Industriespäne	16,08	0,65

E-Modul

Tabelle 13-8: E-Modul der im Labormaßstab hergestellten Spanplatten

Baumart	Variante	E-Modul [kN/mm ²]	s
Buche	2 cm- 4 cm	2,21	0,16
	4 cm - 7 cm	2,47	0,24
	7 cm - 16 cm	2,78	0,34
	Stangenholz	2,66	0,37
	Stammholz	2,60	0,28
Eiche	2 cm- 4 cm	2,10	0,30
	4 cm - 7 cm	1,74	0,19
	7 cm - 16 cm	1,91	0,20
	Stangenholz	2,51	0,22
	Stammholz	2,30	0,21
Fichte	Astholtz	2,24	0,22
	Kronenholz	3,20	0,22
	Stangenholz	2,89	0,14
	Stammholz	2,91	0,20
Kiefer	Astholtz	2,22	0,08
	Kronenholz	2,39	0,13
	Stangenholz	3,17	0,19
	Stammholz	2,67	0,15
Douglasie	Astholtz	2,17	0,17
	Kronenholz	2,22	0,33
	Stangenholz	2,22	0,33
	Stammholz	2,15	0,25
Referenz	Industriespäne	2,87	0,19

Querzugfestigkeit

Tabelle 13-9: Querzugfestigkeiten der im Labormaßstab hergestellten Spanplatten

Baumart	Variante	Querzugfestigkeit [N/mm ²]	s
Buche	2 cm- 4 cm	0,56	0,07
	4 cm - 7 cm	0,73	0,07
	7 cm - 16 cm	0,64	0,09
	Stangenholz	0,77	0,08
	Stammholz	0,49	0,06
Eiche	2 cm- 4 cm	0,53	0,09
	4 cm - 7 cm	0,92	0,08
	7 cm - 16 cm	0,64	0,07
	Stangenholz	0,93	0,08
	Stammholz	0,68	0,03
Fichte	Astholtz	0,77	0,06
	Kronenholz	0,70	0,09
	Stangenholz	0,86	0,05
	Stammholz	0,63	0,05
Kiefer	Astholtz	0,61	0,04
	Kronenholz	0,56	0,06
	Stangenholz	0,46	0,04
	Stammholz	0,52	0,03
Douglasie	Astholtz	0,57	0,06
	Kronenholz	0,46	0,10
	Stangenholz	0,48	0,08
	Stammholz	0,96	0,08
Referenz	Industriespäne	0,73	0,03

Abhebefestigkeit

Tabelle 13-10: Abhebefestigkeiten der im Labormaßstab hergestellten Spanplatten

Baumart	Variante	Abhebefestigkeit [N/mm ²]	s
Buche	2 cm- 4 cm	1,42	0,17
	4 cm - 7 cm	1,23	0,14
	7 cm - 16 cm	1,53	0,28
	Stangenholz	1,54	0,15
Eiche	Stammholz	1,25	0,14
	2 cm- 4 cm	1,02	0,23
	4 cm - 7 cm	0,95	0,16
	7 cm - 16 cm	1,26	0,22
Fichte	Stangenholz	1,68	0,18
	Astholtz	1,12	0,23
	Kronenholz	1,00	0,07
	Stammholz	1,21	0,15
Kiefer	Stammholz	1,23	0,18
	Astholtz	1,08	0,09
	Kronenholz	0,97	0,04
	Stangenholz	0,86	0,07
Douglasie	Stammholz	0,98	0,08
	Astholtz	1,11	0,07
	Kronenholz	1,03	0,12
	Stangenholz	1,05	0,05
Referenz	Stammholz	1,25	0,17
	Industriespäne	1,40	0,12

Dickenquellung

Tabelle 13-11: Dickenquellung der im Labormaßstab hergestellten Spanplatten

Baumart	Variante	Quellung [%] 2 h	s	Quellung [%] 24 h	s
Buche	2 cm- 4 cm	4,4	0,60	14,4	1,56
	4 cm - 7 cm	4,4	0,37	16,0	1,99
	7 cm - 16 cm	4,5	0,80	11,4	1,44
	Stangenholz	4,4	0,38	11,1	0,99
	Stammholz	4,6	0,39	25,1	1,63
Eiche	2 cm- 4 cm	8,2	1,28	21,1	1,61
	4 cm - 7 cm	8,1	1,23	16,7	1,02
	7 cm - 16 cm	2,7	0,28	11,8	1,35
	Stangenholz	3,5	0,12	8,7	0,42
	Stammholz	2,4	0,43	8,2	1,73
Fichte	Astholtz	3,1	0,35	10,2	1,43
	Kronenholz	4,5	0,21	9,9	0,50
	Stangenholz	2,7	0,26	10,0	0,54
	Stammholz	4,6	0,36	10,4	0,65
Kiefer	Astholtz	2,6	0,44	12,9	2,52
	Kronenholz	2,3	1,63	11,7	4,49
	Stangenholz	2,7	0,40	12,0	2,76
	Stammholz	3,1	1,45	17,1	3,03
Douglasie	Astholtz	3,0	0,45	10,8	1,67
	Kronenholz	4,8	2,43	19,6	1,15
	Stangenholz	7,1	2,43	21,5	1,14
	Stammholz	3,9	0,57	8,7	0,67
Referenz	Industriespäne	4,1	0,40	22,5	1,80

Formaldehydgehalt (Perforatormethode)

Tabelle 13-12: Perforatorwerte der im Labormaßstab hergestellten Spanplatten

Baumart	Variante	Formaldehydgehalt [mgHCOH/100g]	<i>s</i>
Buche	2 cm- 4 cm	3,80	0,28
	4 cm - 7 cm	3,73	0,38
	7 cm - 16 cm	3,99	0,09
	Stangenholz	3,85	0,24
	Stammholz	5,14	0,15
Eiche	2 cm- 4 cm	2,66	0,18
	4 cm - 7 cm	2,96	0,11
	7 cm - 16 cm	3,16	0,06
	Stangenholz	3,03	0,05
	Stammholz	5,16	0,09
Fichte	Astholt	4,07	0,18
	Kronenholz	3,51	0,02
	Stangenholz	2,97	0,12
	Stammholz	5,48	0,17
Kiefer	Astholt	3,67	0,17
	Kronenholz	3,78	0,21
	Stangenholz	2,99	0,15
	Stammholz	4,98	0,17
Douglasie	Astholt	3,19	0,01
	Kronenholz	3,99	0,04
	Stangenholz	2,98	0,05
	Stammholz	5,40	0,22
Referenz	Industriespäne	4,83	0,18

Formaldehydabgabe (Flaschenmethode)

Tabelle 13-13: Flaschenwerte der im Labormaßstab hergestellten Spanplatten

Baumart	Variante	Formaldehydemission [mgHCOH/1000g] 24 h	<i>S</i>
Buche	2 cm- 4 cm	65,31	1,30
	4 cm - 7 cm	99,23	2,60
	7 cm - 16 cm	70,23	2,00
	Stangenholz	67,96	1,00
	Stammholz	103,80	1,10
Eiche	2 cm- 4 cm	41,36	1,30
	4 cm - 7 cm	50,01	1,20
	7 cm - 16 cm	52,99	1,60
	Stangenholz	52,85	1,90
	Stammholz	105,96	1,50
Fichte	Astholtz	86,76	1,40
	Kronenholz	60,56	1,20
	Stangenholz	49,85	1,10
	Stammholz	111,36	1,00
Kiefer	Astholtz	64,36	1,90
	Kronenholz	65,12	2,00
	Stangenholz	50,03	2,20
	Stammholz	95,32	1,80
Douglasie	Astholtz	38,08	1,70
	Kronenholz	56,47	1,20
	Stangenholz	47,29	1,30
	Stammholz	110,80	1,80
Referenz	Industriespäne	102,55	2,10

Rohdichteprofil

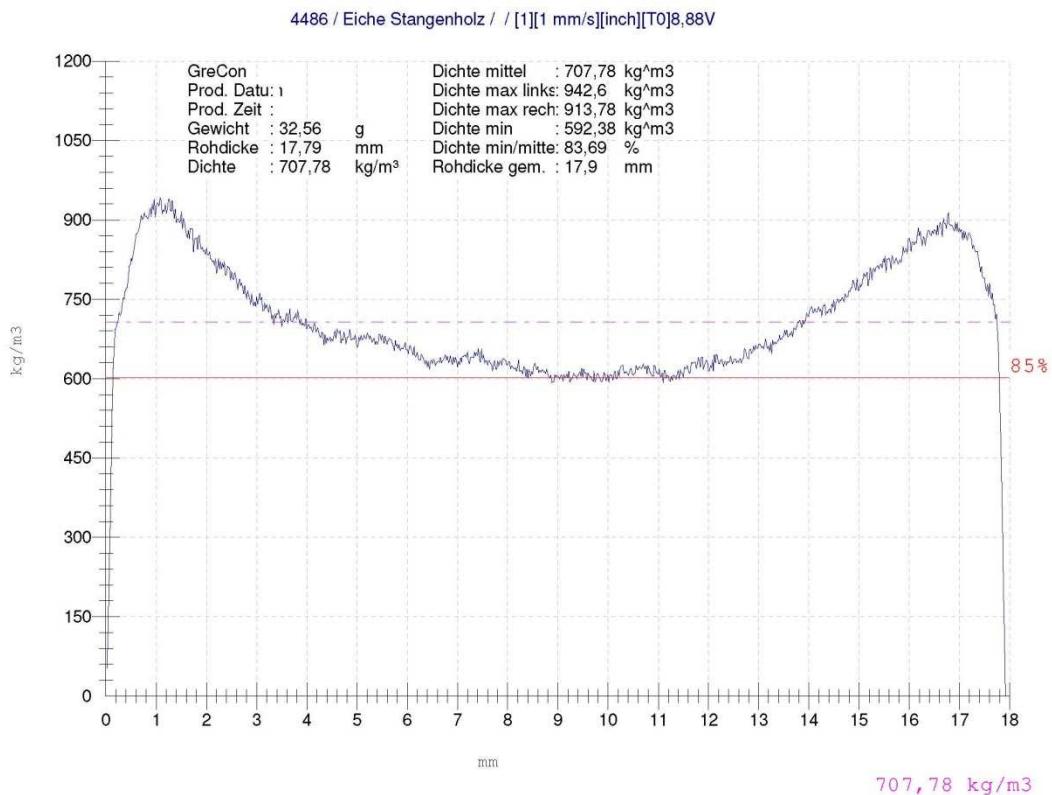


Abbildung 13-1: Rohdichteprofil der Spanplatte aus Eichenstangenholz mit einer Rohdichte von ca. 708 kg/m^3