

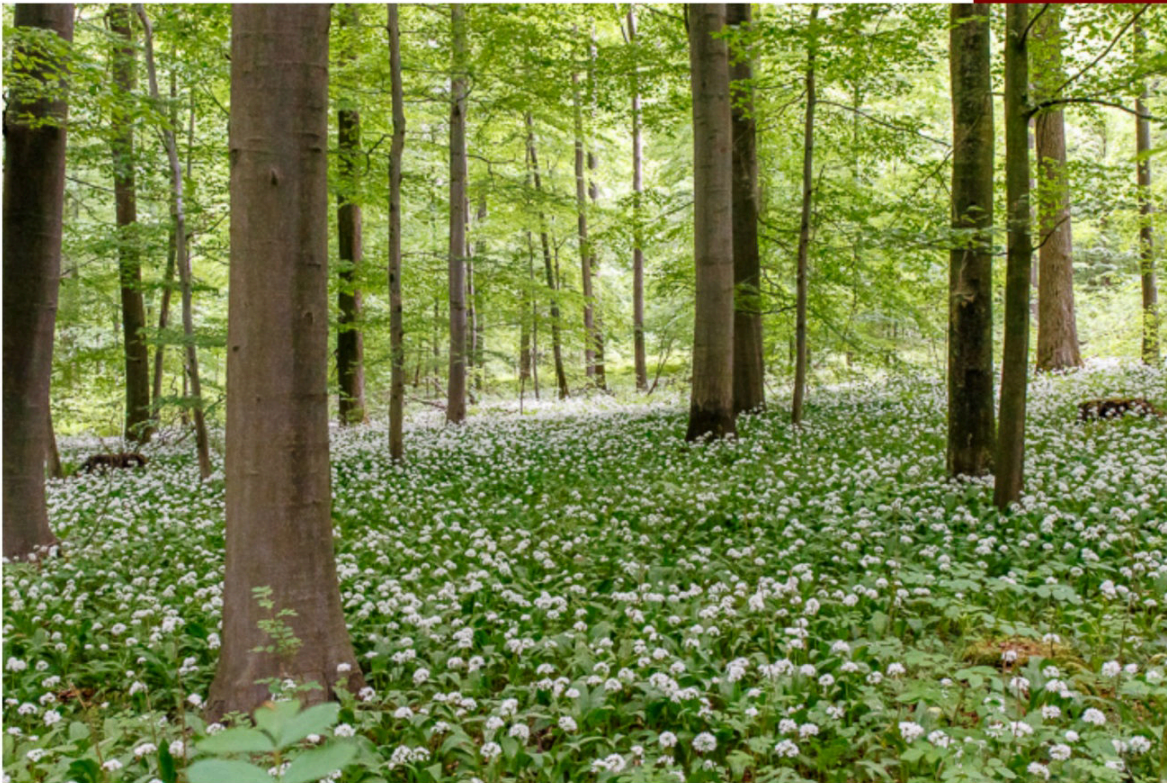


DEUTSCHER VERBAND
FORSTLICHER FORSCHUNGSANSTALTEN

Sektion Ertragskunde

2015

Tagungsbericht



Jahrestagung
18. - 20. 05. 2015
Kammerforst

Thüringen

DEUTSCHER VERBAND

FORSTLICHER FORSCHUNGSANSTALTEN



Sektion Ertragskunde

Tagungsband 2015

*Jahrestagung 18. – 20. 05. 2015
Kammerforst/Thüringen*

Beiträge zur Jahrestagung 2015

Herausgeber: Prof. Dr. Ulrich Kohnle
Dr. Joachim Klädtke
Obleute der Sektion Ertragskunde
Forstliche Versuchsanstalt Baden-Württemberg
Abteilung Waldwachstum
Wonnhaldestr. 4
79100 Freiburg i.Br.

Deutscher Verband Forstlicher Versuchsanstalten (DVFFA)
Sektion Ertragskunde: Berichte zur Jahrestagung 2015

ISSN 1432-2609
Klädtke, Joachim

Vorwort

Die Jahrestagung 2015 der Sektion Ertragskunde fand in Kammerforst in Thüringen statt. Für die organisatorischen Vorbereitungen vor Ort, die diese Tagung zu einem rundum gelungenen Erlebnis werden ließen, möchten wir uns herzlich bei Frau Prof. Dr. Anka Nicke von der FH Erfurt und Herrn Ralf Wenzel vom Forstlichen Forschungs- und Kompetenzzentrum Gotha (ThüringenForst) bedanken. Unser ganz besonderer Dank gilt Frau Dr. habil. Dorothea Gerold (TU Dresden) und dem Leiter des Forstamtes Hainich-Werratal, Herrn Dirk Fritzlar, die zusammen mit Frau Prof. Nicke eine hochaktuelle und interessante Exkursion in die Versuchsflächen der Plenterwälder in Langula vorbereitet und geführt haben.

Tagungsband und Einzelbeiträge können als PDF-Dateien von der Internetseite der Sektion Ertragskunde <http://sektionertragskunde.fvabw.de/heruntergeladen> werden.



Freiburg, im Dezember 2015

Prof. Dr. Ulrich Kohnle

Dr. Joachim Klädtke

Inhaltsverzeichnis

Bestandesentwicklung in zwei plenterartig strukturierten Buchen-Edellaubholz-Mischbeständen in Thüringen <i>Lars Drössler</i>	1
Analyse von Borkenkäferschäden auf langfristigen waldwachstumskundlichen Fichten-Versuchsflächen <i>Axel Albrecht et al.</i>	8
Kronenallometrie der Lärche <i>Helga Fellner und Hubert Sterba</i>	26
Holzvolumenaggregation in Buchenkronen- Einschätzung des nutzbaren Holzvolumens über Randomized Branch Sampling <i>Kai Husmann</i>	34
Interactive thinning in immersive virtual reality <i>Marek Fabrika und Peter Valent</i>	46
Wie sensitiv reagieren Ökosystemleistungen in europäischen Waldlandschaften auf waldbauliche Behandlung? <i>Peter Biber</i>	54
Impact of premature cutting on site productivity example of pine stands (<i>Jiří Novák et al.</i>)	69
Kritische Überprüfung und Weiterentwicklung des Konzepts der forstlichen Standortproduktivität <i>Hans-Peter Kahle</i>	76
Der Zusammenhang zwischen Produktivität und Standort für Fichten-dominierte Bestände in Bayern <i>Susanne Brandl et al.</i>	87
Produktivität von Kiefer und Buche in Mischung im Vergleich zu benachbarten Reinbeständen. <i>Hans Pretzsch et al.</i>	95
Kiefer unter Trockenstress - Zuwachsreaktionsmuster auf Baum- und Bestandesebene <i>Enno Uhl</i>	111
Produktivität und Klimasensitivität von Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand <i>Klaas Wellhausen</i>	122
Der Hainich - Einheit aus naturbelassen und naturnah bewirtschafteten Laubwäldern <i>Dirk Fritzlarund Andreas Bihl</i>	141
Methoden zur Erstellung von Oberhöhenfächern <i>Georg Kindermann</i>	143
Wachstum fremdländischer Baumarten im Spiegel von Versuchsanbauten <i>Joachim Klädtke</i>	153
Möglichkeiten der Berücksichtigung von Expertenwissen in verallgemeinerten additiven Regressionsmodellen <i>Matthias Schmidt et al.</i>	167
Using single-scan TLS and harvester data for tree height estimation <i>Nikolas von Lüpke et al.</i>	182
Berücksichtigung von Naturschutzanforderungen in Waldwachstumssimulationen – WEHAM und Vipera berus L. <i>Joachim Rock und Daniel Jestrzowski</i>	191
Adress- und Emailverzeichnis der Erstautoren	199

Bestandesentwicklung in zwei plenterartig strukturierten Buchen-Edellaubholz-Mischbeständen in Thüringen

Lars Drössler
Southern Swedish Forest Research Centre

Zusammenfassung

Zwei Untersuchungsflächen in einem ungleichaltrigen Buchenwald mit hohem Edellaubholzanteil wurden nach 15 Jahren erneut aufgenommen. Sie haben eine besondere historische Waldnutzung ohne Überführung in den Altersklassenwald hinter sich. Während die typischen Plenterwälder im Hainich nahezu reine Buchenbestände sind, ist der untersuchte Wald durch einen hohen Bergahornanteil gekennzeichnet. Er ist ein Musterbeispiel für Buchen-Edellaubholz-Mischbestände als Waldentwicklungsziel auf Muschelkalkstandorten in der kollinen Höhenstufe, wie sie in Waldbauprogrammen beschrieben werden.

Ziel der waldbaulichen Untersuchung war es, die Durchmesserverteilung und Entwicklung der Bergahornbäume zu beschreiben und Möglichkeiten einer nachhaltigen Edellaubholzwirtschaft zu diskutieren. Grundlage der Untersuchung sind die Inventuraufnahmen auf zwei repräsentativ ausgewählten Versuchsflächen im Frühjahr 2000 und 2015. In der ersten Versuchsfläche wurden seit 30 Jahren Lückenhiebe angelegt, in denen sich bereits reichlich anfliegende Bergahornverjüngung etabliert hatte und zum Zeitpunkt der Erstaufnahme bis zum Stangenholzstadium herangewachsen war. Der Vergleich mit der zweiten Versuchsfläche zeigt, dass stärkere punktuelle Eingriffe als die klassische Plenternutzung notwendig sind, um zukünftig neue Individuen des Bergahorns in die Oberschicht einwachsen zu lassen. Eine strikte einzelstammweise Nutzung in der zweiten Versuchsfläche führte zu nahezu vollständiger Dominanz der Rotbuche in der Unter- und Mittelschicht.

1 Einleitung

Die untersuchten Buchen-Edellaub-Bestände werden mit dem Ziel bewirtschaftet, einen Anteil von 25% an Edellaubbäumen langfristig zu erhalten. Gleichzeitig wird die Wahrung einer möglichst hohen Strukturvielfalt angestrebt. Während die waldbauliche Theorie dafür das Femelschlagverfahren vorschlägt (Gayer, 1886; Röhrig et al. 2006), bevorzugt die waldbauliche Praxis vor Ort eine kleinflächigere Vorgehensweise. Waldbauprogramme beschreiben ähnliche Zielvorstellungen für ungleichaltrige Mischwälder auf vergleichbaren Standorten mit sehr guter Nährstoffversorgung und ausreichend Verjüngungspotential. Dagegen ist es umstritten, ob eine nachhaltige Bewirtschaftung von Edellaubbäumen in ungleichaltrigen, buchendominierten Wäldern möglich ist (Schütz, 2001; Petritan et al. 2009). Ziel der Untersuchung war es deshalb, die Entwicklung einzelner Bergahornbäume der ausgewählten Bestände zu dokumentieren. Es werden die Durchmesserverteilungen am Anfang und Ende des Beobachtungszeitraumes beschrieben. Ausserdem wurde der Bestandeszuwachs ermittelt. Auf Grundlage der Entwicklung einzelner Bergahornbäume werden mögliche waldbauliche Eingriffe in vergleichbaren Beständen diskutiert.



Abb. 1 und 2: Bestandesausschnitte auf Fläche 1 mit der Entnahme von 2-4 Bäumen der Oberschicht je Lücke (links) und auf Fläche 2 mit einzelstammweiser Baumentnahme (rechts) im Jahr 2015.

2 Material und Methoden

2.1 Lage der Untersuchungsbestände

Die beschriebenen Waldbestände befinden sich im Nordwesten Thüringens, am nördlichen Rand des Hainichs in der Übergangszone zum Eichsfeld. Er begrenzt das Thüringer Becken nach Westen und stellt ein relativ geschlossenes und ausgedehntes Buchenwaldgebiet dar. Die zwei Untersuchungsflächen liegen etwa zehn Kilometer westlich von der Stadt Mühlhausen entfernt. Sie gehören zum Dörnaer Wald, welcher sich zwischen Dörna und Struth befindet (N 51° 13'40", O 10° 20'00").

Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 700 mm, von denen etwa 300 mm während der Vegetationsperiode fallen. Die Jahresdurchschnittstemperatur schwankt um 7 °C. Als natürliche Waldgesellschaft kommt der Waldgersten-Buchenwald (*Hordelymo-Fagetum*) vor.

Die Untersuchungsflächen 1 und 2 sind Teil der Abteilung 8 und 6 des Forstreviers Anrode im Forstamt Hainich-Werrtal und liegen in einer Höhenlage von 370 und 430 m ü. NN. Das geologische Ausgangsmaterial ist der obere Muschelkalk. Fläche 1 ist mit einer Lößlehmauflage überlagert. Der Bodentyp ist eine mäßig frische Parabraunerde mit frischer Wasserversorgung. Fläche 2 ist dagegen mit grusigem Ton über Kalkton überlagert. Der Bodentyp entspricht daher einer Braunerde-Terra Fusca. Die Wasserversorgung ist hier mäßig frisch. Die Nährstoffversorgung ist auf beiden Standorten kräftig.

2.2 Waldgeschichte

Der Gerechtigkeitswald Dörna befand sich seit Jahrhunderten im Eigentum der beteiligten Gerechtigkeitsbesitzer. Sie bildeten eine altrechtliche Waldgenossenschaft. Wie sie die Bestände in der Vergangenheit behandelten, lässt sich leider nicht sicher rekonstruieren. Die vorhandenen Quellen sind lückenhaft und zum Teil musste auf Berichte benachbarter Waldungen zurückgegriffen werden. Ein wichtiges Dokument über die untersuchten Bestände ist die Gemeindeholz-Ordnung aus dem Jahr 1836: „Die Dörnaer Waldung ist Mittelwald und es finden sich darin hauptsächlich Eichen, Espen und Buchen, weniger Ahorn, Eschen und Linden, sowie auch einzelne andere Holzarten an Ober- und Unterholz untermengt vor.“ Die Mittelwaldwirtschaft erfolgte in einem zehn- bis elfjährigen Umtrieb. Stärkeres Baumholz wurde über Bauholzgerechtigkeiten an 57 Gerechtigkeitsbesitzer verteilt. Damit hatten sie im Fall eines Hausbaues Anspruch auf „zwei Eichen zu Säulen“, „sechs Bäume zu Schwellen“ und „fünzig Aspen, Linden oder ähnliches“. Zum Bau einer Scheune durfte „eichenes Holz zu vier Schwellen“ und „vierzig Aspen, Linden oder ähnliches“ geschlagen werden. Der Gerechtigkeitswald nahm eine Fläche von 166 Hektar ein. Um nachhaltig zu wirtschaften, sollten auf einem Viertel Hektar „wenigstens vierzig gute Hegereiser von Buchen, Eichen, Hainbuchen, Eschen, Ahornen und dergleichen Hölzer“ übergehalten werden. Die Waldweide war erlaubt, jedoch nur bis Michaelis am 29. September (Gemeindeholz-Ordnung, 1836). 1903 wurde aber in einem Beschluss der Gerechtigkeitsbesitzer festgelegt: „... künftig keine Bauholzlieferungen mehr, da es die Schläge nicht mehr vertragen.“

Den nächsten Anhaltspunkt bietet der Betriebsplan für die Zeit von 1935 bis 1944, welcher eine „plenterwaldartige“ Bewirtschaftung erwähnt. Auf Grundlage des festgestellten jährlichen Zuwachses an Derbholz von 5 m³/ha wurde der Hiebsatz auf 5,26 m³/ha festgelegt. Der höhere Hiebsatz wird mit zu dicht stehenden „Altholzhorsten“ und dem daher rückgängigen Zuwachs begründet. Der mittlere Derbholzvorrat über den gesamten Gerechtigkeitswald betrug 1934 272 m³/ha (Betriebswerk, 1934). Aus Einschlagsunterlagen geht hervor, dass sich darauf die Nutzung über viele Jahre um 5 bis 6 Efm ha⁻¹ a⁻¹ bewegt hat (Biehl, 1998). Zu Zeiten der DDR betrug die Einschlagshöhe etwa 5-6 Efm ha⁻¹ a⁻¹ (ca. 8-9 VFm). Die Eingriffsintervalle schwankten um 6-8 Jahre.

Auf Fläche 1 wurden bereits vor Anlage der Untersuchungsfläche größere Bestandeslücken zur Förderung der Edellaubbäume geschlagen, während auf Fläche 2 die zielstarken Bäume konventionell einzeltammweise genutzt wurden.

2.3 Untersuchungsmethoden

Die Auswahl der beiden 125 x 125 m großen Flächen erfolgte repräsentativ. Die Flächen wurden dauerhaft verpflockt, indem Eichenpfähle in einem 62,5 x 62,5 m-Raster gesetzt wurden. Von jedem Baum wurden die Artzugehörigkeit und der Brusthöhendurchmesser (BHD) ermittelt. Es wurden nur die Bäume berücksichtigt, welche einen BHD von mindestens 7 cm aufwiesen. Diese wurden dauerhaft num-

meriert. Bäume bis 39,9 cm BHD wurden einfach, stärkere Bäume und alle Linden kreuzweise gekluppt. Auf jeder Fläche wurden von dreißig Bäumen je Baumart die Baumhöhe und Kronenansatzhöhe gemessen. Seltener Baumarten sind vollzählig erfasst worden. Vollkluppungen erfolgten im Frühjahr 2000, 2006 und 2015. Nutzungen auf den Untersuchungsflächen wurden mit der Baumnummer, dem BHD und der Baumlänge zum Zeitpunkt der Nutzung dokumentiert.

Zur Volumenbestimmung der Buche und Hainbuche wurden angepasste logarithmische Höhenkurven und Formzahlfunktionen nach Bergel (1973) verwendet. Die beste Anpassung zur Berechnung von Baumhöhen für Bergahorn und Linde ergab sich mit der Petterson-Funktion (Drössler 2001). Das Volumen für den Bergahorn ist mit Hilfe der Bestandesformzahl von Nagel (1985) berechnet worden. Die verwendeten Formzahlen für die Esche stammen aus der Tabelle von Wimmenauer (1919). Eine Volumenfunktion von Böckmann (1990) ist für die Linde und eine weitere von Prodan (1965) für die Eiche verwendet worden.

Der periodische Zuwachs entsprach dem Unterschied zwischen dem stehenden Bestandesvolumen 2000 und 2015 minus den Nutzungen. Auf Fläche 2 wurde eine Nutzung 2001 nicht vollständig dokumentiert, deshalb konnte nur der Zuwachs 2006-2015 berechnet werden. Zur Darstellung der BHD-Verteilungen wurden die gekluppten Bäume in 4 cm breite BHD-Klassen eingeteilt (7,0-10,9 cm, 11,0-14,9 cm, usw.).

3 Ergebnisse

3.1 Bestandesstruktur und Durchmesserentwicklung

Im Frühjahr 2000 betrug der stehende Holzvorrat $312 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ auf Fläche 1 und $365 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ auf Fläche 2. Die Stammzahl betrug 332 und 416 Bäume pro Hektar, die Grundfläche 22,3 und $26,2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Der Anteil der Buche war auf beiden Flächen dominant, der Bergahornanteil war etwas höher auf Fläche 1 während der Anteil aller Edellaubbäume etwas höher auf Fläche 2 war (Tabelle 1).

Tab. 1. Relativer Anteil der Baumarten am Bestandesvorrat im Jahr 2000

Baumart	Fläche 1	Fläche 2
Buche	76	67
Bergahorn	15	12
Winterlinde	2	11
Spitzahorn	2	6
Esche	0	1
Eiche	2	3
Andere	3	0



Abb. 3. Durchmesser- und Baumartenverteilung im Jahr 2000 und 2015 auf der Untersuchungsfläche 1 (Abb. 3a-b) und 2 (Abb. 3c-d).

Die Durchmesserverteilungen in Abb. 3 charakterisieren eine plenterartige Struktur. Die Verteilungen im Jahr 2000 veranschaulichen eine zunehmende Dominanz der Buche in der unteren und mittleren Bestandesschicht (Abb. 3a und c). Diese Dominanz hat sich 2015 auf Fläche 2 verstärkt (Abb. 3d). Auf Fläche 1 hat dagegen ein bedeutender Einwuchs neuer Bergahornbäume in die geringste Durchmesserklasse stattgefunden. Mehr als die Hälfte der Bäume in dieser Größenklasse sind Bergahorns (Abb. 3b). Ein geringer Teil dieser Bergahornbäume war bereits im Jahr 2000 mindestens 7 cm stark. Die anderen Bergahornbäume wurden aufgrund der festgelegten Kluppschwelle nicht erfasst.

Die Naturverjüngung bestand im Jahr 2000 aus etwa 100.000 Pflanzen pro Hektar. Auf Fläche 1 nahm der Bergahorn einen Anteil von knapp 80% ein, während sich Bergahorn und Gemeine Esche auf Fläche 2 gleichmässig auf diesen Anteil verteilten. Während auf Fläche 1 Bergahornpflanzen in allen Höhenklassen der Verjüngung vorkamen, gab es auf Fläche 2 keine Bergahornverjüngungspflanzen höher als 1 m. Nahezu alle dieser Pflanzen in der Höhenklasse 0,5-1 m waren verbissen, während Pflanzen höher als 2 m dagegen kaum verbissen waren. Weitere Ergebnisse zum Verbiss, zur Dichte, Arten- und Höhenstruktur der Naturverjüngung, sowie zur horizontalen Bestandesstruktur, Waldtextur und zu Waldentwicklungsphasen im Jahr 2000 sind in einer Diplomarbeit dokumentiert (Drössler 2001).

3.2 Bestandes- und Einzelbaumzuwachs

Der durchschnittliche jährliche Bestandeszuwachs auf Fläche 1 betrug im 15jährigen Beobachtungszeitraum $11,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Auf Fläche 2 betrug der Zuwachs in den letzten 9 Jahren $11,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. In beiden Fällen stieg der Derbholzvorrat auf mehr als $400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ im Frühjahr 2015 an (Abb. 4).

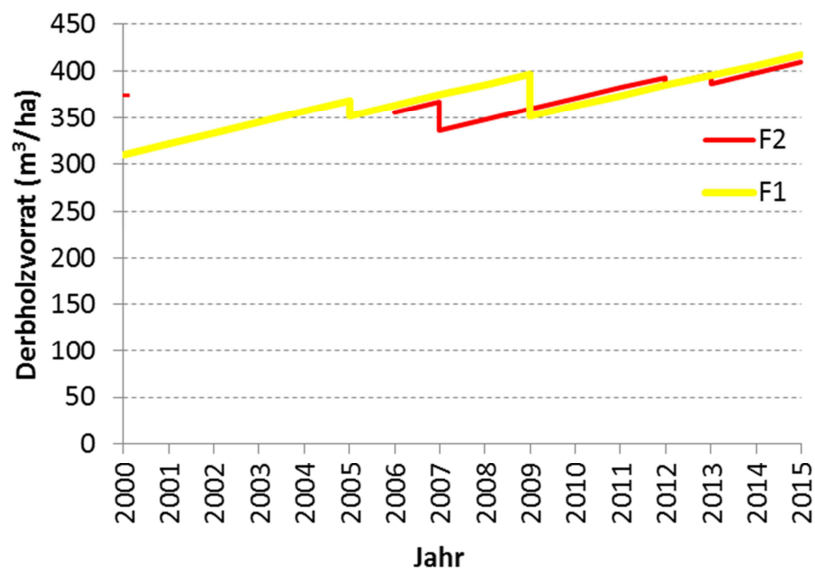


Abb. 4. Entwicklung des stehenden Derbholzvorrates von 2000/2006 bis 2015 auf Fläche 1 und 2.

Der durchschnittliche Durchmesserzuwachs der gemessenen Bergahornbäume betrug $0,5 \text{ cm pro Jahr}$. In Abbildung 5 fällt die relativ große Streuung auf, sowohl für die starken als auch für die schwachen Bäume. Während die eine Hälfte der jüngeren Bergahornbäume mit $\text{BHD} < 20 \text{ cm}$ nur um $0,3 \text{ cm pro Jahr}$ im BHD im Mittel zugenommen hat, ist die andere Hälfte um $0,7 \text{ cm pro Jahr}$ zugewachsen. Aber auch einige Bergahornbäume mit $\text{BHD} > 50 \text{ cm}$ wiesen einen hohen Durchmesserzuwachs auf. Die Unterschiede zwischen den Bergahornbäumen mit $\text{BHD} > 20 \text{ cm}$ zwischen Fläche 1 und 2 waren gering ($0,53$ und $0,45 \text{ cm pro Jahr}$).

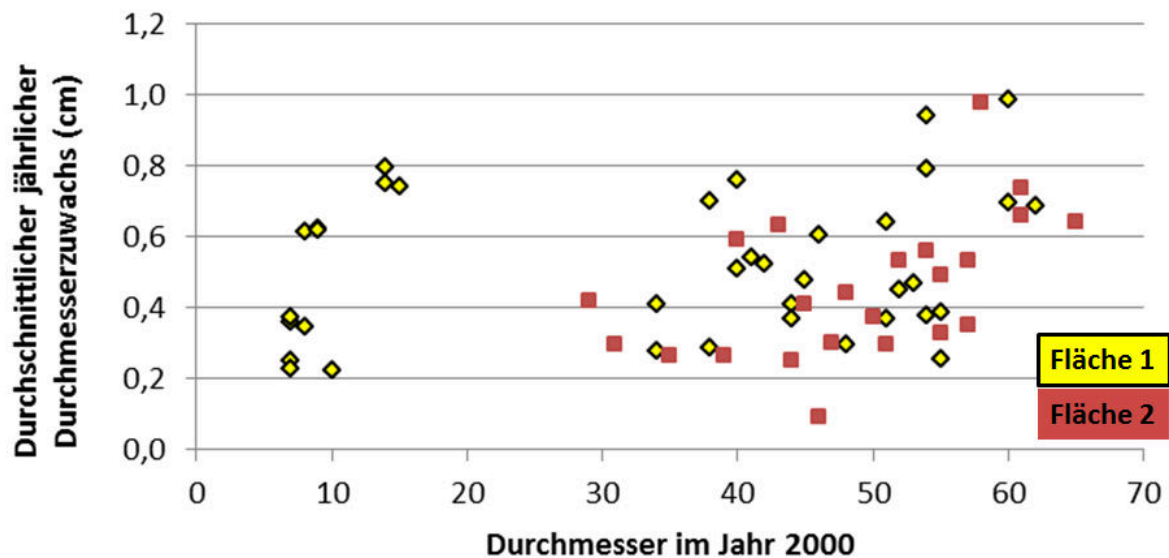


Abb. 5. Mittlerer jährlicher Durchmesserzuwachs 2000-2015 einzelner Bergahornbäume in Abhängigkeit vom BHD im Jahr 2000.

Neben der Streuung der Einzelbaumzuwächse wurde für die wenigen gemessenen Höhen der neuen Einwüchse ebenfalls eine große Streuung gefunden. Für vier Einwüchse mit 10-12 cm BHD 2015 wurden beispielsweise Höhen von 7, 9, 13 und 15 m gemessen.

4 Diskussion

Der Beitrag zeigt ein erfolgreiches Beispiel, wie auf einer Fläche genügend Edellaubbäume bei entsprechender Bewirtschaftung in das Stangenholzstadium einwachsen können. Allerdings waren die waldbaulichen Eingriffe auf die Erziehung des Bergahorns ausgerichtet und der Standort günstig. Der Standort auf Muschelkalk entspricht den gehobenen Nährstoffansprüchen des Bergahorns. Außerdem garantiert die Tonüberlagerung bzw. Lösslehmauflage eine gute Wasserversorgung.

Neben zu geringer Nährstoff- oder Wasserversorgung kann hoher Wildverbiss den Erfolg der Naturverjüngung von Edellaubbäumen verhindern, insbesondere bei geringer Anzahl an Verjüngungspflanzen. Die Jagd oder Verbissschutz können das Problem verringern. Auch im präsentierten Beispiel war Verbiss ein Problem, das vermutlich zum Zeitpunkt der ersten Lückenhiebe grösser war. Das Fazit zur Verjüngungssituation: Günstige Wuchsbedingungen, die hohe Anzahl an Bergahornindividuen und die besondere Aufmerksamkeit der Bewirtschafter führten zur erfolgreichen Etablierung in den Verjüngungskegeln mit Individuen > 2 m Höhe auf Fläche 1.

Auf Fläche 2, klassisch in einzelstammweiser Plenterung bewirtschaftet, wurden keine grösseren Bergahornpflanzen oder Verjüngungskegel vorgefunden, dagegen wurden die untere und mittlere Bestandesschicht sehr stark von Buchen dominiert. Diese Momentaufnahme und der relativ kurze Beobachtungszeitraum der letzten 15 Jahre unterstützen die These, dass lichtbedürftigere Baumarten in ungleichaltrigen Beständen mit einzelstammweiser Nutzung nicht nachhaltig bewirtschaftet werden können (Petritan et al. 2009, Brang et al. 2014). Das Lehrbuch von Gayer (1886) empfiehlt die gruppenweise Entnahme von zielstarken Bäume zur Verjüngung von Mischbaumarten im Dauerwald. Auch das Schirmschlagverfahren kann zur Begründung von Mischbeständen verwendet werden (Röhrig et al. 2006). Da aber die Waldbesitzer die Plenterstruktur als eines ihrer Wirtschaftsziele festgelegt haben, wurde eine kleinflächigere, truppweise Entnahme von 2-4 Bäumen der Oberschicht zur Förderung des Edellaubholzes durchgeführt. Verbunden mit Pflegeeingriffen wurde das Wuchspotential einzelner Bergahornbäume genutzt, um sie in die mittlere und obere Bestandesschicht einwachsen zu lassen. Dabei ist die Entwicklung einzelner Bergahornbäume flexibel. Es macht einen erheblichen Unterschied, ob so ein Baum 0,3 oder 0,7 cm pro Jahr im Durchmesser zuwächst, der sich auch in der Wertentwicklung über die Jahre deutlich widerspiegelt. Demoflächen mit der kompletten Freistellung von Bergahornbäumen mit etwa 10-20 cm BHD in Rheinland-Pfalz zeigen, daß ein jährliches Durchmesserwachstum von 2 cm und mehr erfolgen kann (zumindest in den folgenden 10-20 Jahren). Die starke Streuung der wenigen Höhenmessungen mag durch die Strategie des Bergahorns zu erklären sein, bei seitlichem

Konkurrenzdruck in die Höhe zu schießen. Letzteres weist aber auch auf die Möglichkeit hin, ein ausgeglichenes H/D-Verhältnis waldbaulich zu steuern. Ohland (2000) fand in sechs Beständen auf demselben oder vergleichbaren Standort eine Mindestgröße für Kronendachlücken, die nie kleiner werden dürfen als 10-12 m Durchmesser, um das Einwachsen eines Bergahorns in die untere und mittlere Bestandeschicht zu gewährleisten. Später sollte die Krone dieser Bäume freigestellt werden um die Zielstärke schnell zu erreichen.

Die ermittelten Durchmesserzuwachswerte zeigten eine grosse Streuung mit einer Bandbreite von 0,1 bis 1,0 cm pro Jahr. Ein gefälltter, etwa 180 Jahre alter Bergahorn mit 80 cm BHD wuchs in den ersten 100 Lebensjahren auf ein Drittel seines endgültigen BHD, und legte in den letzten 80 Jahren entgegen der Darstellung in Lehrbüchern in seinem Zuwachs deutlich zu. Die jüngere Generation Bergahornbäume wies eine Bandbreite im jährlichen Durchmesserzuwachs von 0,2-0,8 cm auf, die Hälfte der Bäume um 0,6-0,8 cm. Die zwei Flächen, sowie die geringe Anzahl an Bergahornbäumen und Durchmesserzuwachsmessungen begrenzen verallgemeinernde Schlussfolgerungen. Streng genommen stellen die beiden Untersuchungsflächen lediglich Beobachtungen dar. Es gab keinen experimentiellen Versuchsaufbau mit zwei Behandlungen in demselben Bestand. Die Anlage der Untersuchungsflächen erfolgte zu spät und jeder der plenterartig strukturierten Bestände kann etwas unterschiedlich aufgebaut sein, auf die sich der Bewirtschafter in seiner Pflege einstellt.

Die Abweichung von durchschnittlichen Zuwachswerten lässt bei der Pflege die Frage aufkommen, wie zuverlässig die Prognosen von Waldwachstumssimulatoren sind, um die Entwicklung einzelner geförderter Bäume zu beschreiben. Prognosen der Untersuchungsbestände mit BWinPro 5.01 im Jahr 2000 (ohne Berücksichtigung der Nutzung) schätzten den laufenden Bestandeszuwachs in den folgenden zwei Jahrzehnten auf jährlich 10-11 m³ ha⁻¹. Damit lagen die Schätzungen sehr nahe am gemessenen Zuwachs, obwohl die Simulation ungleichaltriger Bestände ausdrücklich nicht empfohlen wird (Nagel, 2000). Die in Kauf genommene Annahme, dass sich Bäume wie im Altersklassenwald entwickeln, war jedoch nicht die einzige falsche Annahme bei der Anwendung von BWinPro: In der Simulation fielen 80% der Edellaubbäume mit BHD < 40 cm aus. Das Programm hat unterständige Bäume aufgrund ihrer hohen C66-Konkurrenzindizes, insbesondere die Mischbaumarten, nicht mehr für überlebensfähig gehalten. Abgesehen von solchen Fehlprognosen der zukünftigen Bestandesstruktur kann eine unzureichende Berücksichtigung der waldbaulich geförderten Bäume mit den höchsten Zuwächsen für die richtigen Entscheidungen des Bewirtschafters in ungleichaltrigen Wäldern ein Problem darstellen. Im untersuchten Fall wurde das Durchmesserwachstum von 15 Bergahornbäumen im Stangenholzalter mit BWinPro für den 15jährigen Beobachtungszeitraum jedoch nur um 1,3 cm unterschätzt (ohne Berücksichtigung der vier abgestorbenen Bäume. Einzelne Bäume wurden leicht um 2-3 cm unterschätzt (Tabelle 2). Der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes aller Bergahornbäume auf Fläche 1 wurde für das Jahr 2015 mit 47 cm berechnet, und lag tatsächlich bei 48 cm (ohne fünf entnommene Bergahornbäume 2009 mit 46, 61, 54, 11 und 54 cm BHD). Damit liegen die durchschnittlichen Schätzungen des Einzelbaumzuwachses ebenfalls nahe der tatsächlichen Zuwachswerte.

Tab. 2. Gemessener und berechneter Durchmesserzuwachs im Zeitraum 2000-2015 einer Gruppe von Bergahornbäumen (Werte in Klammer stellen Minimum- und Maximumwerte dar).

BHD-Klasse (cm)	Anzahl Bäume 2000	Anzahl Mortalität (Anzahl B.)	durchschnittlicher BHD-Zuwachs 2000-2015	
			gemessen	berechnet
7	5	1	4,5 (3,4-5,6)	3,4
8	4	2	7,2 (5,2-9,2)	6,6
9	2	0	9,3 (9,2-9,4)	6,5
10	1	1	3,4	5,1
14	2	0	11,6 (11,3-11,9)	9,6
15	1	0	11,1	12,5

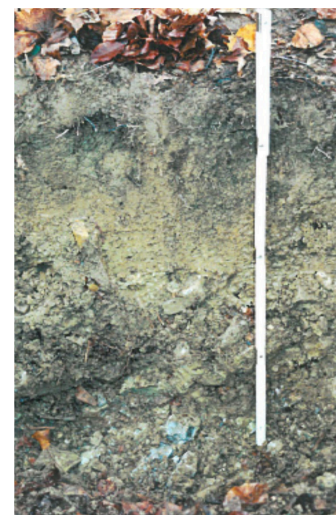


Abb. 6. Bodenprofil des Standorts

Wenn Standortsunterschiede vorkommen, dann wäre ein etwas höherer Zuwachs auf der niedriger gelegenen Fläche 1 bei ausreichender Wasserversorgung zu erwarten. In trockenen Jahren könnte die höhere Wasserhaltekapazität auf Fläche 2 bessere Wuchsbedingungen ermöglichen.

Auf die Frage zum Entwicklungspotential der Esche auf diesem Standort halten die Bewirtschafter eine ähnliche Entwicklung bei entsprechender waldbaulicher Pflege ebenfalls für realistisch.

Das Fazit der Untersuchung, trotz der geringen Datenbasis, sollte daher eine höhere Gewichtung der Erfahrung und Meinung der örtlichen Bewirtschafter sein. Mögliche Abweichungen einzelner, waldbaulich geförderter Bäume von Waldwachstumprognosen sollten verständlich und offen während der Anwendung solcher entscheidungsunterstützenden Systeme kommuniziert werden. Man sollte sich nicht nur auf das unzureichende Studium des Anwenders berufen, sondern proaktiv auf potenzielle Fehlprognosen einzelner Outputvariablen hinweisen.

Literatur

- Bergel D. (1973): Formzahluntersuchungen an Buche, Fichte, europäischer und japanischer Lärche zur Aufstellung neuer Massentafeln. AFJZ 146, 117-124.
- Betriebswerk (1934): Betriebswerk des Gemeinde-Gerechtigkeitswaldes in Dörna. Regierungsforstamt Erfurt.
- Biehl H. (1998): Gedanken zur Laubholzplenterwirtschaft im Revier Langula. unveröffentl. Manuskript.
- Brang P., Spathelf P., Larsen J.B., Bauhus J., Boncina A., Chauvin C., Drössler L., Garcia-Guemes C., Heiri C., Kerr G., Lexer M.J., Mason B., Mohren F., Mühlethaler U., Nocentini S., Svoboda M. (2014): Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87(4):492–503, doi:10.1093/forestry/cpu018.
- Drössler L. (2001): Untersuchungen zum Aufbau eines plenterartigen Laubholzbestandes mit hohem Edellaubholzanteil. Diplomarbeit, Forstl. Fak. Univ. Göttingen.
- Gayer K. (1886): Der gemischte Wald: Seine Begründung und Pflege, insbesondere durch Horst- und Gruppenwirtschaft. Berlin, Parey.
- Gemeindeholz-Ordnung (1836): Dörnaer Heimatblätter Nr. 5. Anonym, Reprint von H. Gräfe.
- Nagel J. (1985): Wachstumsmodell für Bergahorn in Schleswig-Holstein. Dissertation, Forstl. Fak. Univ. Göttingen.
- Nagel J. (2000): BWinPro – Programm zur Bestandesanalyse und Prognose. Handbuch zur Version 5.01.
- Ohland, C. (2000): Untersuchung von Bergahornverjüngung in Lichtschächten. Referendararbeit, FA Mühlhausen, ThüringenForst.
- Petrutan A.M., Lüpke B.v., Petrutan I.C. (2009): Influence of light availability on growth, leaf morphology and plant architecture of beech (*Fagus sylvatica* L.), maple (*Acer pseudoplatanus* L.) and ash (*Fraxinus excelsior* L.) saplings. *Eur J Forest Res* 128:61-74.
- Prodan M. (1965): Holzmeßlehre. Frankfurt, Sauerländer.
- Röhrig E., Bartsch N., Lüpke B.v. (2006): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Stuttgart, Ulmer.
- Böckmann T. (1990): Wachstum und Ertrag der Winterlinde (*Tilia cordata* Mill.) in Niedersachsen und Nordhessen. Dissertation, Forstl. Fak. Univ. Göttingen.
- Schütz J.P. (2001): Der Plenterwald und weitere Formen strukturierter und gemischter Wälder. Berlin, Parey.
- Wimmenauer K. (1919): Wachstum und Ertrag der Esche. AFJZ 90, 9-17 u. 37-40.

Analyse von Borkenkäferschäden auf langfristigen waldwachstumskundlichen Fichten-Versuchsflächen

Axel Albrecht, Ulrich Kohnle (FVA Baden-Württemberg Abt. Waldwachstum)

Heike Puhlmann (FVA Baden-Württemberg Abt. Boden und Umwelt)

Dietmar Zirlewagen (Interra)

1 Einleitung

Die Analyse von Borkenkäferbefall hat sowohl in bewirtschafteten als auch in unbewirtschafteten Wäldern große Bedeutung. In bewirtschafteten Wäldern führt Borkenkäferbefall zu empfindlichen ökonomischen Schäden, z. B. verursacht durch Holzentwertung und erhöhten Aufwand für die Kontrolle und den Einschlag von Kalamitätsholz. Forschungsarbeiten in bewirtschafteten Wäldern zielen auf eine Minimierung oder Vermeidung von Borkenkäferschäden ab und versuchen typischerweise diese Minimierung durch Entwicklung geeigneter Prognose-, Frühwarn- oder Erklärungsmodelle zu unterstützen (Baier et al. 2007, Overbeck et al. 2012). In unbewirtschafteten Wäldern stellen Borkenkäfer nennenswerte Treiber natürlicher Entwicklungsdynamik von Waldökosystemen und Naturwäldern dar. Borkenkäferanalysen in unbewirtschafteten Wäldern sind ausgelegt auf die ökologische Analyse, Populations- und Sukzessionsdynamik und betrachten den Befall als Bestandteil natürlicher Dynamik. Der vorliegende Beitrag ist auf bewirtschaftete Wälder fokussiert.

Die bekannten Einflussfaktoren für das Auftreten von Borkenkäferbefall lassen sich in Gruppen zusammenfassen: Wirtsspezifische Faktoren (Harzeigenschaften, Baumdimension, Phloemdicke, Waldeigenschaften), parasitenbezogene Faktoren (Käferdichte, Flug- und Ausbreitungsdistanz, Symbionten und Parasiten der Käfer selbst) sowie geophysikalische und landschaftsbezogene Faktoren (Ausbreitungsbarrieren, Nähe geeigneter Wirtbestände). Darüber hinaus nimmt auch der Mensch Einfluss auf den Borkenkäferbefall, z. B. durch Borkenkäferbekämpfung, Sanitätshiebe, Polterspritzung etc. Diese Faktoren und Effekte charakterisieren die Populationsdynamik rindenbrütender Borkenkäfer und beschreiben Schwellenwerte beginnend beim kleinskaligen Wirtseintritt über Etablierung der Käferpopulation zur Reproduktion und schließlich bis hin zur meso- und großskaligen Gradation (Raffa et al. 2008). Bemerkenswert erscheint, dass – bevor es zur Gradation kommt – Faktoren wie Dürre und Temperatur erheblichen Einfluss auf den Befall ausüben. Dem stehen andere externe Kontrollfaktoren wie geophysikalische Barrieren gegenüber, welche für das Ausbrechen großflächiger Gradationen eine viel wichtigere Bedeutung haben als die vorgenannten Witterungs- und Klimafaktoren. Etwas anders angeordnet, aber mit prinzipiell vergleichbarer Logik gruppiert Wermelinger (2004) die Einflussfaktoren nach Käferbiologie, natürliche Feinde, Wirtsanfälligkeit, Massenvermehrung und Bewirtschaftungsmaßnahmen durch den Menschen.

Ein besonders hervorzuhebender Einflussfaktor sind Sturmschäden im Vorfeld von Borkenkäferbefall: Der Hauptgrund für vermehrt auftretende Borkenkäferschäden nach Sturmereignissen liegt dabei im erhöhten Angebot an bruttauglichem Material, wie liegendem und stehendem Sturmholz, welches meist erst mit etwas Zeitverzögerung nach dem Sturmereignis aufgearbeitet wird, so dass genügend Zeit für die Entwicklung von Borkenkäfern vorhanden ist (Scherstjanoi et al. 2012). Sturmschäden stellen zusammen mit Borkenkäferschäden in Europa die wichtigsten Ursachen für abrupte Störungen und schnelle Veränderungen der ansonsten kontinuierlichen Entwicklungsdynamik von Wäldern dar (Schelhaas et al. 2003, Wermelinger 2004). Innerhalb der Borkenkäfer nimmt der Buchdrucker (*Ips typographus* L.) eine herausragende Stellung ein (Schelhaas et al. 2003).

Waldwachstumskundliche Versuchsflächen wurden und werden überwiegend mit der Zielsetzung angelegt, Einflüsse der waldbaulichen Bestandesbehandlung auf den Zuwachs von Bäumen und Beständen zu untersuchen. Verschiedene Behandlungen in diesem Sinne sind z. B. Durchforstungsarten, Düngung, Baumarten- und Provenienzvergleiche sowie Pflanzverbandsversuche. Damit sind Untersuchungen zufälliger Nutzungen wie Borkenkäferbefall nicht der Hauptfokus der Versuchsanlagen. Da jedoch auf den Versuchsflächen für jeden entnommenen Baum ein sogenannter Ausscheidgrund erhoben wird, sind auch risikobezogene Auswertungen nichtplanmäßiger Nutzungen möglich. Zum Beispiel ermöglicht die genaue, einzelbaumweise Schadkennung den Auswertenden die Gegenüberstellung mit nichtbefallenen Bäumen in den gleichen Beständen. Daten zu nichtbefallenen Bäumen fehlen in anderen Borkenkäferauswertungen häufig. Damit sind Versuchsflächenauswertungen der befallenen Kollektive als Teil des

gesamten Bestandesgefüges möglich. Zusätzlich ist der Datenumfang verglichen mit anderen einzelbaumbezogenen Borkenkäferauswertungen relativ groß und umfasst mehrere Orte und Zeitpunkte mit Käferschäden.

Vor dem Hintergrund dieser Aspekt leitet sich die folgende Frage für diesen Beitrag ab:

- Von welchen dendrometrischen, klimatologischen und hydrologischen Variablen sind die beobachteten Borkenkäferschäden besonders abhängig?

Hypothesen:

- Das Sonneneinstrahlungspotential erhöht das Befallsrisiko
- Lichte Waldbestände erhöhen das Befallsrisiko
- Besonders die vorherrschenden Bäume werden befallen

2 Datenmaterial und Kennziffern

2.1 Versuchsflächen

Es wurden insgesamt 586 Versuchsflächen ausgewählt, auf denen Fichten vorkommen. Die durchschnittliche Flächengröße beträgt 0,21 ha, und die Lage der Versuchsflächen ist in Abbildung 1 wiedergegeben. Trotz der unsystematischen Anordnung und Verteilung der Flächen sind Höhenstufen von 200 bis über 1200 m (Tabelle 1) sowie ein breites standörtliches Spektrum von azonalen Alluvialstandorten über stark kalkhaltige Böden bis hin zu hochmontanen Moor- oder Geröll- und Grusböden vertreten.

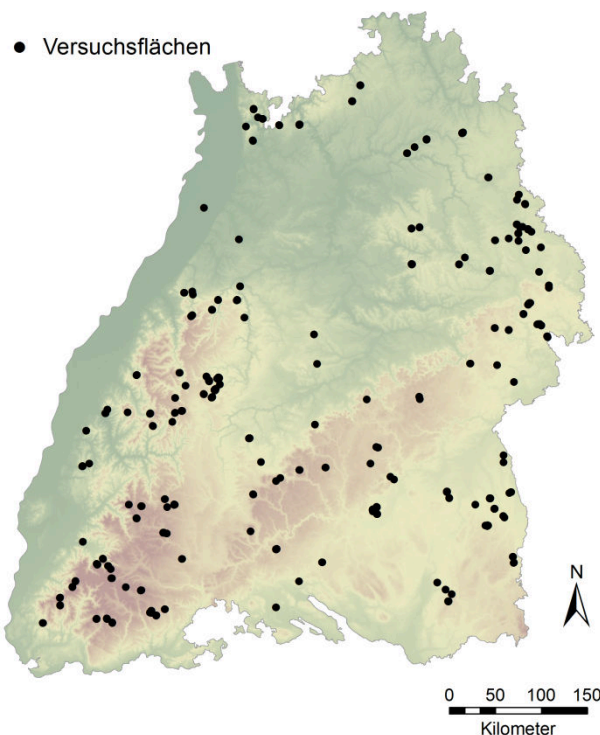


Abb. 1: Lage der Versuchsflächen für die Auswertung von Borkenkäferschäden an Fichten in Baden-Württemberg

Die Borkenkäferschäden wurden in der Regel anlassbezogen durch die Revierleitenden an die FVA gemeldet. Damit sind die Meldungen keine jährliche oder gar monatliche Pflichterfassung. Lediglich bei Auftreten von Schäden und schadbedingter Entnahme der Bäume wurde der Schaden baumscharf erfasst. Zu erwähnen ist, dass als Datum das Entnahmedatum und nicht explizit das Schadensdatum eingetragen wird. Außerdem wird nicht zwischen verschiedenen Insektenarten differenziert, so dass im Falle der Fichte zwar überwiegend von Schäden durch *Ips typographus* L. (Buchdrucker) ausgegangen werden kann. Es sind jedoch mutmaßlich auch Schäden durch andere Insekten wie z. B. *Pityogenes chalcographus* L. (Kupferstecher) enthalten.

Die Verteilung der 1.060 beobachteten Borkenkäferbäume auf der Zeitachse ist in Abbildung 2 ersichtlich. Bis ca. 1995 fallen einzelne Ereignisse 1981, 1988 und 1991 auf. Nach 1995 ist zusätzlich auch ein gewisses kontinuierliches Grundrauschen von Borkenkäferschäden zu beobachten.

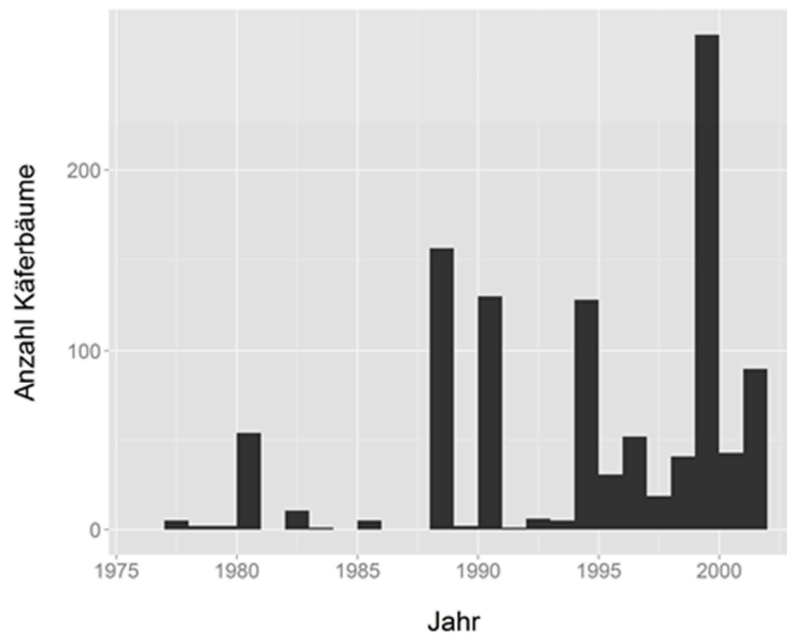


Abb. 2: Verteilung der Borkenkäferbäume über den Beobachtungszeitraum

2.2 Dendrometrische Kenngrößen

Die durchschnittlich 56 Jahre alten Bestände weisen überwiegend hohe Fichtenanteile (Mittelwert 91%) auf (Tabelle 1). Es sind überwiegend strukturarme, fichtenreiche Bestände (Altersklassenbestände), jedoch sind auch geringe Anteile von Beständen vorhanden, in denen andere Baumarten nennenswerte Teile ausmachen und die Fichte nur in Beimischung vorkommt. Struktureiche Bestände sind nur in geringem Umfang vertreten, dann meist in Mischung mit Weisstanne (*Abies alba* Mill.) als Bergmischwälder. Etwa ein Viertel der Bestände ist über 80 bis zu 206 Jahre alt. Die breite Spreitung der Bestandesspitzenhöhe von 10 bis über 41 m lässt erkennen, dass sowohl junge als auch Altbestände vertreten sind.

Die Bedeutung forstlicher Eingriffe für Borkenkäferbefall wurde mit dem Durchforstungsquotient sowie der relativen Entnahmemenge quantifiziert. Dabei zeigen Werte > 1 des Durchforstungsquotienten an, dass vorwiegend herrschende Individuen entnommen wurden. Im Mittel wurden auf den Versuchsflächen jedoch eher mitherrschende und beherrschte Bäume entnommen. Die mittlere Entnahmestärke der forstlichen Eingriffe betrug 7 (planmäßige Entnahmen) bzw. 12 % des Vorrats (alle Entnahmen inkl. nicht-planmäßige) und fiel damit im Mittel gemäßigt bis schwach aus. Zur Berücksichtigung auch länger zurück liegender Entnahmen wurde die kumulierte Entnahmestärke berechnet und durch die Gesamtwuchsleistung dividiert. Diese Variable beziffert die mittlere Eingriffsintensität über längere Zeiträume.

Zur Charakterisierung der Vorschädigungen durch Sturm wurden drei verschiedene Kennwerte berechnet. Das Sturmschadensprozent der vergangenen fünf Jahre, der gleiche Wert für den Zeitraum fünf bis zehn Jahre vor dem aktuellen Aufnahmedatum, sowie die über den jeweils gesamten Zeitraum bis zum jeweils aktuellen Aufnahmedatum kumulierten Sturmschadensmengen, geteilt durch die Gesamtwuchsleistung.

Tab. 1: Übersicht über die beschreibenden Variablen des Fichten-Versuchsflächen Datensatzes

Variablenname	Mean	Max.	Min.	Informationsebene
Bestandesalter	55,9	206,0	20,0	Bestand
Bestockungsgrad	0,8	1,6	0,3	Bestand
Bestandesgrundfläche (m ²)	33,8	67,4	9,8	Bestand
Bestandesdichteindex (stand density index, dimensionslos)	7374	18010	2135	Bestand
Fichtenanteil	0,9	1,0	0,0	Bestand
Spannweite der Durchmesser-Verteilung	27,1	106,0	3,9	Bestand
relative Spannweite der Durchmesser-Verteilung (geteilt durch den Mitteldurchmesser)	1,1	4,2	0,3	Bestand
Durchmesser des Grundflächenmittelsammes	25,5	60,1	10,5	Bestand
Bestandesmittelhöhe (mittlere Höhe der 100 stärksten Bäume)	23,7	41,5	10,0	Bestand
Relative Füllung des Bodenwasserspeichers für jeweilige Vegetationsperiode	44,0	104,3	12,3	Bestand
Relative Füllung des Bodenwasserspeichers für Vegetationsperiode des Vorjahres	45,1	139,6	11,4	Bestand
H-D-Wert der 100 stärksten Bäume (H100 / D100)	0,7	1,0	0,5	Bestand
Artendiversität (Shannon-Index der Artenanteile)	0,1	1,1	0,0	Bestand
Evenness der Baumarten	0,1	1,0	0,0	Bestand
Strukturdiversität (Shannon-Index der Baumdurchmesser)	1,6	3,0	0,2	Bestand
Evenness der Baumdurchmesser	0,8	1,0	0,3	Bestand
Gini-Index	0,2	0,7	0,1	Bestand
Durchforstungsquotient				
(D _g des ausscheidenden Bestandes / D _g des Gesamtbestandes vor Durchforstung)	0,76	2,51	0,0	Bestand
Durchforstungsquotient wie vorstehend, jedoch nur für die planmäßigen Holzentnahmen	0,60	2,78	0,0	Bestand
relative Entnahmemenge	0,12	0,67	0,0	Bestand
relative Entnahmemenge nur der planmäßigen Hiebsmaßnahmen	0,07	0,67	0,0	Bestand
relativer Anteil der Holzentnahme am Vorrat während der letzten 10 Jahre	0,12	0,47	0,00	Bestand
kumulierte Entnahmemengen / Gesamtwuchsleistung (alle Entnahmegründe)	0,34	0,77	0,0	Bestand
Grundflächen stärkerer Bäume je ha (m ²)	21,4	64,7	0,0	Baum
Brusthöhendurchmesser (BHD, cm)	24,9	73,3	7,3	Baum
Baumhöhe (m)	21,2	45,8	4,5	Baum
Sturmschadensprozent (Grundflächenanteil)	0,044	1,000	0,000	Bestand
Sturmschadensprozent der Vorperiode (Grundflächenanteil)	0,007	0,456	0,000	Bestand
kumuliertes Sturmschadensprozent aller Vorperioden (Grundflächenanteil)	0,017	0,478	0,000	Bestand
Meereshöhe (m)	611,7	1246,1	201,3	Bestand
durchschnittliche Jahresniederschläge (mm)	1033	1997	782	Bestand
durchschnittliche Niederschläge in der Vegetationsperiode (mm)	468	776	346	Bestand
diffuses Sonneneinstrahlungspotential im Sommer (5-10, W/m ²)	106	197	1	Bestand
direktes Sonneneinstrahlungspotential im Sommer (5-10, W/m ²)	71	208	1	Bestand
Sonneneinstrahlungsdauer im Sommer (5-10, W/m ²)	86	111	1	Bestand
durchschnittliche Jahresmitteltemperatur (°C)	7,4	9,6	4,4	Bestand
durchschnittliche Mitteltemperatur im Sommer (Vegetationsperiode, °C)	14,0	16,2	9,8	Bestand
durchschnittliche Anzahl von Tagen mit Temperatur > 10 °C	146,3	174,9	90,0	Bestand

2.3 Diversitätsmaße

Auf der Grundlage der dendrometrischen Kenndaten wurden weitere beschreibende Variablen errechnet, insbesondere um die Arten- und Strukturdiversität zu quantifizieren und zu analysieren, ob diese Einfluss auf das Auftreten von Borkenkäferschäden haben. Neben dem Fichtenanteil als einfachstes Artendiversitätsmaß wurden zur Quantifizierung der Baumartendiversität zusätzlich der Shannon-Index sowie dessen um die Baumarten- bzw. Klassenanzahl korrigierte Version, die sog. Evenness berechnet (Buongiorno et al. 1994, Lexerød and Eid 2006, Pielou 1966, 1975). Beide Indices wurden auch für die Berechnung der Strukturdiversität eingesetzt. Zusätzlich wurde noch der Gini-Index berechnet, der ein Maß für die Gleichmäßigkeit der Baumdurchmesser (Lei et al. 2009) darstellt. Sein Mittelwert von 0,24 belegt die überwiegend homogenen Bestandesstrukturen.

2.4 Klimatische und geophysikalische Kenngrößen

Es wurden langjährige Mittelwerte (30-j. Normalperiode 1961-1990) für die Variablen Jahresniederschlag, Niederschlag in der Vegetationsperiode, Jahresdurchschnittstemperatur und mittlere Temperatur in der Vegetationsperiode verwendet. Diese Variablen wurden bewusst als langjährige Mittelwerte ausgewählt, da die interannuelle Variabilität in den hydrologischen Variablen (siehe unten) Ausdruck fand. Die langjährigen Mittelwerte wurden auf Grundlage von 650 Klima- und 4000 Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes berechnet.

Weitere geophysikalische Kenngrößen waren die Meereshöhe und das Sonneneinstrahlungspotential. Letzteres wurde mit Hilfe von SAGA-Skripten (SAGA siehe Conrad 2007) auf der Grundlage von Wilson und Gallant (2000) in den Varianten direktes und diffuses Globalstrahlungspotential und als potentielle Sonnenscheindauer berechnet. Als Bezugszeitraum wurde der hydrologische Sommer von 1. Mai bis 31. Oktober gewählt. Mit Hilfe der Strahlungsindices wurde zwischen Sonn- und Schatthanglagen differenziert.

2.5 Hydrologische Kennziffern

Zur Charakterisierung von Wasserstress und indirekt auch zur Beschreibung der Baumabwehrreaktionen und als näherungsweise Schätzung des Harzdrucks wurde das bodenhydrologische Modell Brook90-LWF in der Version 34a verwendet (Hammel and Kennel 2001, Puhlmann 2013). Hauptzielgröße war die relative Wassersättigung, berechnet als Mittelwert der relativen Füllung des Bodenwasserspeichers bezogen auf die nutzbare Feldkapazität. Berücksichtigt wurden hier die Sommermonate (hydrologisches Sommerhalbjahr) des aktuellen sowie des Vorjahres. In wenigen Fällen wurden Werte größer als 100 beobachtet, die auf besonders niederschlagsreiche Perioden zurückzuführen sind, während denen der Wassergehalt die Feldkapazität übersteigt. Die Modellierung berücksichtigte eine horizontale Differenzierung anhand von Standortkartierungsdaten sowie Informationen über die Waldbestände (Baumart, Alter, Bestandeshöhe) zur Quantifizierung der Interzeption.

3 Methoden

3.1 Deskriptive Statistik

Die wichtigsten Einzelbaum- und Bestandesvariablen wurden zunächst einer einfachen graphischen Untersuchung in Form von Boxplots unterzogen. Dabei wurden die Bäume mit und ohne Borkenkäferschaden gegenübergestellt.

3.2 Statistische Modelle

Weiterführend wurden zwei statistische Modelle entwickelt, die mit multipler Statistik Zusammenhänge zwischen den erklärenden Variablen und dem Borkenkäferbefall untersuchen.

3.2.1 Verallgemeinertes additives Modell

Konzeptionell wie eine logistische Regression aufgebaut können im verallgemeinerten additiven Modell (englisch: generalized additive model, GAM) nichtlineare und nicht-monotone Wirkungszusammenhänge zwischen Regressor und Regressand abgebildet werden. Insbesondere die relative Wassersättigung sollte auf solche Zusammenhänge hin untersucht werden, um ev. Wendepunkte und lokale Minima und Maxima zu identifizieren.

Als Antwortvariable (y) im GAM wurde das Ereignis Borkenkäferbefall während der kommenden fünf Jahre als binäre binomialverteilte Zufallsvariable kodiert. Aufgrund der binomialverteilten Antwortvariable wurde als link-Funktion die logit-Transformation ausgewählt. In der einfachen Form wurde ein GAM nach (1) parametrisiert:

$$\text{logit}(E(y_i)) = f_1(x_{1i}) + f_2(x_{2i}) \dots + \varepsilon_i \quad (1)$$

$$\varepsilon \sim N(0; \sigma^2), i=1 \dots M \text{ (M: Anzahl Beobachtungen)}$$

wobei f_1 und f_2 die für GAMe typischen Glättungsfunktionen der Erklärenden sind. Häufig verwendete Funktionstypen sind hierbei spline-Funktionen, die wiederum in viele verschiedene Untertypen unterteilt werden. Häufige spline-Funktionen sind kubische Regressionssplines, b-splines oder thin plate Regressionssplines (Wood 2006). Die von uns angewendeten spline-Typen waren thinplate Regressionssplines, kubische Regressionssplines („cr“) und deren Version mit einem shrinkage-Parameter („cs“). Die GAMe wurden mit der Statistiksoftware R und dem package „mgcv“ erstellt (Wood 2006).

Die Modellgüte des GAMs wurde als AUC-Kennwert quantifiziert. Dieser Wert (area under curve) drückt die Fähigkeit eines binär-binomialen Modells aus, zwischen Ereignissen und Nicht-Ereignissen zu unterscheiden. Werte gegen 1 zeigen dabei perfekte „Diskriminierung“ an, Werte gegen 0,5 charakterisieren schlechte Modelle, die nicht besser sind als rein zufällige Zuordnung wie z. B. durch einen Münzwurf.

3.2.2 Cox proportional-hazards Modell

Ursprünglich stammen Cox proportional-hazards Modelle aus der Epidemiologie und werden auch in der Humanmedizin für Zwecke der Überlebenszeitanalysen angewendet. Auswertungsmethoden aus dem Bereich der Überlebenszeitanalysen eignen sich für die Analyse der Borkenkäferschäden besonders, da man die zeitlich longitudinale Beobachtungsreihe für einen Baum gut mit den Dateneigenschaften von Patienten in der Medizin vergleichen kann. Besonderes Charakteristikum des Cox proportional-hazard Modells ist dessen Proportionalität: das Risiko bleibt für verschiedene Werte einer Variablen proportional, unabhängig von der Zeitachse bzw. dem Alter eines Individuums. Ein großer Vorteil dieses Modelltyps gegenüber anderen Überlebenszeitmodellen ist, dass zeitlich veränderliche Kovariablen berücksichtigt werden können, so dass also die sich verändernden Bestandesverhältnisse auf den Versuchsflächen abgebildet werden können. Nachteile sind, dass häufig nur das relative Risiko betrachtet werden kann, obwohl häufig auch das absolute interessiert, und dass das Risiko unstetig über der Zeitachse verläuft (zackiger Treppenstufenverlauf).

Die Modellanpassung erfolgte nach

$$\lambda_i(t) = \lambda_0(t)e^{X_i(t)\beta} \quad (2)$$

λ_0 : baseline hazard Funktion

X_i : Vektor der Kovariaten für Beobachtung i

β : $p \times 1$ Spaltenvektor der Koeffizienten

t : Index für Aufnahmezeitpunkt

Um Vergleiche mit den Ergebnissen der GAME zu ermöglichen wurde geprüft, ob die Prädiktoren in linearer oder geglätteter nicht-linearer Form im Cox-Modell bessere Ergebnisse lieferten. Die Modellanpassung der Cox-Modelle erfolgte mit der Statistiksoftware R und dem package „Survival“ (Therneau 2015, Therneau and Grambsch 2000).

Die Konkordanz, auch als c-Statistik bekannt, ist das häufigste Gütekriterium in Überlebenszeitanalysen und basiert auf einer Rang- und Reihenfolge-Betrachtung der einzelnen Individuen. Es wird somit keine Konfusionsmatrix mit richtig und falsch klassifizierten Käferbäumen erstellt, sondern es werden jeweils Paare von Beobachtungen gebildet und betrachtet, welches der Individuen die größere durch das Modell geschätzte Überlebenswahrscheinlichkeit besitzt und ob das mit der beobachteten Überlebenszeit übereinstimmt. Diese relative Rangbetrachtungsweise setzt sich damit zwar berechnungstechnisch von den klassifikationsbasierten Gütekriterien der logistischen Regression (wie z. B. AUC-Wert) ab, kann aber genauso wie der AUC-Wert interpretiert werden: ein Konkordanz-Betrag von 0,5 steht für schlechte Modellgüte entsprechend reiner Zufälligkeit, und der Betrag 1,0 für perfekte Vorhersagegenauigkeit (Kremers 2007).

4 Ergebnisse

4.1 Boxplots

Unter den beschreibenden Variablen auf Baumebene zeigten sich keine sehr großen Unterschiede zwischen Käferbäumen und verbleibenden Bäumen (Abbildung 3). Auf der Grundlage dieser Boxplots sind weder die Vorherrschenden noch die beherrschten Bäume bevorzugt von *I. typographus* befallen.

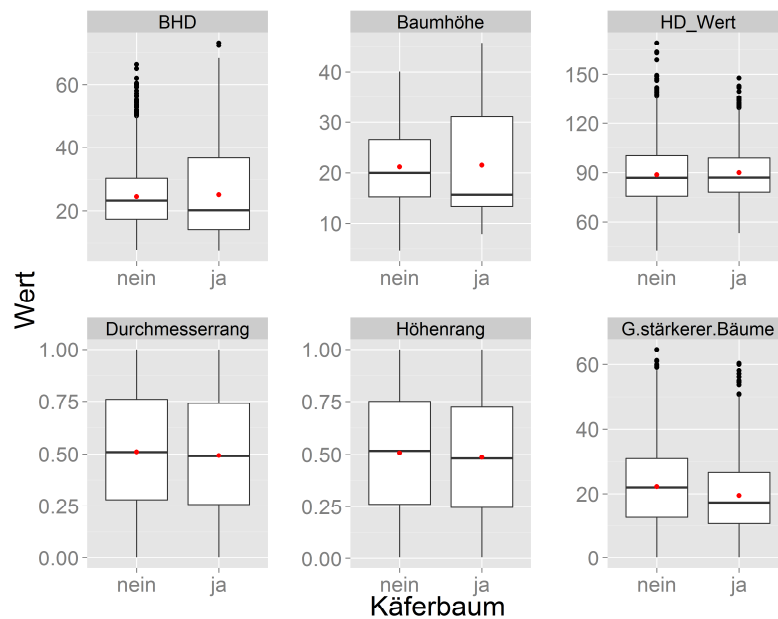


Abb. 3: Boxplots der beschreibenden Variablen auf Einzelbaumebene. Rote Punkte markieren den Mittelwert, Striche den ausreißerrobustesten Median.

Auf der Bestandesebene wurden größere Unterschiede zwischen Käferbäumen und nicht befallenen Bäumen ersichtlich. Dabei stammen Käferbäume aus Beständen, in denen eine höhere durchschnittliche Jahrestemperatur und eine niedrigere Grundfläche herrschen (Abbildung 4). Nur geringe Unterschiede zeigten sich darin, dass Käferbäume aus Beständen mit geringerer Strukturdiversität und höherem Strahlungspotential stammen. Keine Unterschiede waren bei der Bodenwassersättigung festzustellen.

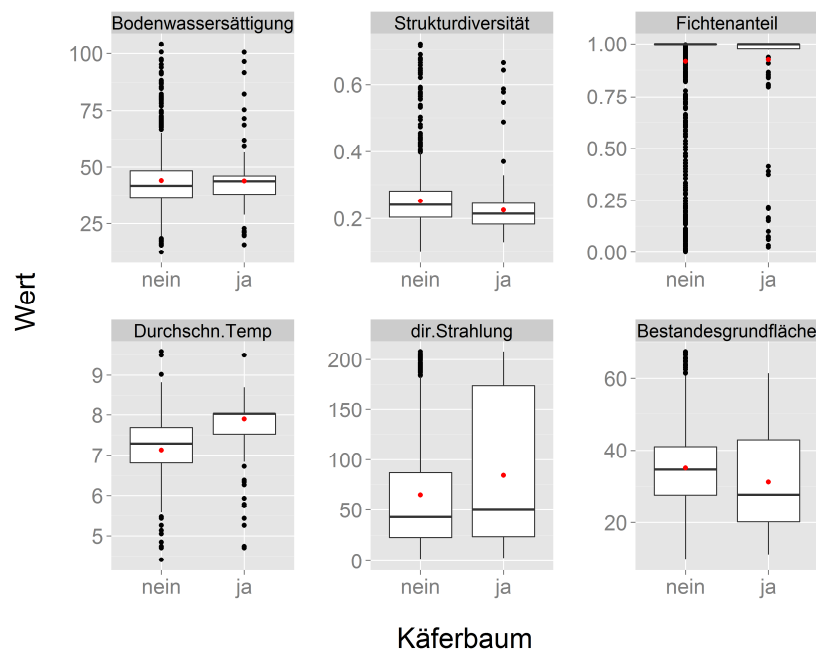


Abb. 4: Boxplots der beschreibenden Variablen auf Bestandesebene. Rote Punkte markieren den Mittelwert, Striche den ausreißerrobustesten Median.

Im Zuge der beschreibenden Voranalysen wurden Korrelationsplots erstellt. Dabei weisen über 70 % farbig gefüllte Tortendiagramme auf hohe und zu vermeidende Kollinearität zweier Variablen hin (Details siehe Abbildungsbeschriftung (Abbildung 5). Bei den paarweisen Variablenvergleichen wurden insbesondere bei den geophysikalischen und klimatologischen Variablen hohe Korrelationen gefunden (Abbildung 5). Bestände in größerer Meereshöhe wiesen gleichzeitig größeres diffuses Strahlungspotential.

tial und niedrigere mittlere Jahrestemperatur auf. Folglich war die mittlere Jahrestemperatur negativ mit dem diffusen Strahlungspotential gekoppelt. Keine straffen Zusammenhänge wurden zwischen der Bodenwassersättigung und Sturmschäden festgestellt, was als Bodenlabilisierung durch aufgeweichte Böden denkbar gewesen wäre.

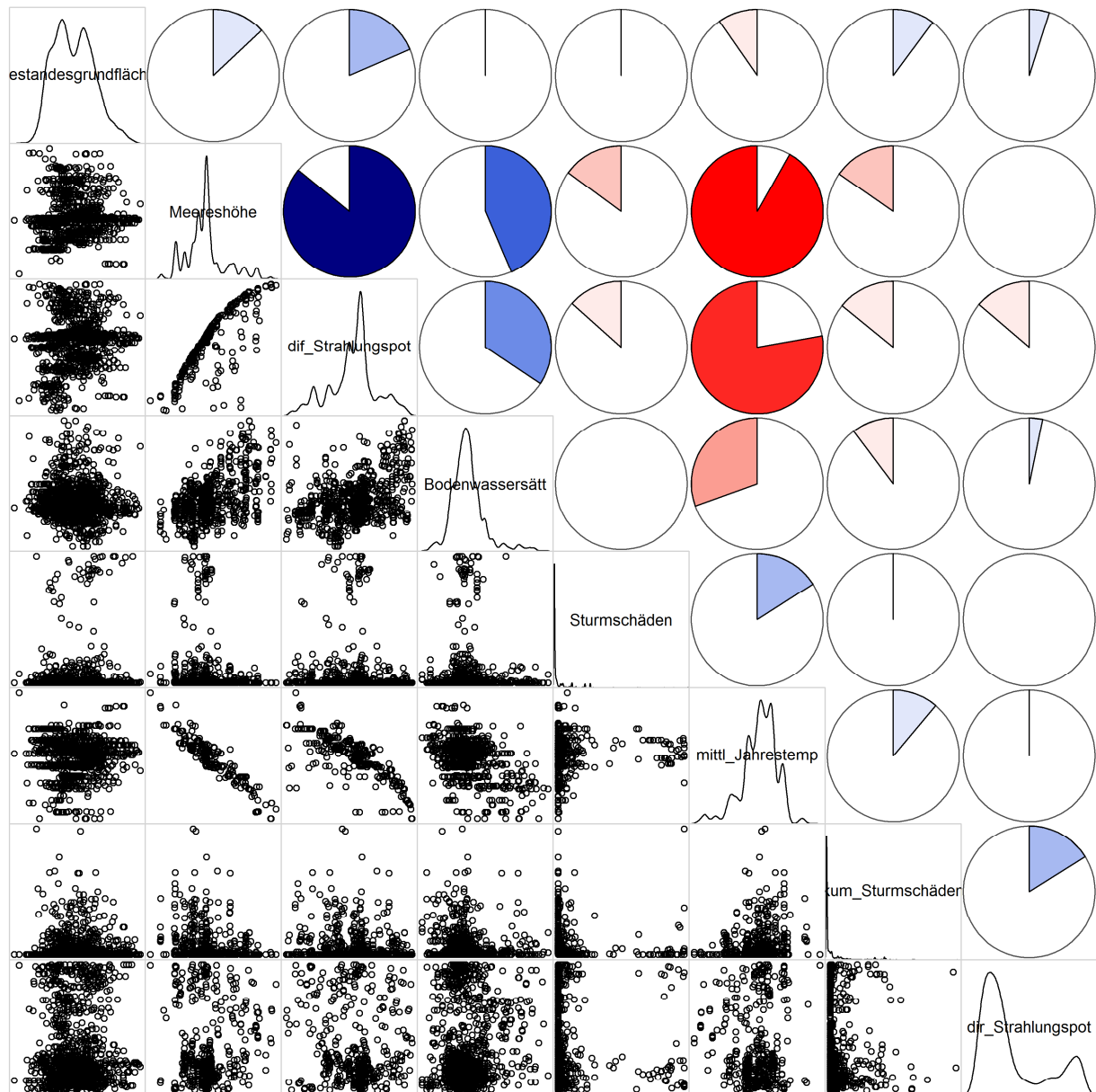


Abb. 5: Korrelationsplots für einige ausgewählte beschreibende Variablen. Auf der Diagonalen finden sich Dichteplots der einzelnen Variablen, in der linken unteren Hälfte 2-d Scatterplots, in der rechten oberen Hälfte Tortendiagramme, in denen blau für positive, rot für negative Korrelation steht, und der Grad der Füllung die Höhe der Korrelation (0 bis 1) quantifiziert.

4.2 Verallgemeinertes additives Modell

In Tabelle 2 sind die Koeffizienten und p-Werte der ausgewählten GAM-Modellterme zusammengestellt. Dabei wird zunächst der linear risikoe erhöhende Effekt der Baumartendiversität (Evenness_Art) deutlich.

Tab. 2: Übersicht der GAM-Anpassung. Prädiktoren, Koeffizienten, P-Werte und Modellgüte.

parametrische Modellterme	Koeffizient	P-Wert
Interzept	2,41	0,0000
Evenness der Baumarten	0,84	0,0066
nicht-parametrische Glättungsterme	geschätzte Freiheitsgrade	
s(Bestandesgrundfläche × Baumhöhe)	28,10	0,0000
s(Bestandesalter)	8,93	0,0000
s(Evenness der Baumdurchmesser)	8,74	0,0000
s(kumuliertes Sturmschadensprozent aller Vorperioden (Grundflächenanteil))	7,83	0,0000
s(Relative Füllung des Bodenwasserspeichers)	7,00	0,0000
erklärte Devianz	0,43	

In den Teileffekt-Graphiken der nichtlinearen Effekte fällt für das Bestandesalter (Abbildung 6) ein unruhiger Kurvenverlauf mit insgesamt ansteigendem Charakter auf. Bei Werten größer 150 Jahren ist jedoch nur eine geringe Datenabdeckung vorhanden, was aus den kleinen Strichen oberhalb der X-Achse ersichtlich wird (*rugs*).

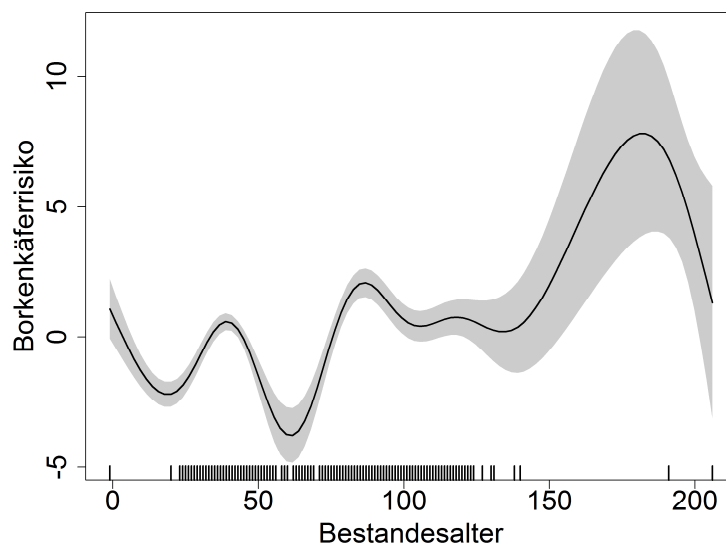


Abb. 6: Teileffektgrafik des GAMs für das Bestandesalter. Die schwarze Linie bezeichnet die Mittelwertkurve, die grauen Flächen den Vertrauensbereich. Die y-Achse beziffert den linearen Prädiktor und kann als Risiko interpretiert werden. Die Datenabdeckung wird aus den kleinen Strichen oberhalb der X-Achse ersichtlich, welche die Perzentile des Prädiktors Bestandesalter darstellen.

Die Effektkurve für die relative Wassersättigung zeigt zwischen 40 und 60 Prozent stagnierenden Verlauf, dann eine ausgeprägte Absenkung zwischen 60 und 90 Prozent, wobei ab 80 Prozent eine deutliche Zunahme des Risikos bei abnehmender aber noch vorhandener Datenabdeckung zu verzeichnen ist (Abbildung 7).

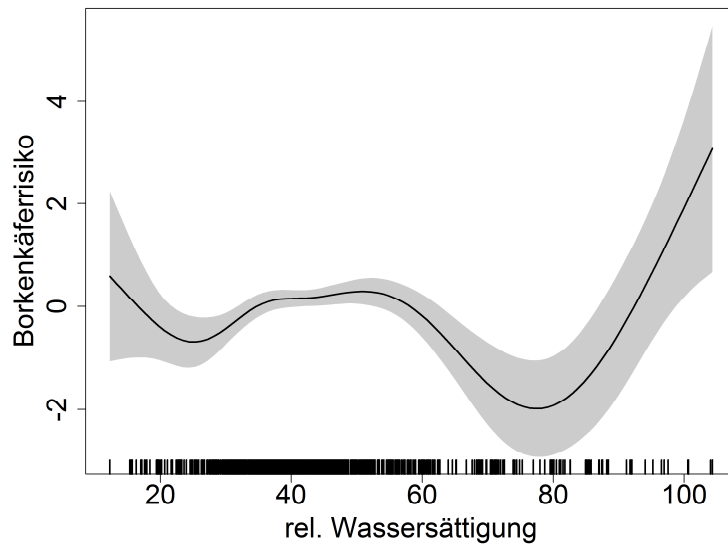


Abb. 7: Teileffektgrafik des GAMs für die relative Wassersättigung. Die schwarze Linie bezeichnet die Mittelwertkurve, die grauen Flächen den Vertrauensbereich. Die Y-Achse beziffert den linearen Prädiktor und kann als Risiko interpretiert werden.

Der Interaktionsterm Baumhöhe \times Bestandesgrundfläche ließ erkennen, dass insbesondere hohe Bäume bei niedriger Bestandesdichte gefährdet sind (Abbildung 8). Ein zweiter, sehr lokaler Peak trat jedoch bei niedrigen Bäumen und niedriger Bestandesdichte auf. Der restliche Verlauf der Oberflächenstruktur weist darauf hin, dass höhere Bestandesdichte mit niedrigerem Befallsrisiko assoziiert ist.

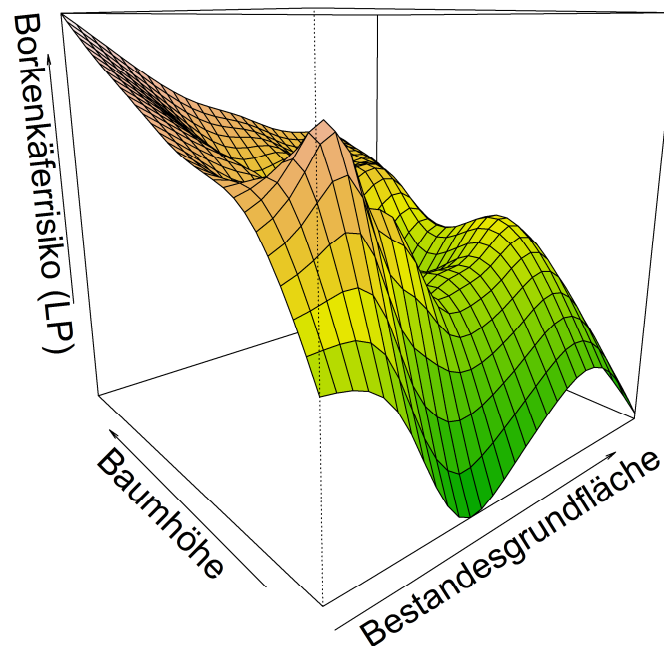


Abb. 8: Teileffektgrafik des GAMs für den Interaktionsterm Baumhöhe \times Bestandesgrundfläche. Die Y-Achse beziffert den linearen Prädiktor und kann als Risiko interpretiert werden.

Das erarbeitete GAM war mit einem AUC-Wert von 0,909 (Abbildung 9) sehr gut in der Lage, zwischen Käferbäumen und Nichtbefallenen zu unterscheiden (nach Hosmer and Lemeshow 2000 auch als perfekte Diskriminierung bezeichnet).

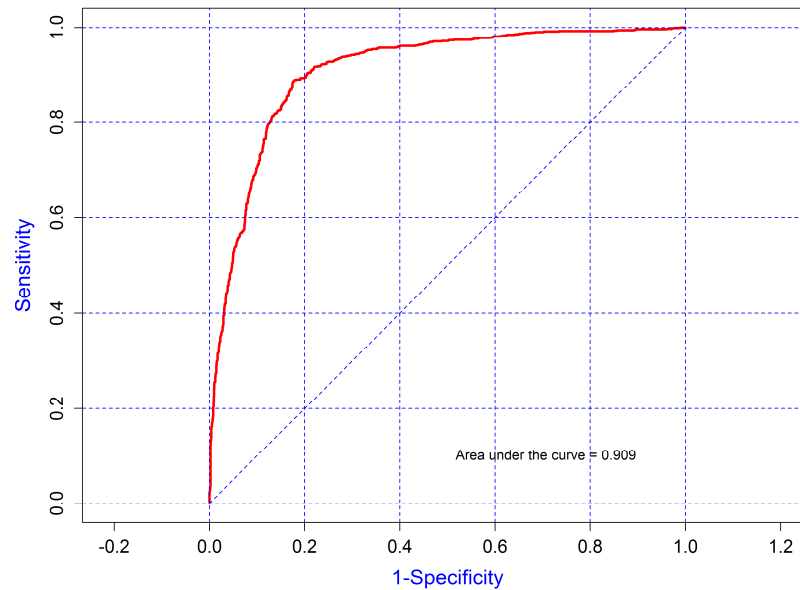


Abb. 9: Modellgüte des GAMs. Receiver operating characteristic-Kurve (ROC) und Fläche unterhalb dieser Kurve (AUC, area under curve).

4.3 Cox proportional-hazard Modell

Der Kurvenverlauf des baseline hazards ist sehr flach und spiegelt die geringe Anzahl von Käferbäumen im ausgewerteten Datensatz wider (Abbildung 10). Die y-Größe entspricht dem Term $\lambda_0(t)$ in Gleichung 3 und hat rein deskriptiven Charakter, also noch ohne den variierenden Einfluss von Kovariaten. Aus dem insgesamt sehr flachen Verlauf der Treppenkurve wird die im Verhältnis zur gesamten Anzahl an Beobachtungen (ca. 216.000) geringe Anzahl an Käferbäumen (1.060) ersichtlich.

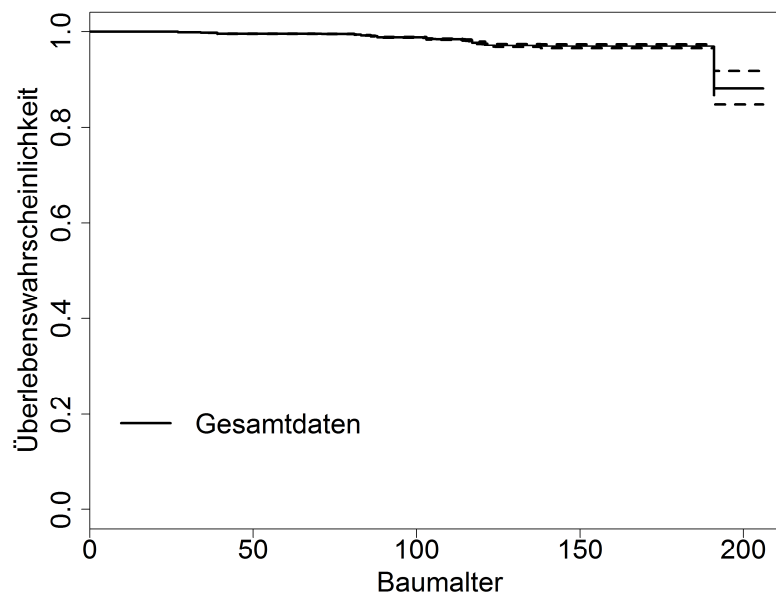


Abb. 10: Baseline hazard Kurve (Überlebenswahrscheinlichkeit) für Fichten auf Versuchsflächen unter Berücksichtigung von Borkenkäfermortalität.

Die ausgewählten Prädiktoren des Cox-Modells sind in Tabelle 3 aufgeführt. Besonders hervorzuheben ist das negative Vorzeichen des Koeffizienten für den Einzelbaumrang (2. Zeile). Demnach nimmt die Borkenkäferbefallswahrscheinlichkeit mit zunehmendem Dominanzgrad eines Baums im Bestandesgefüge ab. Außerdem wirken sich vorhergehende Sturmschäden offenbar erhöhend auf das Borkenkäferbefallsrisiko aus, da der Koeffizient ein positives Vorzeichen aufweist (kumulierte Sturmschäden).

Tab. 3: Koeffizienten und p-Werte des Cox-Proportional-Hazard-Modells für Borkenkäferbefall an Fichten. „ns“ bezeichnet den Typ des Glättungsterms und steht für natural spline. „df“ bezeichnet die Freiheitsgrade.

Modellterm	Koeffizient	p-Wert
ns(Durchmesserrang, df = 3)1	-0,06	0,67
ns(Durchmesserrang, df = 3)2	-0,70	0,01
ns(Durchmesserrang, df = 3)3	-0,32	0,01
ns(Bestandesgrundfläche, df = 10)1	4,22	0,00
ns(Bestandesgrundfläche, df = 10)2	5,54	0,00
ns(Bestandesgrundfläche, df = 10)3	2,03	0,06
ns(Bestandesgrundfläche, df = 10)4	3,54	0,00
ns(Bestandesgrundfläche, df = 10)5	4,25	0,00
ns(Bestandesgrundfläche, df = 10)6	6,70	0,00
ns(Bestandesgrundfläche, df = 10)7	5,94	0,00
ns(Bestandesgrundfläche, df = 10)8	4,97	0,00
ns(Bestandesgrundfläche, df = 10)9	13,97	0,00
ns(Bestandesgrundfläche, df = 10)10	4,77	0,00
relative Entnahmemenge (planm.)	-12,39	0
kumulierte Sturmschäden	2,42	0,00
Temperatur in der Vegetationsperiode	0,88	0
Sonneneinstrahlungspotential im Sommer	0,01	0
ns(relative Wassersättigung, df = 5)1	2,40	0,00
ns(relative Wassersättigung, df = 5)2	4,70	0,00
ns(relative Wassersättigung, df = 5)3	-1,19	0,00
ns(relative Wassersättigung, df = 5)4	6,54	0,00
ns(relative Wassersättigung, df = 5)5	3,73	0,00
Kalk im Oberboden	0,44	0,00
ns(Gini-Index, df = 5)1	5,98	0
ns(Gini-Index, df = 5)2	7,09	0
ns(Gini-Index, df = 5)3	0,59	0,24
ns(Gini-Index, df = 5)4	14,88	0
ns(Gini-Index, df = 5)5	5,68	0,00
Interaktionseffekt (Endalter des Baums × Bestandesgrundfläche)	0,00	0

Zur Veranschaulichung sind sechs der Terme von Tabelle 3 als Effektgrafiken in Abbildung 11 abgebildet. Daraus ist zu erkennen, dass das Befallsrisiko mit zunehmendem Durchmesserrang eines Baums abnimmt und mit zunehmender Bestandesgrundfläche zunimmt. Damit sind dichtere Bestände disponierter, mit einem kleinen lokalen Minimum bei einer Bestandesdichte zwischen 30 und 40 m² / ha. Borkenkäferbefall wird zusätzlich mit höheren Vorschäden durch Sturm, höheren Temperaturen im Sommer und höherem Sonneneinstrahlungspotential verknüpft. Die relative Wassersättigung zeigt insgesamt einen erhöhenden Einfluss auf die Befallswahrscheinlichkeit an, wobei der Kurvenverlauf zwischen 20 und 80 % starke Schwankungen aufweist.

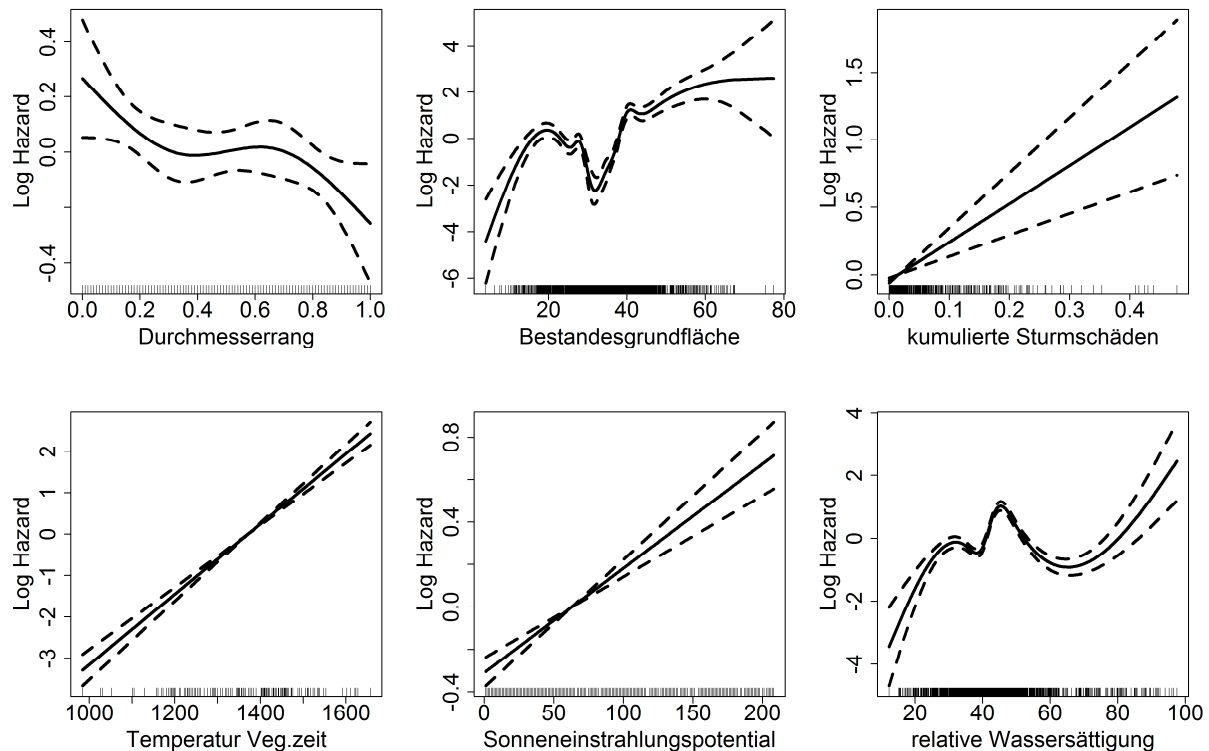


Abb. 11: Teileffektgrafiken des Cox-Proportional-Hazard-Modells für Borkenkäferbefall an Fichten.

Insgesamt betrachtet ist die Modellgüte mit einem Konkordanzwert von 0,875 als gut einzustufen.

Zur weiteren Visualisierung der Effekte wurden Simulationen mit virtuellen Datensätzen angefertigt. Dabei wurden alle Prädiktoren auf Mittel- bzw. Modalwerte festgesetzt, und jeweils nur zwei Prädiktoren variiert, so dass deren Einfluss auf das relative Risiko ersichtlich wird. Das relative Risiko entspricht dem Exponential-Modellterm in Gleichung 3 ($e^{X_i(t)\beta}$). Erreichen die Werte in den folgenden Kurven (Abbildung 11 ff.) mit zunehmendem Alter den Wert 0, so bedeutet dies, dass das absolute Risiko nur noch aus dem *baseline hazard* $\lambda_0(t)$ besteht, da sich der Exponentialterm zum Faktor 1 reduziert.

In Abbildung 12 werden die Effekte des BHD-Rangs und der mittleren Temperatur während der Vegetationsperiode ersichtlich. Dabei führt eine Temperaturerhöhung um 1°C zu einer deutlichen Erhöhung des Risikos bzw. zu einem Sinken der Überlebenswahrscheinlichkeit. Der Einfluss der sozialen Stellung des Einzelbaums ist relativ schwach, wobei vorherrschende Bäume mit höherer Wahrscheinlichkeit überleben als Bäume mittlerer Stellung.

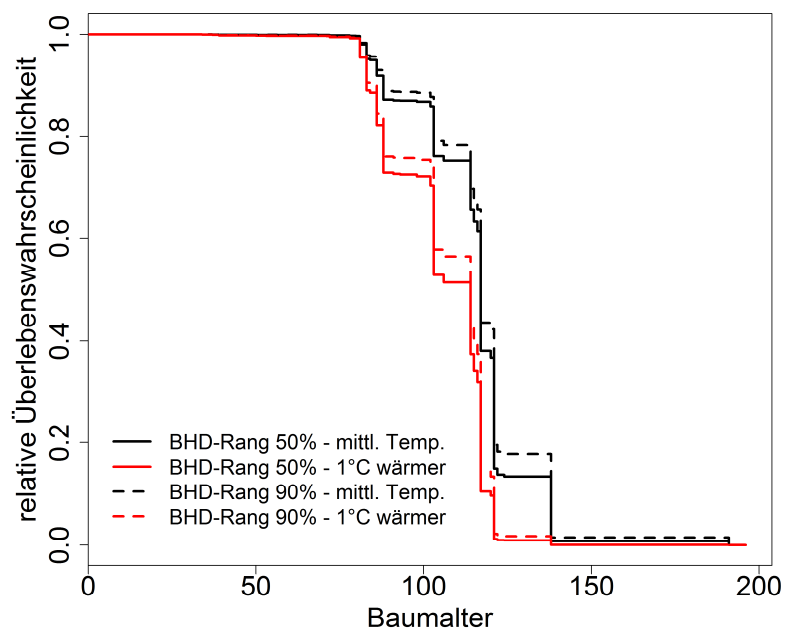


Abb. 12: Simulation zur Visualisierung des Einflusses von BHD-Rang und Temperatur während der Vegetationsperiode auf die relative Überlebenswahrscheinlichkeit ($e^{X_i(t)\beta}$).

Der Einfluss der Strukturdiversität, ausgedrückt als Gini-Index, auf das Borkenkäferisiko ist negativ, d.h. unter sonst gleichen Bedingungen steigt mit höherer Diversität die Überlebenswahrscheinlichkeit an (Abbildung 13).

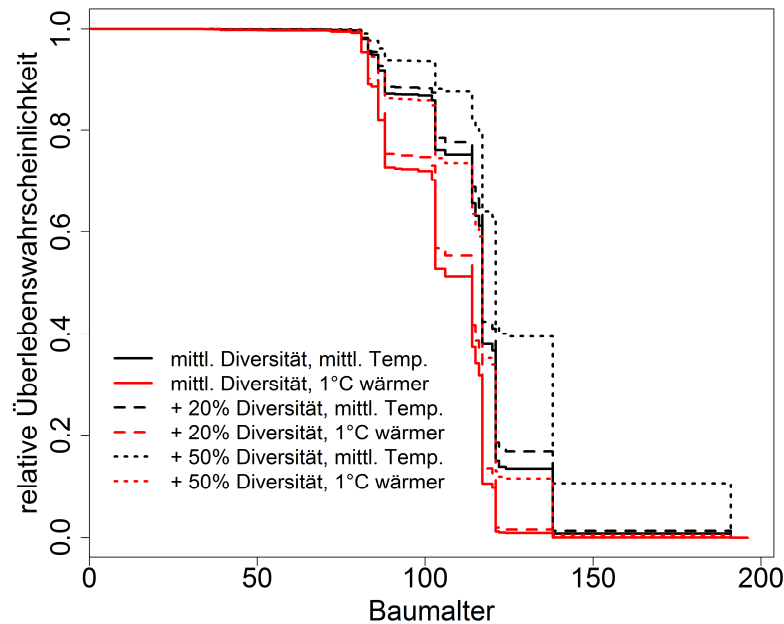


Abb. 13: Simulation zur Visualisierung des Einflusses der Diversität (Gini-Index) und Temperatur während der Vegetationsperiode auf die relative Überlebenswahrscheinlichkeit ($e^{X_i(t)\beta}$).

Das Vorkommen freien Kalks im Oberboden begünstigt den Befall von Fichten mit Borkenkäfern (Abbildung 14). Dabei ist der Effekt relativ kräftig ausgebildet, so dass die Überlebenswahrscheinlichkeit auf kalkhaltigen Böden fast um etwa den halben Betrag wie bei Temperaturerhöhung um 1 °C sinkt. Damit ist der Effekt des Kalkvorkommens stärker ausgeprägt als der des BHD-Rangs.

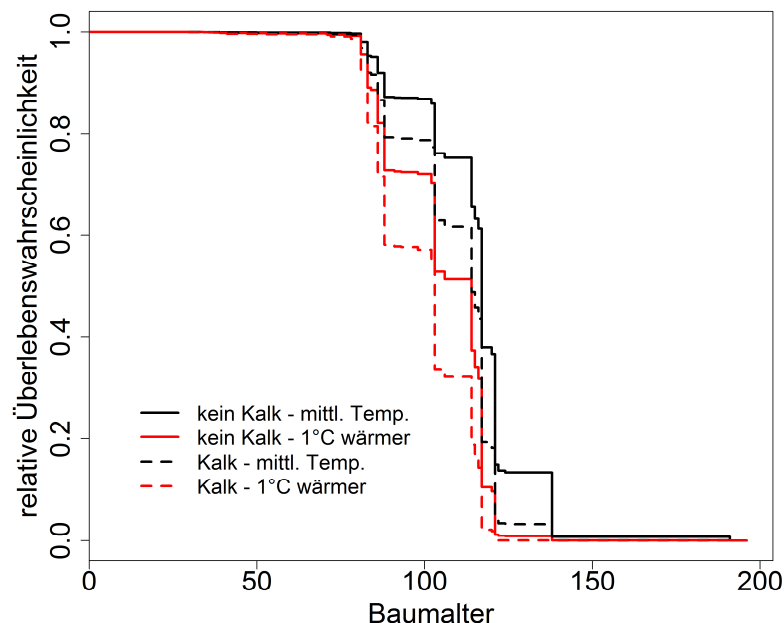


Abb. 14: Simulation zur Visualisierung des Einflusses von Kalkvorkommen im Oberboden und der Temperatur während der Vegetationsperiode auf die relative Überlebenswahrscheinlichkeit ($e^{X_i(t)\beta}$).

4.4 Zusammenfassende Übersicht der Effekte beider Modelle

Zu Übersichtszwecken wurde in Tabelle 4 getrennt für die beiden Modelltypen zusammengestellt, ob ein Prädiktor signifikant war und ob sein Effekt risikoerhöhend (+), risikomindernd (-) oder aufgrund stark nichtlinearen Verlaufs schwer interpretierbar (~) war. Als Risiko wird hier die Befallswahrscheinlichkeit verwendet.

Tab. 4: Zusammenstellung der Modelleffekte zur Erklärung der Borkenkäfer-Befallswahrscheinlichkeit. +: erhöht die Befallswahrscheinlichkeit, -: senkt die Befallswahrscheinlichkeit, ~: bedingt durch nichtlinearen Verlauf kein klarer Trend erkennbar. In Klammern () gesetzte Symbole zeigen schwache Effekt an.

Prädiktor	GAM	Cox-Modell
Gini-Index		+
Evenness der Baumdurchmesser	~	
Bestandesgrundfläche	-	(+)
Bestandesalter	+	
Einzelbaumhöhe	+	
Durchmesserrang		-
Relative Entnahmemenge		-
Kumuliertes Sturmschadensprozent	-	+
Relative Wassersättigung	~	(~)
Mittlere Temperatur in der Vegetationsperiode		+
Direktes Sonneneinstrahlungspotential im Sommer		+
Freier Kalk im Oberboden		+

5 Diskussion

5.1 Modelleffekte im GAM

Die Zunahme der Borkenkäferbefallswahrscheinlichkeit bei Wassersättigungs-Prozenten größer als 90 % im GAM erscheint unplausibel. Falls sich hinter diesem Effekt nicht ein Artefakt aufgrund der Glättungsterme verbirgt, könnte als Erklärungsansatz noch die Sauerstoffverfügbarkeit in Frage kommen. Denn bei relativer Wassersättigung von 90 % und höher ist es denkbar, dass der Wirtsbaum zwar gut wasser-versorgt ist, dennoch aber in seiner Parasitenabwehr geschwächt wird, da nicht ausreichend Bodensauerstoff für die Wurzelatmung vorhanden ist. Beide Erklärungsansätze (methodisches Artefakt und Sauerstoffmangel im Boden) wurden jedoch nicht weiter geprüft.

Die allgemeine Bedeutung des Bodenwassergehalts als Indikator für die Abwehrkraft von Bäumen gegen Borkenkäferbefall scheint generell eingeschränkt zu sein. Die Bodenwassersättigung wird zwar häufig als Indikator verwendet, jedoch meist nur aus Ermangelung anderer Kenngrößen mit besserer physiologischer Kausalität, wie z. B. die gespeicherte Harzmenge oder die Viskosität des Fett-Harzes (Christiansen et al. 1987). Insofern sind unsere Ergebnisse bezüglich Wassersättigung nach wie vor als unklar einzustufen, jedoch auch als erklärbar, da diese Größe nur eine Hilfsgröße ist.

Der Effekt der Baumartendiversität assoziiert größere Diversität mit größerem Risiko. Da es sich um einen einzelbaumbasierten Ansatz handelt, sind mögliche überlagernde Effekte des Fichtenanteils bereinigt. Insofern zeigt der Effekt tatsächlich an, dass Fichten, die von Nicht-Fichten umgeben sind, einem größeren Befallsrisiko ausgesetzt sind als Fichten mit artgleichen Nachbarn. Möglicherweise geht dieser Effekt auf eine größere Lichtdurchlässigkeit andersartiger Nachbarn und damit größere Strahlungsintensität bzw. Rindentemperaturen zurück. Diese Vermutung kann jedoch nicht anhand gemessener Daten überprüft werden. Andere Autoren fanden anderslautende Ergebnisse. So waren hohe Borkenkäferschäden in Norditalien mit Fichtereinbeständen in Tieflagen assoziiert, wohingegen Buchenbeimischungen risikoreduzierend wirkten (Faccoli and Bernardinelli 2014). Fichtenbestände mit besonders hohen Fichtenanteilen > 0.92 waren auch in norddeutschen und polnischen Auswertungen mit erhöhtem Befall assoziiert (Hilszczański et al. 2006, Overbeck and Schmidt 2012).

In den GAMen wurden einige Effekte nicht als signifikante Prädiktoren ausgewählt, obwohl ihr Einfluss nahegelegen hätte. So erklärt z. B. die Einzelbaumstellung im Bestandesgefüge die Prädisposition für

Buchdrucker nicht signifikant in diesem methodischen Ansatz. Weder Vorherrschende noch unterdrückte Individuen werden somit als besonders bedroht eingestuft. Außerdem fällt auf, dass Temperatur- und Strahlungsgrößen keinen Beitrag zur Erklärung leisten.

5.2 Modelleffekte in den Überlebensmodellen

Besonders plausibel und gut interpretierbar sind die Effekte Temperatur, kumulierte Sturmschäden, Sonneneinstrahlungspotential und Durchmesserang. Mit Ausnahme des letztgenannten geht die gute Interpretierbarkeit vermutlich darauf zurück, dass die Effekte als lineare Terme in das Modell eingingen. Unterstützt werden die Ergebnisse jedoch auch durch Befunde anderer Autoren, die ebenso einen positiven Zusammenhang zwischen Borkenkäferbefall und Temperatur (Faccoli 2009, Raffa et al. 2008) und Einstrahlungspotential (Mezei et al. 2014) ermittelt hatten. Neben der unter Forstpraktikern weitverbreiteten Einschätzung, dass Borkenkäferschäden häufig als Folge von Sturmereignissen auftreten, belegen die Ergebnisse unserer Überlebensmodelle zusammen mit denen anderer Autoren (Nageleisen 2001, Scherstjanoi et al. 2012, Stadelmann et al. 2014, Thom et al. 2013, Wermelinger 2004) diese Einschätzung quantitativ.

Das Ergebnis, dass vorherrschende Bäume innerhalb des Bestandesgefüges weniger anfällig für Borkenkäfer sind, ist als innovativ einzustufen. Die Datengrundlage hierfür kann als robust eingestuft werden, da andere Untersuchungen meist nicht auf komplette Erhebungen der nichtbefallenen Bäume zurückgreifen können. Differenziert nach Prägradation, Gradation und Postgradation fanden Mezei et al. (2014), dass der hd-Wert von Einzelbäumen Einfluss auf das Befallsrisiko hatte. Über alle Phasen zusammen betrachtet stellten sich dabei Bäume mit hd-Werte zwischen 0,6 und 0,8 als besonders resistent dar. Dabei sind diese hd-Werte vermutlich den vorherrschenden Bäumen zuzuordnen, was mit unseren Befunden übereinstimmt. Mit Bezug zum absoluten Baumdurchmesser fanden Komonen et al. (2011), dass die dicksten Bäume nur in der Phase der Erstbesiedlung seltener befallen wurden. In späteren Phasen hatte der Baumdurchmesser keinen Einfluss mehr. Bei anderen Borkenkäferarten wie dem Bergkiefernkäfer (*Dendroctonus ponderosae* Hopkins) scheint der Einfluss des Baumdurchmessers jedoch gegenteilig zu sein, so dass die vorherrschenden bzw. dicksten Bäume bei Erstbesiedlung bevorzugt befallen werden (Björklund and Lindgren 2009).

Nicht gut interpretierbar sind die Kurvenverläufe für die Bestandesgrundfläche und die relative Wassersättigung in den Überlebensmodellen. Zudem steht der generell schaderhöhende Effekt größerer Bestandesgrundfläche im Gegensatz zu den Ergebnissen aus der GAM-Effektgrafik (Abbildung 8). Auch in der Literatur finden sich zum Risikofaktor Bestandesdichte unterschiedliche Erkenntnisse (Hilszczański et al. 2006, Windmüller-Campione and Long 2015, Zoubas et al. 2009). Resistenzfördernde Wirkung von Durchforstungseingriffen, die die Bestandesgrundfläche reduzieren, stellten beispielsweise Paine et al. (1997) fest.

Vergleichbare Ergebnisse zum Effekt der Strukturdiversität auf Borkenkäferbefall sind den Autoren derzeit nicht bekannt. Indirekt wurden in einer Arbeit über einen nordamerikanischen Fichtenborkenkäfer (*Dendroctonus rufipennis* Kirby) auch Aspekte der Strukturdiversität erarbeitet, jedoch nicht explizit quantitativ ausgewertet, sondern mit drei verschiedenen waldbaulichen Behandlungen assoziiert (Windmüller-Campione and Long 2015). In dieser experimentellen Arbeit ergab die Variante Schirmschlag mit Reserven größte fördernde Wirkung auf Resistenz und Resilienz gegenüber Borkenkäferschäden.

5.3 Unsicherheiten

Nicht quantifiziert werden konnten physiologische Parameter sowohl auf Wirtseite (Harzdruck, Abwehrmechanismen, Phloemdicke) als auch auf Parasitenseite (Käferphysiologie, Parasitierung, Symbionten, Angriffsdichte etc.). Der Einfluss dieser Parameter auf das Borkenkäferisiko und auch mögliche Korrelationen mit den verfügbaren Parametern konnten leider nicht untersucht werden. Ebenso aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit konnten Nachbarschaftseinflüsse der Versuchsflächen nicht untersucht werden, also inwiefern die Aufarbeitung von Käferholz in der direkten Umgebung der Versuchsflächen (Brutraumpotential) mit dem Befall auf den Versuchsflächen zusammenhängt. Hieraus ergeben sich Einschränkungen für die Interpretation und Allgemeingültigkeit der Ergebnisse.

Da die Aussagen der beiden Auswertungsansätze bei einigen Prädiktoren widersprüchlich sind und einige wichtige theoretisch bekannte Einflussgrößen für Borkenkäferbefall nicht zur Verfügung standen, stufen die Autoren die Verlässlichkeit der vorliegenden Untersuchung insgesamt derzeit noch als gering ein. In Zukunft sollten die vorhandenen Daten noch mit anderen Ansätzen ausgewertet werden, um die Verlässlichkeit der erarbeiteten Effekte zu erhöhen. Z. B. sollten accelerated failure time-Modelle getestet werden.

Im Hinblick auf die in der Einleitung formulierten Hypothesen folgern wir schließlich:

- *Das Sonneneinstrahlungspotential erhöht das Befallsrisiko*

Diese Hypothese wird durch das Cox-Modell bestätigt. Im GAM war dieser Effekt jedoch nicht signifikant. Insgesamt wird die Hypothese als mit mäßiger Verlässlichkeit verifiziert eingestuft.

- *Lichte Waldbestände erhöhen das Befallsrisiko*

Klar falsifiziert durch das GAM, mit mäßiger Verlässlichkeit verifiziert durch das Cox-Modell. Insgesamt muss diese Hypothese verworfen werden.

- *Besonders die vorherrschenden Bäume werden befallen*

Falsifiziert durch das Cox-Modell, im GAM nicht signifikant. Insgesamt wird die Hypothese als mit mittlerer Verlässlichkeit falsifiziert eingestuft.

5.4 Waldbauliche Bedeutung

Aufgrund der geschilderten erheblichen Unsicherheiten lassen sich nur bedingt waldbauliche Schlussfolgerungen ziehen. Es ergeben sich jedoch Hinweise darauf, dass Borkenkäferbefall vermehrt in hohen (>30m Oberhöhe, im GAM) und alten (>150 Jahre, im GAM) Beständen auf Standorten mit freiem Kalk auftritt. Auch bestätigt sich die aus der Forstpraxis bekannte Annahme, dass vorhergehende Sturmschäden zu einer Erhöhung des Befallsrisikos führen (Cox-Modell, kumulierte Sturmschäden). Folglich sollten Sturmflächen und deren direkte Umgebung im Nachgang von Sturmschäden regelmäßig und mit erhöhtem Aufwand auf Käferbefall kontrolliert werden, damit die Entnahme von Käferbäumen ggf. zeitnah erfolgen und ein weiteres Ausbreiten verhindert werden kann. Außerdem sollte auf Standorten mit freiem Kalk im Oberboden die Fichte nicht als führende Baumart angebaut werden.

6 Literatur

- Baier P, Pennerstorfer J and Schopf A (2007) PHENIPS—A comprehensive phenology model of *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytinae) as a tool for hazard rating of bark beetle infestation. For Ecol Manage 249:171-186, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.05.020>
- Björklund N and Lindgren BS (2009) Diameter of lodgepole pine and mortality caused by the mountain pine beetle: Factors that influence their relationship and applicability for susceptibility rating. Can J For Res 39:908-916
- Buongiorno J, Dahir S, Lu H-C and Lin C-R (1994) Tree size diversity and economic returns in uneven-aged forest stands. Forest Science 40:83-103
- Christiansen E, Warning RH and Berryman AA (1987) Resistance of Conifers to Bark Beetle Attack : Searching for General Relationships. For Ecol Manage 22:89-106
- Conrad O (2007) SAGA - Entwurf, Funktionsumfang und Anwendung eines Systems für Automatisierte Geowissenschaftliche Analysen. electronic doctoral dissertation, pp.
- Faccoli M and Bernardinelli I (2014) Composition and Elevation of Spruce Forests Affect Susceptibility to Bark Beetle Attacks: Implications for Forest Management. Forests 5:88-102
- Hammel K and Kennel M (2001) Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Frank,
- Hilszczański J, Janiszewski W, Negrón J and Munson AS (2006) Stand characteristics and *Ips typographus* (L.) (Col., Curculionidae, Scolytinae) infestation during outbreak in northeastern Poland. Folia Forestalia Polonica 48:53-64
- Hosmer DW and Lemeshow S (2000) Applied logistic regression. John Wiley and Sons, New York, 357 pp.
- Komonen A, Schroeder LM and Weslien J (2011) *Ips typographus* population development after a severe storm in a nature reserve in southern Sweden. Journal of Applied Entomology 135:132-141

- Kremers WK (2007) Concordance for Survival Time Data: Fixed and Time-Dependent Covariates and Possible Ties in Predictor and Time Technical Report Mayo Clinic 1-17 pp.
- Lei X, Wang W and Peng C (2009) Relationships between stand growth and structural diversity in spruce-dominated forests in New Brunswick, Canada. *Can J For Res* 39:1835-1847
- Lexerød NL and Eid T (2006) An evaluation of different diameter diversity indices based on criteria related to forest management planning. *For Ecol Manage* 222:17-28, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.046>
- Mezei P, Grodzki W, Blaženec M, Škvarenina J, Brandýšová V and Jakuš R (2014) Host and site factors affecting tree mortality caused by the spruce bark beetle (*Ips typographus*) in mountainous conditions. *For Ecol Manage* 331:196-207, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.031>
- Nageleisen L-M (2001) Monitoring of bark and wood-boring beetles in France after the December 1999 storms. *Integrated Pest Management Reviews* 159-162
- Overbeck M and Schmidt M (2012) Modelling infestation risk of Norway spruce by *Ips typographus* (L.) in the Lower Saxon Harz Mountains (Germany). *For Ecol Manage* 266:115-125, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.011>
- Overbeck M, Schmidt M, Nagel R and Hansen J (2012) Modellbasierte Simulation waldbaulicher Anpassungsstrategien an den Klimawandel am Beispiel des niedersächsischen Harzes. *Allg Forst Jagd Z* 183:208-224
- Paine TD, Raffa KF and Harrington TC (1997) Interactions among scolytid bark beetles, their associated fungi, and live host conifers. *Annual Reviews of Entomology* 42:179-206
- Pielou EC (1966) The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13:131-144
- Pielou EC (1975) *Ecological diversity*. John Wiley & Sons, New York, 165 pp.
- Puhlmann H (2013) Bodenwasserhaushalt und Baumwachstumsreaktionen an BZE-Monitoringpunkten. *Freiburger Forstliche Forschung* 96: 129-140
- Raffa KF, Aukema BH, Bentz BJ, Carroll AL, Hicke JA, Turner MG and Romme WH (2008) Cross-scale Drivers of Natural Disturbances Prone to Anthropogenic Amplification: The Dynamics of Bark Beetle Eruptions. *BioScience* 58:501-517, doi: 10.1641/b580607
- Schelhaas M-J, Nabuurs G-J and Schuck A (2003) Natural disturbances in the European forest in the 19th and 20th centuries. *Glob Change Biol* 9:1620-1633
- Scherstjanoi M, Gimmi U, Wolf A and Bugmann H (2012) Windwurf und Borkenkäferepidemien im Alptal nach Vivian und Lothar. *Schweiz Z Forstwes* 161:36-44
- Stadelmann G, Bugmann H, Wermelinger B and Bigler C (2014) Spatial interactions between storm damage and subsequent infestations by the European spruce bark beetle. *For Ecol Manage* 318:167-174
- Therneau TM and Grambsch PM (2000) *Modeling Survival Data: Extending the Cox Model*. Springer, New York,
- Therneau TM (2015) *A Package for Survival Analysis in S*, version 2.38.
- Thom D, Seidl R, Steyrer G, Krehan H and Formayer H (2013) Slow and fast drivers of the natural disturbance regime in Central European forest ecosystems. *For Ecol Manage* 307:293-302, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.017>
- Wermelinger B (2004) Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus*—a review of recent research. *For Ecol Manage* 202:67-82, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.018>
- Wilson JP and Gallant JC (2000) *Terrain analysis: principles and applications*. John Wiley & Sons, New York,
- Windmüller-Campione MA and Long JN (2015) If Long-Term Resistance to a Spruce Beetle Epidemic is Futile, Can Silvicultural Treatments Increase Resilience in Spruce-Fir Forests in the Central Rocky Mountains? *Forests* 6:1157-1178
- Wood S (2006) *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman & Hall/CRC, Baton Rouge, 386 pp.
- Zoubas P, Negron J and Munson AS (2009) Modelling spruce bark beetle infestation probability. *Baltic Forestry* 15:23-27

Zusammenfassung

Kronengröße und -struktur sind wichtige Indikatoren zur Abschätzung der Baumvitalität, des Lichtgenusses und der Wuchsbedingungen eines Baumes. Kronen beeinflussen die Umweltbedingungen innerhalb eines Bestandes und spiegeln die vergangene Konkurrenz, die ein Baum bis zu diesem Zeitpunkt erfahren hat, wider. Von Interesse ist, wie sich die Kronen in Rein- und Mischbeständen unterscheiden und wie sich die Kronenstruktur auf das Wachstum des individuellen Baumes auswirkt.

Als Datengrundlage dienen Probeflächen aus der Steiermark und aus Südtirol. Diese Versuchsflächen gliedern sich in Bestandestriplets. Ein Triplet besteht aus einem Fichtenreinbestand, einen Lärchen-Fichten-Mischbestand und einem Lärchenreinbestand. Auf jeder Versuchsfläche wurde eine Vollaufnahme durchgeführt, bei der die forstüblichen Parameter, Baumart, BHD, Höhe und Kronenansatz erhoben wurden. Zusätzlich wurden von jedem Baum die Koordinaten gemessen und Kronenablotungen durchgeführt, sowie Bohrkerne zur Zuwachsmessung gewonnen..

In der folgenden Arbeit werden nur die Lärchenreinbestände und die Lärchen-Fichten-Mischbestände (in Summe 14 Bestände) herangezogen, um den Unterschied zwischen den Kronenparametern: Kronenprozent, Schirmfläche, Spreitungsgrad, Plumpheitsgrad, Ausladungsverhältnis und Schirmflächenquotient zu beschreiben. Zudem wird die allometrische Beziehung zwischen dem jeweiligen Kronenparameter und der Baumgröße (BHD) untersucht und die Kronenvariabilität zwischen Rein- und Mischbeständen verglichen.

Im Allgemeinen weisen die Lärchen in allen Mischbeständen niedrigere Werte hinsichtlich des H/D-Verhältnisses auf. Ihre Schirmfläche ist größer als in den jeweiligen Reinbeständen. Die Kronen sind im Vergleich länger. Der Spreitungsgrad, Plumpheitsgrad, Ausladungsverhältnis und Schirmflächenquotient sind höher als in den jeweiligen Reinbeständen.

1 Einleitung

Die Krone ist jenes Organ des Baumes mit dem der Austausch mit der Umwelt stattfindet. Sie sind wichtige Indikatoren zur Abschätzung der Baumvitalität. Durch die Kronenmorphologie und die daraus resultierende Kronenstruktur wird die Bestandesproduktivität, -stabilität und seine Widerstandsfähigkeit gegenüber Umwelteinflüssen bestimmt (Assmann 1961 S. 109-135; Mitscherlich 1978; Hasenauer and Monserud 1996; Hasenauer 1997; Monserud and Marshall 1999; Webster and Lorimer 2003; Pretzsch 2014). Durch ihre Größe, feste Position im Bestand und ihre Langlebigkeit geben sie einen Eindruck wieder wie sich die Konkurrenz auf den Baum im Laufe der Zeit auswirkte (mit zunehmender Konkurrenz sinkt die Kronenlänge (Antos et al. 2010)) und sie beeinflussen dadurch viele Ökosystem-Charakteristika und Funktionen (Sterba and Amateis 1998; Ozanne et al. 2003; Pretzsch et al. 2012; Pretzsch 2014). Nach waldwachstumskundlichem Verständnis wird der Zuwachs von der Baumkrone, bzw. Teilen derselben gebildet.

Allometrie beschreibt die Beziehung zwischen den Größen eines Organismus und ihre Auswirkungen auf die Form und Funktion (Pretzsch et al. 2012). Zur mathematischen Herleitung der allometrischen Beziehung wird i.A. eine doppelt logarithmische Gleichung herangezogen und mittels Regressionstechnik die Koeffizienten α und β ermittelt.

Im Folgenden sollen drei Hypothesen hinsichtlich der Kronenallometrie der Lärche geprüft werden: (1) Die Krone der Lärche im Mischbestand unterscheidet sich von der Krone der Lärche im Reinbestand. (2) Es besteht eine allometrische Beziehung zwischen Baumgröße (hier stellvertretend der BHD) und dem jeweiligen Kronenparameter. (2a) Diese allometrischen Beziehungen unterscheidet sich zwischen den beiden Bestandestypen. (2b) Es gibt eine allometrisch ideale Pflanze. (3) Die beiden Standorte (Steiermark und Südtirol) unterscheiden sich hinsichtlich der Kronenallometrien voneinander.

2 Datenmaterial

Für diese Arbeit wurden Probeflächen an zwei Standorten untersucht. Der erste Standort befindet sich in der Steiermark in der Nähe von Leoben in einer Seehöhe von 900 bis 1300 m, Wuchsgebiet 3.1 – östliche Zwischenalpen Nordteil (Kilian et al. 1994). Die mittlere jährliche Temperatur beträgt 6,1°C und der mittlere jährliche Niederschlag beträgt 1000 mm mit einem Maximum im Juli (ZAMG 2014 - Beobachtungsperiode 1971 - 2000). Die Böden sind meist podsolige Braunerden (Kilian et al. 1994).

Die Datenerhebung fand in den Vegetationsperioden 2012 und 2013 statt. Pro Jahr wurden 2 Bestandestriplets (in Summe 12 Bestände, mit insgesamt 4020 Bäumen) erhoben. Ein Triplet besteht aus einem Fichtenreinbestand, einem Fichten-Lärchen-Mischbestand und einem Lärchenreinbestand. Pro Probefläche wurden die forstüblichen Parameter: Baumart, BHD, Höhe und Kronenansatz gemessen. Zusätzlich wurden von jedem Probebaum die Koordinaten erhoben, der Zuwachs gebohrt und sechs bis acht Kronenradien mittels einem laserbasierten Werkzeug, welches zur computergestützten Felddatenerhebung dient (Field-Map® Version 8 (IFER 2008)) abgelotet.

Der zweite Standort befindet sich in Südtirol im Nationalpark Stilfserjoch in der Nähe von Schlanders (Zentrales Inneralpines Fi-Waldgebiet 1.1; (Autonome Provinz Bozen-Südtirol, Abt. FW 2010)). Die Versuchsflächen liegen auf einer Seehöhe von 1600 – 1800 m. Die mittlere jährliche Temperatur beträgt 10,8°C und der mittlere jährliche Niederschlag beträgt 570 mm, wobei das Maximum im August liegt (Land Südtirol 2015). Die Datenerhebung fand am Ende der Vegetationsperiode 2014 statt. Es wurden ebenfalls drei Bestandestriplets erhoben in denen eine Vollaufnahme durchgeführt wurde. Zudem wurden die Koordinaten jedes Baumes gemessen und acht Kronenradien (in alle acht Himmelsrichtungen) abgelotet. Der Zuwachs wurde an 20 herrschenden Bäumen je Baumart ermittelt, wobei nur einige zwecks Altersbestimmung bis zum Kern gebohrt wurden.

Für diese Fallstudie wurden nur die Lärchen der Lärchenreinbestände, sowie die Lärchen der Lärchen-Fichten-Mischbestände verwendet.

Tabelle 1 Flächenbeschreibung der 14 Probeflächen aus der Steiermark und Südtirol. Die Oberhöhe der Lärche wurde berechnet als Mittelhöhe der 100 stärksten Bäume am Hektar, die Bonität ist angegeben als der durchschnittliche Gesamtzuwachs im Alter 100, dGz_{100} (vfmD/Jahr,ha). Fehlende Probeflächennummern sind Fichtenreinbestände.

Standort	Probe- fläche	Mischung	Fläche (m ²)	Alter (Jahre)	dGz_{100}	Über- schirmung	Grundflächen- mittelstamm (cm)	Oberhöhe (m)
Steiermark	2	Fi La	2664	48	8,5	1,84	27,3	21,5
	3	La	1379	41	8,7	2,23	22,8	21,2
	5	Fi La	11660	109	9,3	1,09	36,4	35,0
	6	La	6805	98	8,6	1,40	30,7	31,7
	8	Fi La	3281	127	7,9	1,19	44,5	33,5
	9	La	11543	147	9,7	0,80	46,0	39,3
	11	Fi La	12886	174	5,8	0,95	48,3	31,8
	12	La	11104	97	8,8	0,78	35,6	32,2
Südtirol	S-2	Fi La	360	50	4,4	0,99	20,4	16,9
	S-3	La	203,5	57	5,1	0,97	17,5	17,1
	S-5	Fi La	480	57	10,4	1,04	21,2	25,6
	S-6	La	320	51	11	1,30	24,9	24,6
	S-8	Fi La	1368	210	2,4	1,18	55,7	29,0
	S-9	La	759	192	3,2	1,05	43,5	31,4

3 Methoden

Für einen Vergleich der Kronen von Rein- und Mischbestand beider Standorte wurden die Kronenkennzahlen: Kronenprozent, Kronenlänge, Kronenansatz, Spreitungsgrad, Plumpheitsgrad, Ausladungsverhältnis und Schirmflächenquotient nach Assmann (1961) berechnet. Zudem wurde noch das H/D-

Verhältnis als Bestandeswert ermittelt. Die Kronenkennzahlen wurden noch als allometrische Funktionen zwischen BHD und dem jeweiligen Parameter mittels doppelt-logarithmischen Funktion dargestellt:

$$\ln(y) = \alpha + \beta \cdot \ln(x)$$

Wobei y der jeweilige Kronenparameter ist und als unabhängige Variable x der BHD (cm) verwendet wurde.

Um die Unterschiede der Beziehung Schirmfläche in Abhängigkeit von BHD deutlicher herauszustreichen wurde eine Quantilenregression durchgeführt. Hierbei wurde die 5. und die 95. Perzentile berechnet.

Um Unterschiede zwischen den Rein- und Mischbeständen der beiden Standorte festzustellen, wurde ein t-Test zweier unabhängiger Mittelwerte berechnet.

4 Ergebnisse

In Tabelle 2 befinden sich die Mittelwerte für die Parameter: Höhe, H/D-Verhältnis (HD), Kronenansatz (HCB), Schirmfläche (CPA), Kronenlänge (CL), Kronenbreite (CD), Kronenprozent (CR), Spreitungsgrad (SP), Plumpheitsgrad (PL), Ausladungsverhältnis (AUSL) und Schirmflächenquotient (SQ) jeweils nur für die Lärchen im Rein- und im Mischbestand.

Tabelle 2 Mittelwerte (Standardabweichung) getrennt nach den Standorten Steiermark und Südtirol und Mischungsverhältnis (Fi La = Lärchen-Fichten-Mischbestände und La = Lärchenreinbestände).

Standort	Mischung	Höhe (m)	HD	HCB (m)	CPA (m ²)	CL (m)	CD (m)	CR (%)	SP	PL	AUSL	SQ
Steiermark	Fi La	29,0 ^a (±6,3)	79,2 ^a (±17,8)	16,3 ^a (±5,9)	41,4 ^a (±23,6)	12,7 ^a (±3,3)	7,0 ^a (±2,0)	45,5 ^a (±14,4)	0,247 ^a (±0,1)	0,581 ^a (±0,2)	18,8 ^a (±3,7)	368 ^a (±157)
	La	30,2 ^b (±6,3)	91,1 ^b (±17,6)	17,0 ^b (±4,2)	28,2 ^b (±16,5)	13,1 ^b (±5,2)	5,8 ^b (±1,6)	42,9 ^b (±11,8)	0,194 ^b (±0,0)	0,494 ^b (±0,2)	17,2 ^b (±3,6)	309 ^b (±131)
Südtirol	Fi La	21,3 (±5,7)	75,2 (±2,7)	14,4 ^a (±3,9)	16,6 (±16,7)	6,9 ^a (±3,5)	4,1 (±2,1)	31,6 ^a (±12,6)	0,186 (±0,06)	0,638 ^a (±0,23)	12,8 ^a (±2,6)	171 ^a (±69,6)
	La	20,7 (±7,3)	80,4 (±2,4)	12,3 ^b (±3,6)	14,4 (±13,6)	8,4 ^b (±5,5)	3,8 (±1,9)	37,6 ^b (±14,4)	0,180 (±0,05)	0,529 ^b (±0,21)	13,6 ^b (±3,3)	197 ^b (±97,0)

Die Mischbestände beider Standorte weisen deutlich niedrigere H/D-Verhältnisse auf. Auch ist die Schirmfläche in ihnen größer, wobei dies am Standort Steiermark signifikant ist. Die Kronenlänge ist deutlich kürzer als im Reinbestand und die Kronen sind deutlich plumper als im jeweiligen Reinbestand.

Bei beiden Standorten ist auffällig dass sich im Allgemeinen die Werte deutlich unterscheiden. Die Lärchen in Südtirol sind deutlich schmalkroniger als die Lärchen in der Steiermark. Auch das H/D-Verhältnis ist auf den Südtiroler Flächen besser, weil es deutlich niedriger ist. Die steirischen Flächen hingegen weisen ein höheres Kronenprozent auf – ein Hinweis auf bessere Vitalität.

4.1 Allometrischer Zusammenhang zwischen Baumgröße und Kronenparameter

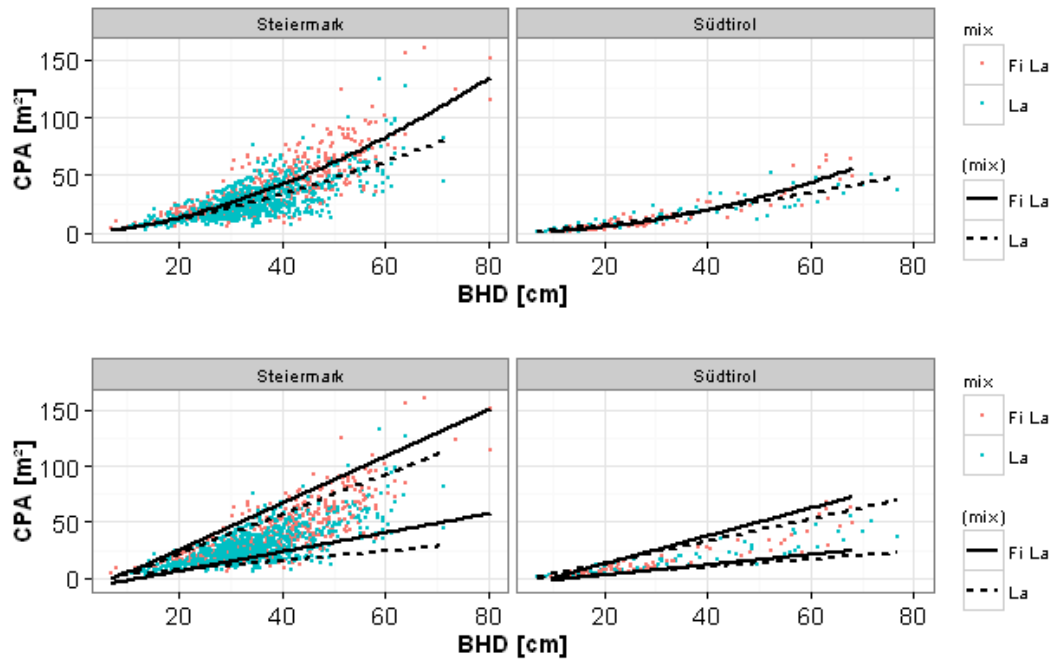


Abbildung 1 Schirmfläche (CPA) [m^2] in Abhängigkeit zum BHD [cm] (oben), sowie die Quantilenregression dieser Beziehung (unten)

Wie in Abbildung 1 deutlich erkennbar weisen die steirischen Flächen bei gleichem BHD höhere Werte für die Schirmfläche (CPA) auf als die Südtiroler Flächen. Noch deutlicher wird dieser Unterschied bei Betrachtung der Quantilenregression. Auf beiden Standorten weisen die Mischbestände bei gleichem BHD höhere Schirmflächen auf, als ihre jeweiligen Reinbestände.

Betrachtet man eine Lärche in der Steiermark mit einem BHD von 25 cm im Reinbestand, so kann die Schirmfläche von 9,3-30,6 m^2 variieren währenddessen in Südtirol, die Variation zwischen 4,4 und 16,7 m^2 liegt. Ein ähnliches Verhältnis findet man in den Mischbeständen. Die Kronenbreite verhält sich ähnlich der Schirmfläche.

Vergleicht man beide Standorte, so ist deutlich zu erkennen, dass sich die beiden hinsichtlich ihrer Schirmfläche unterscheiden. Noch deutlicher wird der Unterschied, wenn man die 5. und die 95. Perzentile der beiden miteinander vergleicht. V.a. bei der 95. Perzentile entwickeln sich die Schirmflächen deutlich auseinander.

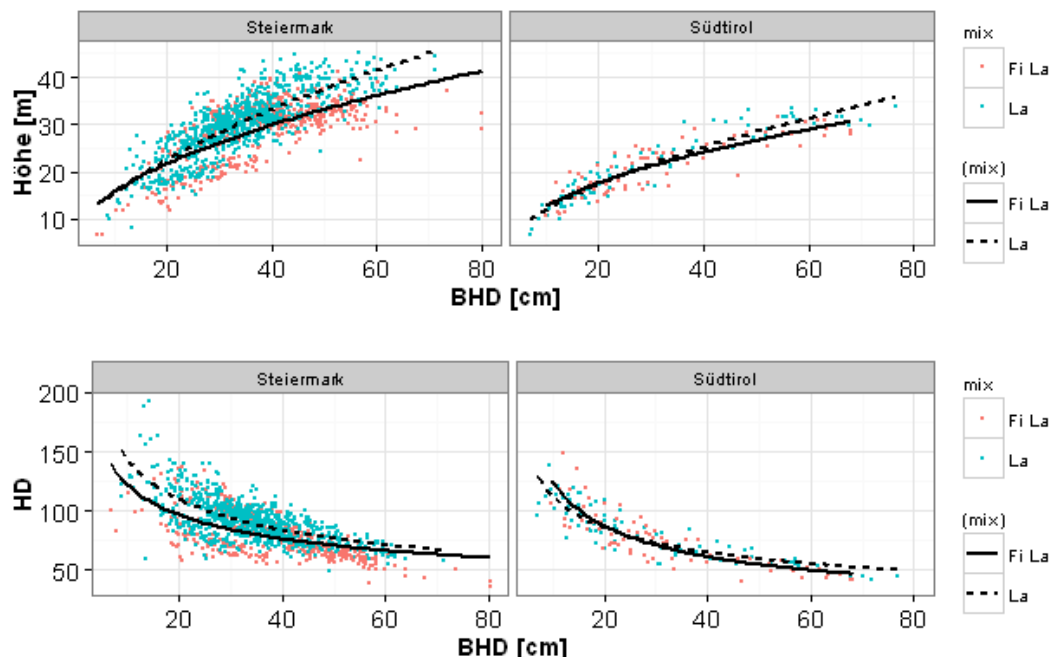


Abbildung 2 Höhe und H/D- Verhältnis (HD) in Abhängigkeit des BHD

Die Höhe unterscheidet sich deutlich zwischen den beiden Standorten. Die Bäume in der Steiermark sind bei gleichem BHD deutlich höher als die in Südtirol. Auch ist die Streuung in der Steiermark größer, was auf heterogenere Bestände hinweist. Beide Standorte haben gemeinsam, dass die Beziehung im Reinbestand über dem Mischbestand liegt.

Beim H/D-Verhältnis verlaufen die Beziehungen von Rein- und Mischbestand in der Steiermark annähernd parallel. In Südtirol kann kaum ein Unterschied zwischen Reinbestand und Mischbestand wahrgenommen werden. Auf beiden Standorten sinkt mit steigendem BHD das H/D-Verhältnis, wobei die Südtiroler Flächen ein niedrigeres H/D-Verhältnis aufweisen.

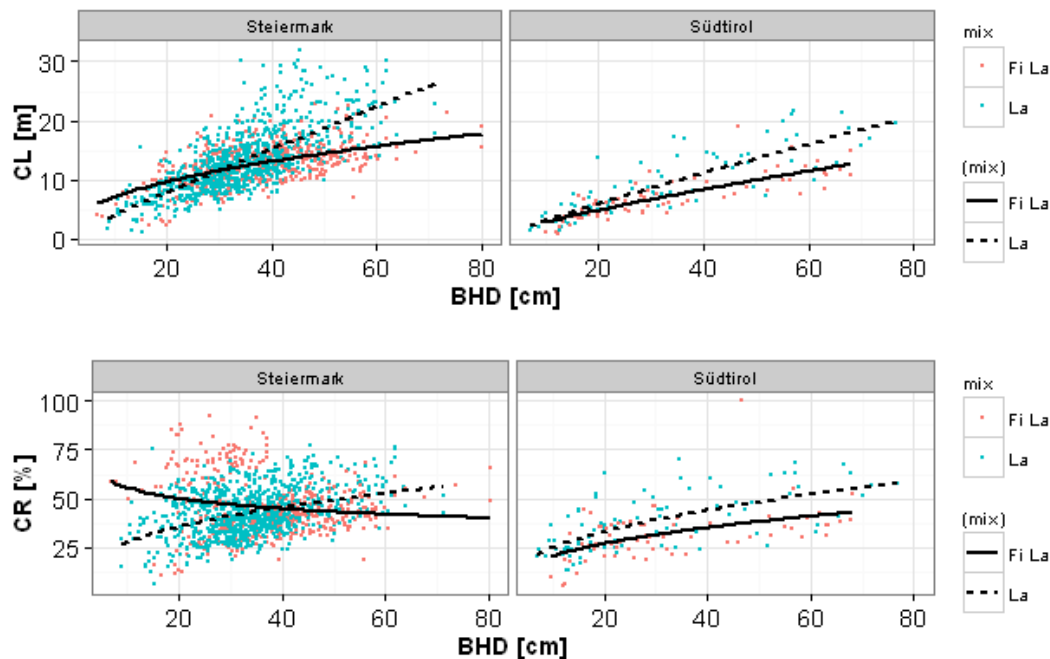


Abbildung 3 Kronenlänge (CL) und Kronenprozent (CR) in Abhängigkeit zum BHD

Auch hinsichtlich der Kronenlänge (CL) und des Kronenprozents (CR) unterscheiden sich sowohl Rein- und Mischbestand, als auch die beiden Standorte. Während sich die Bestände in Südtirol in beiden Fällen von Anfang an deutlich auseinander entwickeln, liegt bei den steirischen Beständen der Reinbestand unter dem Mischbestand. Erst ab einem BHD von ungefähr 30 cm entwickelt der Reinbestand längere Kronen als der Mischbestand.

Bei den Parametern Spreitungsgrad, Plumpheitsgrad, Ausladungsverhältnis und Schirmflächenquotient gibt es keine bzw. nur eine sehr schwache Beziehung zur Baumgröße.

Der Spreitungsgrad ändert sich über dem BHD kaum und die Beziehungen sowohl im Mischbestand als auch im Reinbestand verlaufen annähernd parallel. Beim Plumpheitsgrad liegt der Mischbestand tendenziell über dem Reinbestand. Ausladungsverhältnis und Schirmflächenquotient sind ähnlich in ihrer Beziehung zum BHD, während bei den steirischen Flächen wieder der Mischbestand deutlich über dem Reinbestand liegt, kann für die Südtiroler Flächen kaum ein Unterschied ausgemacht werden.

5 Diskussion und Schlussfolgerung

Der Zweck der zahlenmäßigen Charakterisierung der Kronenmorphologie ist es, herauszufinden, welche Kronenausstattung einen Baum zu welchen Leistungen im Sinne des Zuwachses befähigt, und wie effizient er seine Krone zur Zuwachsausleistung zu nutzen vermag.

Die hier verwendeten Parameter sind gängige forstliche Kennzahlen um Bäume in einem Bestand schnell zu charakterisieren. So dient z.B. das Kronenprozent allgemein als Vitalitätszeiger (Assmann 1961). So gesehen sind die Bestände der Steiermark vitaler als die Südtiroler Bestände, da diese das höhere Kronenprozent aufweisen. Kronenlänge und H/D-Verhältnis können als Stellvertreter für Holzeigenschaften herangezogen werden. V.a. in Reinbeständen sind die Stammcharakteristika streng mit der inneren Holzstruktur korreliert (Assmann 1961).

Bei der Kronenlänge ergeben sich deutliche Unterschiede auf beiden Standorten, wobei dies auf die unterschiedlichen Definitionen für den Kronenansatz liegen kann. Auf den österreichischen Flächen wurde die Definition der Österreichischen Waldinventur verwendet. Diese lautet, dass der Kronenansatz dort ist, wo kein toter Astquirl mehr auf einen grünen folgt. Auf den Südtiroler Flächen wurde der letzte grüne Ast als Kronenansatz verwendet.

Im Allgemeinen lässt sich jedoch ein Trend erkennen, dass Mischbestände höhere Schirmflächen aufweisen, niedrigere H/D-Verhältnisse haben, die Kronenlänge ebenfalls geringer ist, sie plumpere Kronen ausbilden und einen höheren Spreitungsgrad aufweisen.

Beide Standorte weisen starke Unterschiede hinsichtlich ihrer Kronenallometrie auf. Gründe hierfür können die unterschiedliche Seehöhe beider Standorte, unterschiedliche Provenienzen, sowie die unterschiedliche Bestandesbegründung und spätere Behandlung der Bestände sein. Während in Südtirol die Bestände künstlich begründet wurden, entstanden sie in der Steiermark aus Naturverjüngung. Zudem wurden die Südtiroler Bestände als Waldweide genutzt.

Nach Bertalanffy (1951) und West et al. (2009) ist der Allometriekoeffizient β für die Beziehung zwischen Schirmfläche und BHD 1,33, und beschreibt somit die allometrisch ideale Pflanze. Dieser lag für die Lärche zwischen 1,38 im steirischen Reinbestand und 1,94 im Südtiroler Mischbestand. Auch bei der Betrachtung der 5. und 95. Perzentile konnte dieser Wert nicht gefunden werden (Tabelle 4). Daher kann die Aussage von Pretzsch (2014) bestätigt werden, dass es keine allometrisch ideale Pflanze gibt. Diese Beziehung wird vielmehr von den Faktoren Standort und Konkurrenz getrieben.

Betrachtet man die weiteren allometrischen Beziehungen, so konnte für die Kronenbreite (CD), die Höhe und das H/D-Verhältnis auf beiden Standorten ein signifikanter Zusammenhang gefunden werden (Tabelle 3). Bei der Kronenlänge ergibt sich, dass bei den steirischen Reinbeständen ab einem BHD von ungefähr 30 cm die Kronen länger werden. Dies deutet auf einen sinkenden Konkurrenzdruck hin.

Die Beziehung zwischen Kronenprozent und BHD ($R^2 = 0,44$ im Reinbestand bzw. $0,33$ im Mischbestand) und Spreitungsgrad und BHD (R^2 zwischen $0,27$ und $0,44$) ist nur in den Südtiroler Beständen signifikant. Während wiederum das Ausladungsverhältnis und der Schirmflächenquotient nur auf den steirischen Flächen schwach signifikant ($R^2 = 0,22$ im Reinbestand bzw. $0,24$ im Mischbestand) vom BHD abhängen.

Der Plumpheitsgrad beschreibt das Verhältnis der Krone zum Platzbedarf. Geringere Plumpheit bedeutet einen geringeren Platzbedarf und dies wiederum dass diese Bäume ihren Standraum effizienter nutzen. Für den Plumpheitsgrad konnte auf beiden Standorten keine Beziehung gefunden werden. Dies kann daran liegen, dass Plumpheit vermutlich stark genetisch bedingt ist, da eine Behandlung kaum Auswirkung auf ihn hat (Assmann 1961).

6 Danksagung

Wir möchten dem Fond zur Förderung der Wissenschaftlichen Forschung danken, der, unter der Projektnummer P24433-16, die Untersuchung der steirischen Probeflächen finanziell unterstützt hat. Zudem gilt unser Dank der Leobner Realgemeinschaft, die ihre Flächen zur Verfügung stellten und unsere Außenaufnahmen tatkräftig unterstützten.

Ein großes Dankeschön gilt Tassilo Heller der im Rahmen seiner Masterarbeit, betreut von Prof. Hans Pretzsch, die Daten der Südtiroler Probeflächen erhoben und uns freundliche Weise zur Verfügung gestellt hat.

7 Literatur

- Antos J a., Parish R, Nigh GD (2010) Effects of neighbours on crown length of *Abies lasiocarpa* and *Picea engelmannii* in two old-growth stands in British Columbia. *Can J For Res* 40:638–647. doi: 10.1139/X10-011
- Assmann E (1961) Waldertragskunde. BLV Verlagsgesellschaft München Bonn Wien
- Autonome Provinz Bozen-Südtirol, Abt. FW A für F (2010) Waldtypisierung Südtirol - Band 1 - Waldtypen, Wachstumsgebiete, Bestimmungsschlüssel.
- Bertalanffy L von (1951) Theoretische Biologie: II. Band, Stoffwechsel, Wachstum, 2nd ed. A Francke AG, Bern
- Hasenauer H (1997) Dimensional relationships of open-grown trees in Austria. *For Ecol Manage* 96:197–206. doi: 10.1016/S0378-1127(97)00057-1

- Hasenauer H, Monserud R a. (1996) A crown ratio model for Austrian Forests. *For Ecol Manage* 84:49–60. doi: 10.1016/0378-1127(96)03768-1
- IFER (2008) Monitoring and Mapping Solution Ltd. Field-Map Technology (Field Map 8). www.fieldmap.cz/.
- Kilian W, Müller F, Starlinger F (1994) Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs - Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. Wien
- Land Südtirol (2015) Wetterdienst der Autonomen Provinz Bozen – Südtirol (Beobachtungszeitraum 2000 - 2010). <http://www.provinz.bz.it/wetter/historische-daten.asp>. Accessed 28 Apr 2015
- Mitscherlich G (1978) Waldwachstum und Umwelt : eine Einführung in die ökologischen Grundlagen des Waldwachstums - Erster Band: Form und Wachstum von Baum und Bestand, 2. überarb. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main
- Monserud RA, Marshall JD (1999) Allometric crown relations in three northern Idaho conifer species. *Can J For Res* 535:521–535. doi: 10.1139/x99-015
- Ozanne CMP, Anhuif D, Boulter SL, et al. (2003) Biodiversity meets the atmosphere: a global view of forest canopies. *Science* 301:183–186. doi: 10.1126/science.1084507
- Pretzsch H (2014) Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. *For Ecol Manage* 327:251–264. doi: 10.1016/j.foreco.2014.04.027
- Pretzsch H, Matthew C, Dieler J (2012) Allometry of Tree Crown Structure. Relevance for Space Occupation at the Individual Plant Level and for Self-Thinning at the Stand Level. *Growth Def Plants* 220:287–310. doi: 10.1007/978-3-642-30645-7
- Sterba H, Amateis RL (1998) Crown efficiency in a loblolly pine (*Pinus taeda*) spacing experiment. *Can J For Res* 28:1344–1351.
- Webster CR, Lorimer CG (2003) Comparative growing space efficiency of four tree species in mixed conifer–hardwood forests. *For Ecol Manage* 177:361–377. doi: 10.1016/S0378-1127(02)00394-8
- West GB, Enquist BJ, Brown JH (2009) A general quantitative theory of forest structure and dynamics. *Proc Natl Acad Sci* 106:7040–7045. doi: 10.1073/pnas.0812294106
- ZAMG (2014) Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik - Klimadaten 1971 - 2000. http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1.htm.

8 Anhang

Tabelle 3 Zusammenfassung der Beziehungen Kronenparameter in Abhängigkeit des BHD der Form $\ln(y)=\alpha+\beta\ln(\text{BHD})$ für die Bestände in der Steiermark und in Südtirol

Standort	abhängige Variable	Reinbestände			Mischbestände		
		a	b	R ²	a	b	R ²
Steiermark	$\ln(\text{CPA})^1$	-1,65***	1,38***	0,57	-1,52***	1,42***	0,65
Südtirol	$\ln(\text{CPA})$	-3,25***	1,68***	0,85	-4,20***	1,94***	0,85
Steiermark	$\ln(\text{CD})^2$	-0,682***	0,685***	0,57	-0,64***	0,708***	0,65
Südtirol	$\ln(\text{CD})$	-1,50***	0,839***	0,85	-1,98***	0,971***	0,85
Steiermark	$\ln(\text{Höhe})$	1,29***	0,599***	0,67	1,19***	0,595***	0,56
Südtirol	$\ln(\text{Höhe})$	1,12***	0,572***	0,89	1,43***	0,472***	0,74
Steiermark	$\ln(\text{CL})^3$	-0,924***	0,979***	0,56	0,547***	0,543***	0,33
Südtirol	$\ln(\text{CL})$	-1,32***	1,004***	0,79	-1,46***	0,970***	0,67
Steiermark	$\ln(\text{HD})^4$	5,89***	-0,401***	0,48	5,80***	-0,405***	0,37
Südtirol	$\ln(\text{HD})$	5,73***	-0,428***	0,81	6,04***	-0,528***	0,78
Steiermark	$\ln(\text{CR})^5$	2,39***	0,379***	0,17	3,96***	-0,0522	0,0006
Südtirol	$\ln(\text{CR})$	2,16***	0,432***	0,44	1,70***	0,498***	0,33
Steiermark	$\ln(\text{SP})^6$	-1,97***	0,0856**	0,01	-1,84***	0,113**	0,02
Südtirol	$\ln(\text{SP})$	-2,63***	0,268***	0,27	-3,42***	0,499**	0,44
Steiermark	$\ln(\text{PL})^7$	0,242	-0,294***	0,06	-1,18***	0,165***	0,03
Südtirol	$\ln(\text{PL})$	0,180	-0,164*	0,06	-0,517	0,00127	0,01
Steiermark	$\ln(\text{AUSL})^8$	3,92***	-0,315***	0,22	3,96***	-0,292***	0,24
Südtirol	$\ln(\text{AUSL})$	3,10***	-0,160***	0,16	2,63***	-0,02916	0,008
Steiermark	$\ln(\text{SQ})^9$	7,80***	-0,618***	0,21	7,93***	-0,584***	0,24
Südtirol	$\ln(\text{SQ})$	6,21***	-0,321***	0,16	5,25***	-0,0583	0,09

¹ Schirmfläche (CPA); ² Kronendurchmesser (CD); ³ Kronenlänge (CL); ⁴ H/D – Verhältnis (HD)

⁵ Kronenprozent (CR); ⁶ Spreitungsgrad (SP); ⁷ Plumpheitsgrad (PL) ⁸ Ausladungsverhältnis (AUSL);

⁹ Schirmflächenquotient (SQ)

Tabelle 4 Zusammenfassung der Quantilenregressionen

Standort	Mix	Modell	Perzentile	a	b	R²
Steiermark	Reinbestand	ln(CPA) =a+b*ln(BHD)	0,95	-0,807	1,31	0,36
			0,05	-1,36	1,12	0,33
Südtirol		ln(CPA) =a+b*ln(BHD)	0,95	-1,87	1,45	0,58
			0,05	-4,58	1,88	0,65
Steiermark	Mischbestand	ln(CPA) =a+b*ln(BHD)	0,95	-0,930	1,39	0,41
			0,05	-2,71	1,57	0,29
Südtirol		ln(CPA) =a+b*ln(BHD)	0,95	-2,78	1,69	0,65
			0,05	-6,06	2,27	0,67

Holzvolumenaggregation in Buchenkronen- Einschätzung des nutzbaren Holzvolumens über Randomized Branch Sampling

Kai Husmann

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Waldwachstum

Zusammenfassung

Das Rohholzpotenzial der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) setzt sich aus dem Stamm- und Kronenholzvolumen zusammen. Die Schätzung des Stammholzvolumens zur Planung forstlicher Eingriffe oder im Rahmen der Betriebsinventur kann hinreichend genau über Schaftformmodelle erfolgen. Zur Abschätzung der sympodialen Holzstruktur oberhalb des Kronenansatzes sind diese Modelle jedoch nicht ausreichend. Um der räumlichen Struktur der Holzallokation in der Buchenkrone Rechnung zu tragen, wurden die Kronenvolumina von 163 Buchen über das mehrstufige Stichprobenverfahren „Randomized Branch Sampling“ ermittelt. Hierzu wurden morphologische Messungen an zufällig gewählten Ästen in der Krone durchgeführt. Des Weiteren wurden an jedem Baum BHD, Baumhöhe, Kronenansatzhöhe und das Verhältnis vom Basisdurchmesser des ersten Kronenastes zum Stammdurchmesser in Kronenansatzhöhe ermittelt. Mit diesen Daten wurde ein Volumenschätzmodell für variable Zopfdurchmesser erstellt.

Die morphologischen Messungen ermöglichten sowohl die Einschätzung des gesamten Kronenholzvolumens als auch die räumliche Verteilung des Holzvolumens in der Krone. Eine auf dieser Durchmesser-Verteilung basierende Cluster Analyse gruppierte die Buchenkronen in 3 morphologisch begründete Kronentypen.

Da für jeden Baum Metadaten vorlagen, konnte ein in der Forstpraxis anwendbares Multinomialmodell zur Vorhersage dieser morphologischen Typen parametrisiert werden. In Verbindung mit einem kronentypen-sensitiven Regressionsmodell des Holzvolumens über Astdurchmesser können anfallende Holzvolumina bis hin zu wählbaren Zopfdurchmessern für jeden Kronentypen separat geschätzt werden. Das geschätzte Holzvolumen beinhaltet das gesamte Holzvolumen bis zu diesem Durchmesser und nicht nur das Volumen der durchgehenden Stammachse, wie es bei Schaftformmodellen der Fall ist.

1 Einleitung

Mit einer Fläche von ca. 1.7 Mio. ha sind 15 % der Gesamtwaldfläche Deutschlands mit Rotbuchenbeständen (*Fagus sylvatica* L.) bestockt (BMEL, 2014). Da sich die Landesforstbetriebe (z. B. die Niedersächsischen Landesforsten mit dem Regierungsprogramm „LÖWE“ (ML, 2004)) einer langfristigen naturnahen Waldbewirtschaftung verpflichtet haben, wird der Misch- und Laubwaldanteil und somit auch der Buchenanteil in Zukunft weiter ansteigen (BMEL, 2011). Es ist daher zu erwarten, dass die ökonomische Bedeutung der Buche weiter ansteigt.

Buchenwirtschaft zielt auf eine hohe Stammholzausbeute ab (NAGEL & SPELLMANN, 2008). Wegen der hohen Nachfrage nach Energieholz (MANTAU, 2012) und der Etablierung neuer Geschäftsfelder, wie der Bioökonomie für geringer dimensioniertes Laubholz (HILDEBRANDT ET AL., 2014), hat sich der Holzpreis für Buchenindustrieholz in den letzten 10 Jahren verdoppelt (DESTATIS, 2015). Das ökonomische Gesamtpotenzial der Buche hängt demnach nicht nur vom Stammholzvolumen, sondern auch maßgeblich von schwächeren Dimensionen in der Baumkrone ab.

Eine effiziente Nutzung des Holzpotenzials ist grundsätzlich nur möglich, wenn eine hinreichend genaue Planung und Inventur möglich ist (MÖHRING, 1997). Die Schätzung des Stammholzvolumens von Laubbaumarten zur Planung forstlicher Eingriffe oder im Rahmen der Betriebsinventur kann über Schaftformmodelle erfolgen. Zur Abschätzung der sympodialen Holzstruktur oberhalb des Kronenansatzes sind diese Modelle jedoch nicht mehr ausreichend (KUŽELKA & MARUŠÁK, 2012). Um der räumlichen Struktur der Holzallokation in der Buchenkrone Rechnung zu tragen, wurden die Kronenvolumina von 163 Buchen über das mehrstufige Stichprobenverfahren „Randomized Branch Sampling“ (RBS) (JESSEN, 1955) ermittelt.

In dieser Arbeit wird auf Grundlage dieser morphologischen Messungen ein Wahrscheinlichkeitsmodell entwickelt, mit dem es möglich wird, Buchen in 3 morphologische Kronentypen einzuteilen. Diese 3 Typen unterscheiden sich in ihrem Kronenaufbau und führen daher zu unterschiedlichen Nutzungs-

massen bei gleichem Zopfdurchmesser. Ziel dieser Arbeit ist es, für jeden Kronentypen eine separate zopfdurchmesserabhängige Volumenfunktion für Kronenholz zu erstellen, die die sympodiale Verzweigungsstruktur berücksichtigt. Diese Funktion soll die Abschätzung des tatsächlich anfallenden Kronenholzvolumens unterhalb wählbarer Zopfgrenzen ermöglichen.

2 Material und Methoden

Im Rahmen der Forschungsprojekte „BEST“ (Förderung durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung, FKZ: 003L033F) und „Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung“ (Förderung durch das Bundesministerium für Ernährung- Landwirtschaft und Verbraucherschutz über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., FKZ: 22015407) wurden an 37 vitalen Buchen aus dem Bestandesinneren morphologische Messungen vorgenommen. Um systematische Verzerrungen durch gleichartige Standortsbedingungen auszuschließen, wurden Buchenreinbestände aus möglichst unterschiedlichen Wuchsbezirken und Standorten ausgewählt. Je Probefläche wurden 2 bis 4 Bäume ausgewählt. Des Weiteren wurden 126 Messungen von der FVA Baden-Württemberg zur Verfügung gestellt (KÄNDLER & BÖSCH, 2009). Sowohl innerhalb der Probestandorte als auch insgesamt wurde eine möglichst breite, gleichverteilte Durchmesser- und Altersverteilung angestrebt, welche den forstwirtschaftlich relevanten Bereich komplett abdeckte (Tabelle 1).

Tabelle 1: Zusammenfassende Statistik der Probestämme

N	Mittlerer BHD [cm]	BHD-Bereich [cm]	Mittlere Höhe [m]	Höhen- Bereich [m]	Mittleres Alter [a]	Alters- Bereich [a]
163	35.4	8.0- 78.3	25.3	13.1- 38.5	85	21- 180

An jedem Baum wurden BHD, Höhe, Kronenansatzhöhe, Baumalter und soziale Stellung nach KRAFT (1884) ermittelt. Pro Baum wurden je 3 Scheiben im Derbholz- und Nichtderbholzbereich über das „Importance Sampling“ Verfahren ausgewählt (GREGOIRE & VALENTINE, 2008) sowie je bis zu 2 Scheibenproben systematisch an der Stammbasis und am Kronenansatz entnommen. Des Weiteren wurden pro Baum 3 Äste mit einem Basisdurchmesser von etwa einem Zentimeter entnommen. An den Probekörpern wurde die Rindenstärke im feuchten Zustand gemessen.

Die Kronenholzvolumina jedes Probebaumes wurden über RBS ermittelt. RBS ist ein effizientes und biasfreies Stichprobenverfahren zur Schätzung von Parametern funktioneller Kompartimente eines Baumes (GAFFREY & SABOROWSKI, 1999; GREGOIRE & VALENTINE, 2008). Das mehrstufige Stichprobenverfahren setzt Proportionalität zwischen der Zielgröße (hier dem Astvolumen der Kronenäste) und einer leicht messbaren Hilfsgröße voraus. Da zwischen Astvolumen und dem Astbasisdurchmesser ein allometrischer Zusammenhang vorausgesetzt werden kann (WEST, 1999), ermöglicht die RBS Methode die Schätzung des Holzvolumens aller Äste in der Krone durch Messung einer Stichprobe von Astlängen und Astbasisdurchmessern oberhalb des Kronenansatzes. Am Kronenansatz beginnend wurden an den Verzweigungsstellen (Knoten) in der Krone alle abgehenden Astbasisdurchmesser gemessen. Je Knoten wurde an einem zufällig ausgewählten Ast die Astlänge bis zum nächsten Knoten (Segmentsabstand) gemessen. Die Auswahlwahrscheinlichkeit der Äste bei denen die Längenmessung vorgenommen wurde, war hierbei proportional zum ihrem Basisdurchmesser. Es ergab sich ein Pfad vom Kronenansatz bis zu einer Terminalknospe, an dem alle Basisdurchmesser aller abgehenden Äste und die Segmentsabstände bekannt waren. Mit diesen Daten wurden die Abschnittsvolumina über Kreiskegelstümpfe berechnet. Das gesamte Kronenholzvolumen berechnete sich über die Summe aller Quotienten aus Abschnittsvolumen und unbedingter Wahrscheinlichkeit

$$\hat{V} = \sum_{r=1}^R \frac{V_r}{Q_r} \quad (1)$$

wobei R die Anzahl der gemessenen Segmente und Knoten und Q_r die unbedingte Auswahlwahrscheinlichkeit des ausgewählten und weiter vermessenen Astes des Knotens r ist. Q_r berechnet sich über das Verhältnis des gewählten Astbasisdurchmessers zu allen Astbasisdurchmessern des Knotens r als

$$Q_i = \prod_{j=1}^r d_{jr}^{2.67} / \sum_{l=1}^{n_r} d_{lr}^{2.67}, r = 1, \dots, R \quad (2)$$

und wird für jeden Knoten separat ($1, \dots, R$) berechnet. n_r ist die Anzahl der Äste am Knoten r . Die Messungen begannen unterhalb des ersten Astes, dessen Basisdurchmesser 1/5 des Durchmessers der durchgehenden Stammachse betrug. Der Kronenansatz wurde somit systematisch über den Astbasisdurchmesser definiert. Im Falle eines tiefen Steilastes konnte im Einzelfall von dieser Regel abgewichen werden. Da je Baum 3 Pfade gemessen wurden, konnte die Stichprobenvarianz zur Messvalidierung hinzugezogen werden. Zur Separierung der Rinde wurden Rindenstärkefunktionen aus den biometrischen Messungen entwickelt (HUSMANN, 2013).

Die morphologischen Messungen ermöglichten die Berechnung des gesamten Kronenholzvolumens. Außerdem konnte das Volumen unterhalb jedes RBS Knotens geschätzt werden. Durch die Berechnung des Volumens unterhalb jedes Knotens ergab sich ein Datensatz, der den Holzvolumenverlauf über dem Astbasisdurchmesser beschrieb. Durch Ausgleich mittels Lowess-Glätter ließ sich eine kumulative Verteilung des Kronenholzvolumens $\hat{V}_i(D)$ über dem Astbasisdurchmesser (D) erstellen. Wegen der 3 Messungen je Baum ergaben sich 3 Durchmesserverteilungen je Baum. Der abgelesene Astdurchmesser, an dem je die Hälfte des Kronenholzvolumens ober- respektive unterhalb lag, wurde als mittlerer Astdurchmesser des Baumes bezeichnet. Der endgültige mittlere Astdurchmesser eines Baumes war der arithmetische Mittelwert aus den mittleren Astdurchmessern der 3 Pfade. Durch ebendieses Vorgehen wurden 25 und 75 % Quantile generiert. Die Division der kumulativen Volumina durch das gesamte Kronenvolumen und der Astbasisdurchmesser durch den größten Durchmesser in der Krone (in der Regel der Kronenansatz) ergab eine $[0, 1]$ normierte Astdurchmesser-Volumen-Verteilung $F(D)$. Diese werden im Folgenden als relatives Kronenholzvolumen und relativer mittlerer Kronenastdurchmesser bezeichnet. Mit der Normierung wurden die Verläufe von Bäumen unterschiedlicher Dimensionen vergleichbar.

Die Zusammenhänge der funktionellen Baumkompartimente wurden durch allometrische Modelle beschrieben. Die regressionsanalytische Methodik und die Nomenklatur der Allometriefunktionen erfolgt nach NIKLAS (1994). Als Funktion ausgedrückt lautet der allometrische Grundsatz

$$y = \ln(\beta) * x^\alpha \quad (3)$$

mit y und x als Dimension der jeweiligen Baumkompartimente, β als Normalisierungskonstante und α als Allometriekoeffizient. Die allometrischen Beziehungen wurden über die „Standardized Major Axis“ Regressionsmethode (WARTON ET AL., 2012) log-linear (logarithmus naturalis) angepasst und rücktransformiert. Der Rücktransformationsbias wurde über den Modellstandardfehler geschätzt und eliminiert (SPRUGEL, 1983).

Zur Einteilung der Buchenkronen in morphologische Kronentypen wurden die normierten mittleren Astdurchmesser und die normierten Astdurchmesser Perzentile einer Clusteranalyse unterzogen. Über den „k-Means“ Cluster Algorithmus (WAGSTAFF ET AL., 2001) des „stats“ R-Pakets (R CORE TEAM, 2015), welcher die euklidischen Gruppendistanzen über die Methode der kleinsten Quadrate minimiert, wurden die Buchen in 3 Gruppen eingeteilt. Da die Kronentypen sich aus der Durchmesserverteilung ableiten, handelt es sich um Gruppen unterschiedlichen Durchmesserungsverlaufs.

Um Baummetadaten zu generieren, die als Proxy-Variable für die Kronenmorphologie dienen, wurde der Stammdurchmesser am Kronenansatz dokumentiert sowie das Verhältnis des größten Astbasisdurchmessers des 1. RBS Knotens zum Stammdurchmesser berechnet.

Da die 3 Kronentypen über messbare Baumattribute vorhersagbar sein sollen, wurde eine multinomiale Regressionsanalyse durchgeführt (HUTCHESON & MOUTINHO, 2008). Mit dem R Paket „NNET“ (VENABLES & RIPLEY, 2002) wurde ein logistisches Wahrscheinlichkeitsmodell (Funktion 3) mit j^* Kategorien angepasst, über welches die Wahrscheinlichkeit eines Baumes, zur Kategorie j statt zur Referenzkategorie j' zu zählen, über i Kovariablen x_i berechnet wird.

$$\log\left(\frac{P(Y=j)}{P(Y=j')}\right) = \alpha + \beta_{j1} * x_1 + \beta_{j2} * x_2 + \dots + \beta_{ji} * x_i \quad (4)$$

Die Wahrscheinlichkeit der Gruppenzugehörigkeit zur Kategorie j unter Berücksichtigung aller anderen Gruppen wird folglich als

$$\log\left(\frac{P(Y=j)}{P(Y=j') + \sum_{j=1}^{j^*} P(Y=j)}\right)$$

berechnet. Die signifikanten Modellparameter wurden über eine "lineare Diskriminanzanalyse" inkl. Kreuzvalidierung bestimmt (R Paket „MASS“; VENABLES & RIPLEY, 2002).

Der Verlauf des normierten Kronenholzvolumens über dem mittleren Astdurchmesser wurde für jede der 3 morphologischen Kronentypen über eine nichtlineare Regression mit dem R Paket „stats“ (R CORE TEAM, 2015) ausgeglichen. Als Modellform wurde eine Potenzfunktion (Funktion 5) gewählt.

$$y = x^\alpha \quad (5)$$

3 Ergebnisse

Wie Abb. 1 zeigt, ermöglicht der normalisierte Verlauf des kumulativen Kronenholzvolumens über dem Astdurchmesser $F(D)$ einen direkten Vergleich der Durchmesserentwicklung aller Buchenkronen. Am Kurvenverlauf ist ablesbar, welcher Anteil des Kronenholzvolumens ober- respektive unterhalb des Durchmessers auf der Abszisse liegt. Am Verlauf zeigt sich demnach, ob der größere Teil des Holzvolumens im relativ dicken oder dünnen Astbereich liegt.

Der progressive Holzvolumenverlauf (Abb. 1 links) über dem Astdurchmesser besagt, dass der Großteil des Holzvolumens relativ große Astdurchmesser zeigt. 50 % des Gesamtholzvolumens der Krone sind in Astdurchmessern über 80 % des größten Astdurchmessers der Krone zu finden. Der mittlere Astdurchmesser liegt bei diesem Verlaufstyp nah am 3. Quantil. Bei dem hier dargestellten Baum bedeutete dies in absoluten Zahlen, dass sich 0.45 der insgesamt 0.9 Vfm (ohne Rinde) im Durchmesserbereich 25 bis 33 cm befanden. Weitere 0.45 Vfm lagen im Durchmesserbereich unter 25 cm.

Der entgegengesetzte Trend (Abb. 1 rechts) wird durch eine degressive Kurve beschrieben. Der mittlere Astdurchmesser liegt nahe dem 1. Quantil, was bedeutet, dass 50 % des Kronenholzvolumens in relativ gering dimensionierten Ästen zu finden sind. Im exemplarischen Fall handelte es sich um eine Krone mit einem Holzvolumen von 1.0 Vfm ohne Rinde. Die Hälfte dieses Holzvolumens befand sich im Durchmesserbereich 12 bis 32 cm. 0.5 Vfm lagen folglich im Astdurchmesserbereich unter 12 cm. Die beiden exemplarisch ausgewählten Bäume waren in ihrer Dimension vergleichbar. Sie hatten einen BHD von etwa 43 cm und ein Vollbaumholzvolumen von 2.4 bzw. 2.5 Vfm. Die mittlere Abb. zeigt den balancierten Durchmesserverlauf bei dem die Hälfte des Kronenholzes ober- und unterhalb des Astdurchmessers liegt, der etwa halb so groß wie der größte Kronenastdurchmesser ist. Bei den Kurvenverläufen wurde kein alters- oder BHD-Trend beobachtet. Jeder Kurvenverlauf war in jeder Alters- und BHD-Stufe näherungsweise gleich stark vertreten.

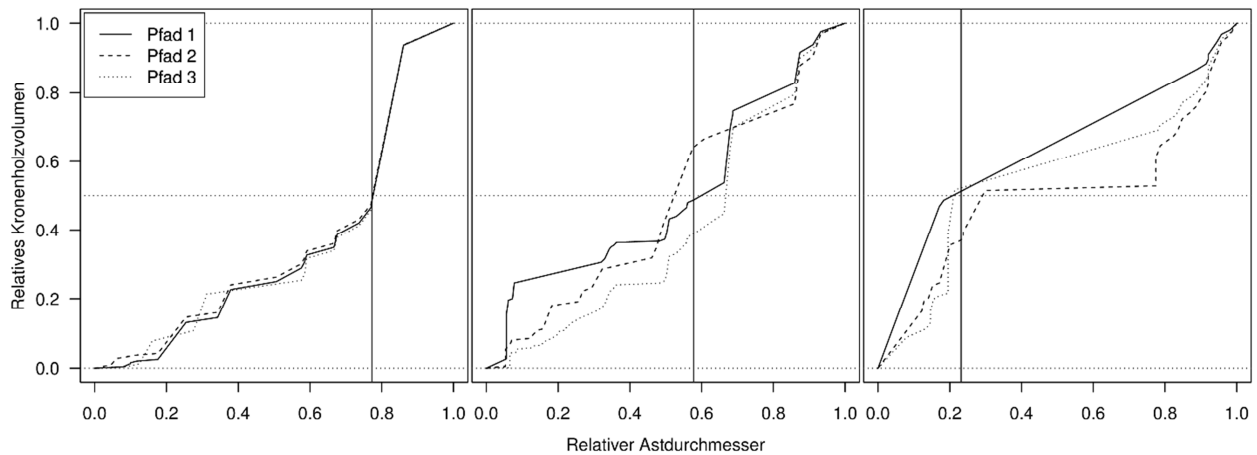


Abbildung 1: Relativer Verlauf des kumulativen Kronenholzvolumens über dem relativen Astdurchmesser von 3 exemplarischen Prohebäumen. Je Baum sind 3 RBS Pfade dargestellt. Die vertikalen Linien markieren den Astdurchmesser bei welchem je die Hälfte des Volumens ober- respektive unterhalb lokalisiert war (mittlerer Astdurchmesser der Krone).

Die normalisierten mittleren Astdurchmesser und Astdurchmesserquantile, die aus den unterschiedlichen Kurvenverläufen abgelesen wurden, bildeten die Grundlage für die Gruppierung der Bäume in morphologische Typen. Somit lagen je Baum 3 stetige Variablen zwischen 0 und 1 vor, wodurch eine kMeans Clusteranalyse möglich wurde. Die Bäume wurden in 3 Cluster eingeteilt (Abb. 2). Durch die Cluster Analyse wurden 50 Bäumen dem Typ 1, 69 Bäume dem Typ 2 und 44 Bäume dem Typ 3 zugeordnet. Der 1. Kronentyp umfasste Kronen mit einem großen Volumenanteil in geringen Astdimensionen. Bei Kronen des Typs 3 war der größte Volumenanteil in relativ starken Astdimensionen. Der 2. Typ reflektiert die balancierte Kronenholzvolumenverteilung. Demnach war bei 30 % der Buchen besonders viel Holzvolumen in einem relativ kleinen Durchmesserbereich. Bei gut 25 % war viel Holzvolumen im stärkeren relativen Durchmesserbereich lokalisiert. Dementsprechend ist der mittlere Typ mit 40 % am stärksten besetzt. Um Behandlungseffekte auszuschließen, wurden die Verteilungen der BHD, Baumhöhen und Krafft'schen Klassen in den morphologischen Gruppen visuell verglichen. In jeder Gruppe der Kronentypen war die gesamte Spannweite der BHD, Höhen und Krafft'schen Klassen zu finden. Krafft'sche Klasse, BHD und Baumhöhe waren also in keiner der 3 Gruppen überrepräsentiert. Folglich ist nicht davon auszugehen, dass die Analysen durch systematische Verzerrungen dieser Variablen beeinflusst wurden.

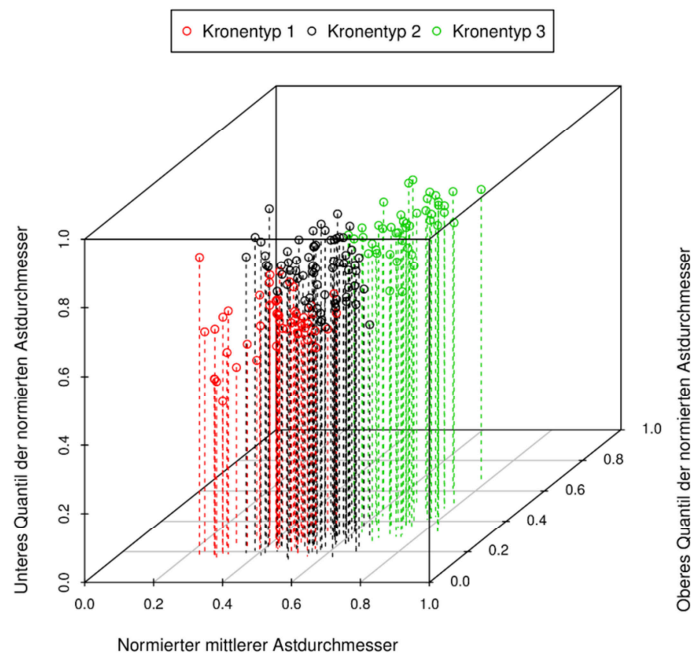


Abbildung 2: Ergebnis der k-Means Clusteranalyse. Gruppierung der Baumkronen in 3 morphologische Typen nach dem normierten mittleren Astdurchmesser und der normierten Quantile der Astdurchmesserverteilung.

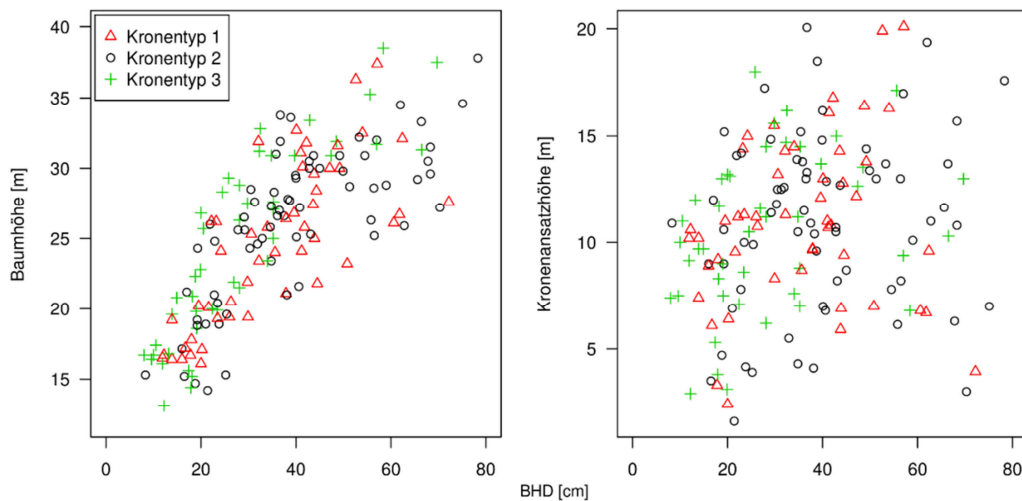


Abbildung 3: Baum- und Kronenansatzhöhe über dem BHD, eingeteilt in Kronentypen.

Der Höhenverlauf über dem BHD (Abb. 3 links) zeigt nochmals, dass alle Höhen und BHD in allen 3 Kronentypen vorlagen. Es wird des Weiteren klar, dass Kronen des Typs 3 bei gleichem BHD tendenziell etwas höher waren, wohingegen die Kronenansatzhöhe über dem BHD (Abb. 3 rechts) keinen solchen Trend aufwies. Der Verlauf der Kronenansätze über dem Durchmesser war in allen Gruppen indifferent und wies auch keinen Durchmesserseffekt auf. Es ist demnach auszuschließen, dass das höhere Starkholzaufkommen in Kronen des Typs 3 nur durch niedrigere Kronenansätze begründet war.

Da der mittlere Durchmesser eines Astes in der Krone sowie die Astdurchmesserquantile praktisch nicht messbar sind, aber ein in der Praxis anwendbares Modell zur Kronenholzabschätzung entstehen sollte, wurde der Einfluss weiterer Baumattribute auf die Kronentypen getestet und ein Multinomialmodell parametrisiert (Formel 4). Mit diesem Modell lassen sich die Kronentypen im Zuge von Bestandesinventuren oder Wachstumssimulationen über Einzelbaumattribute abschätzen. Die signifikanten Parameter zur Abschätzung des Kronentyps waren BHD, Baumhöhe, Kronenansatzhöhe und das Durchmesser Verhältnis des ersten Kronenastes zum Stammdurchmesser am Kronenansatz (Tabelle 2).

Da der Kronentyp maßgeblich vom Verhältnis des ersten Durchmessers des ersten Kronenastes zum Stammdurchmesser abhängt, ist dessen Erhebung für eine hinreichende Schätzgenauigkeit ebenfalls unabdingbar. Es ist jedoch nicht nötig, die Astdurchmesser am Kronenansatz zu messen. Die visuelle Abschätzung des Durchmesser Verhältnisses in 0.1 Schritten von 0.2 bis 0.9 ist ausreichend. Es ist jedoch essentiell, dass der Kronenansatz über den niedrigsten Ast, der 1/5 des Durchmessers des Stammes erreicht, definiert wird.

Tabelle 2: Zusammenfassung des multinomialen logistischen Kronentyp Vorhersagemodells (Formel 4) mit den unabhängigen Variablen BHD [cm], Baumhöhe H [m], Baumhöhe am Kronenansatz HKA [m] und Durchmesser Verhältnis des ersten Kronenastes zum Stammdurchmesser am Kronenansatz DV. Kronentyp 1 bildet die Referenzgruppe.

	Kronentyp 2		Kronentyp 3	
Variable	Koeffizient	Standardfehler	Koeffizient	Standardfehler
Interzept	10,3679421	0,005	20,39087	0,011
BHD	-0,4522104	0,105	-0,8534910	0,164
H	-0,2423880	0,096	-0,3248841	0,130
HKA	-0,1208192	0,083	-0,2971321	0,108
DV	-20,1534122	0,006	-31,3965027	0,005
BHD*H	0,0156519	0,003	0,0244615	0,004
BHD*DV	0,7159227	0,179	0,5762532	0,368
H*DV	0,6833604	0,143	1,0091659	0,242
BHD*H*DV	-0,0266986	0,005	-0,0218313	0,007
Anzahl der Beobachtungen	163			
AIC	312,0			
Modellstandardfehler	16,6			

Um das gesamte Kronenholzvolumen und andere für das Nutzungsvolumen interessante Parameter in Beziehung zu anderen Baumgrößen zu analysieren, wurden 4 allometrische Modelle berechnet (Formel 3). Das Vollbaumholzvolumen (Abb. 4a) zeigte eine sehr enge allometrische Beziehung zum BHD mit der für Wachstumsbeziehungen typischen Heteroskedastizität. An dem kleinen Fenster in der Abbildung wird dargestellt, dass die Varianz der log-linearen Daten sehr gering und homogen war. Es zeigte sich, dass das Vollbaumholzvolumen der Probestämme sehr genau über den BHD vorhergesagt werden konnte. Der Allometrikoeffizient des Vollbaum-BHD-Modells lag sehr nah an der durch die „Metabolic Scaling Theory (MST)“ (Niklas, 1994) postulierten 8/3 Wachstumsbeziehung und deckte sich somit auch mit dem von Pretzsch & Dieler (2012) veröffentlichten Koeffizienten des Buchenvollbaumholzvolumens in Reinbeständen. In der Studie wurde ebenfalls eine sehr geringe Varianz für diese Beziehung beobachtet.

Tabelle 3: Zusammenfassung der allometrischen Regressionsmodelle (Formel 3). *V*: Holzvolumen ohne Rinde; *MA*: Mittlerer Kronenastdurchmesser; α : Allometrikoeffizient; *u.Kl.lim*: Unteres Limit des 95% Konfidenzintervalls; *o.Kl.lim*: Oberes Limit des 95% Konfidenzintervalls; $\ln(\beta)$: Normalisierungskonstante; r^2 : Bestimmtheitsmaß des log-linearen Modells.

Gleichung	<i>u.Kl.lim</i>	α	<i>o.Kl.lim</i>	$\log(\beta)$	r^2
$V_{\text{Vollbaum}} = \ln(\beta) * BHD^\alpha$	2.444	2.492	2.541	-8.408	0.98
$V_{\text{Krone}} = \ln(\beta) * BHD^\alpha$	2.812	2.915	3.022	-10.661	0.95
$V_{\text{Krone}} = \ln(\beta) * V_{\text{Vollbaum}}^\alpha$	1.131	1.170	1.209	-0.821	0.95
$MA = \ln(\beta) * BHD^\alpha$	1.091	1.179	1.275	0.842	0.74

Ebendiese enge Beziehung zwischen Holzvolumen und BHD wurde auch für das Kronenholzvolumen über dem BHD (Abb. 4b) beobachtet. Hierbei ergaben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den morphologischen Kronentypen. Die Vorhersage des gesamten Kronenholzvolumens über dem BHD ist somit ebenso valide und genau wie die Schätzung des Vollbaumvolumens und die Varianz lässt sich nicht durch den morphologischen Kronentyp erklären. Wie Abb. 4c zeigt, stieg das Verhältnis des Kronenholzvolumens zum Vollbaumholzvolumen überproportional von ca. 40/60 bei 1 m³ Vollbaumholzvolumen zu ca. 60/40 bei einem Vollbaumholzvolumen von 10 m³. Die Datenpunkte streuten auch hier nur in einem sehr engen Korridor, weshalb sich auch für diese allometrische Beziehung ein log-lineares Modell mit einer geringen Varianz und einem sehr hohen Bestimmtheitsmaß anpassen ließ. Die Beziehung des mittleren Kronenastdurchmessers zum BHD (Abb. 4d) wies eine deutlich höhere (jedoch ebenso homogene) Varianz als die vorigen Beziehungen auf (Tabelle 3). Das Bestimmtheitsmaß war mit 0.74 deutlich kleiner als bei den anderen 3 Beziehungen, deutete jedoch immer noch auf einen starken Zusammenhang hin. Die Kronentypen unterschieden sich in dem Verlauf des mittleren Astdurchmessers über dem BHD erwartungsgemäß sehr stark. Die Kronen des Typs 3 waren ausnahmslos oberhalb der Ausgleichskurve lokalisiert.

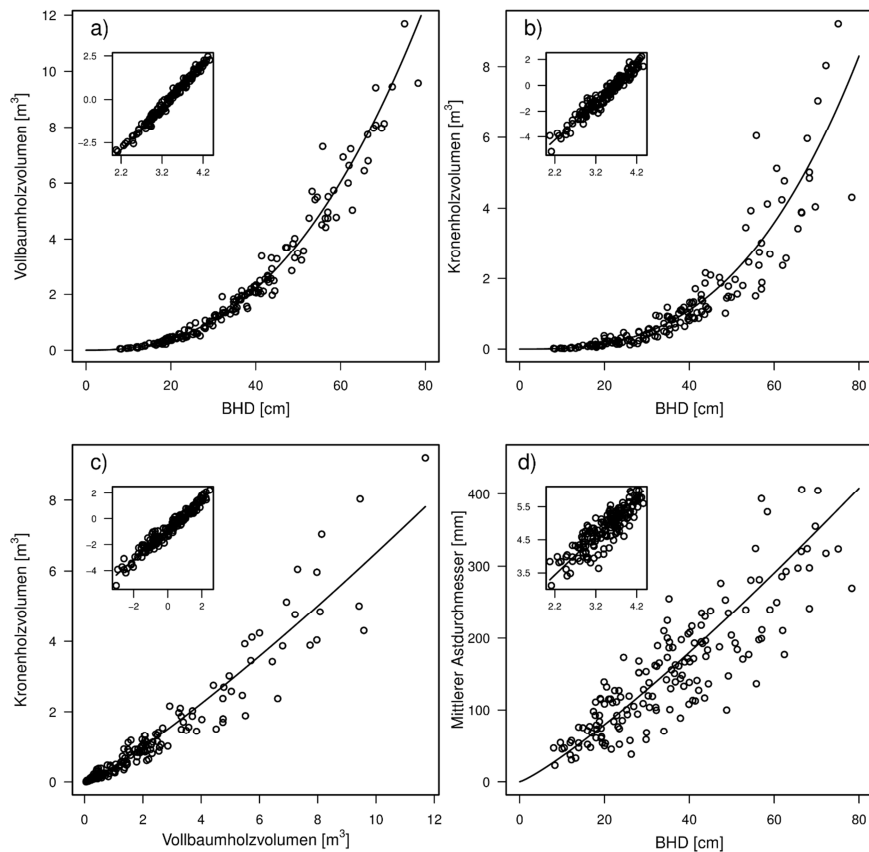


Abbildung 4: Allometrische Beziehungen des Vollbaumholzvolumens ohne Rinde (a), des Kronenholzvolumens ohne Rinde (b) und des mittleren Kronenastdurchmessers (d) zum BHD sowie des Kronenholzvolumens ohne Rinde zum Vollbaumholzvolumen ohne Rinde (c) inklusive rücktransformierter Regressionsfunktion. Die kleinen Fenster zeigen die logarithmierten Daten inklusive log-linearer Regressionsfunktion.

Die Signifikanz des Kronentyps auf den Astdurchmesser Verlauf wurde über eine Dummy Variable getestet. Da sich der Exponent der Potenzfunktion auf dem Niveau $p \leq 0.05$ signifikant zwischen den 3 Kronentypen unterschied, wurde der Verlauf des normierten Holzvolumens für jeden Kronentypen berechnet. Die Kronen des Typs 2 verlaufen erwartungsgemäß nahe der Winkelhalbierenden des Diagramms (Abb. 5). Die Hälfte des relativen Kronenholzvolumens lag demnach bei einem relativen Kronenastdurchmesser von 0.52. Die Kronenastdurchmesserkurve des Typs 1 lag deutlich darüber, sodass sich die Hälfte des Kronenholzvolumens bei einem relativen Kronenastdurchmesser von 0.43 befand. Beim Kronentyp 3 betrug der relative Astdurchmesser, der das Kronenholzvolumen in der Mitte schneidet, 0.67.

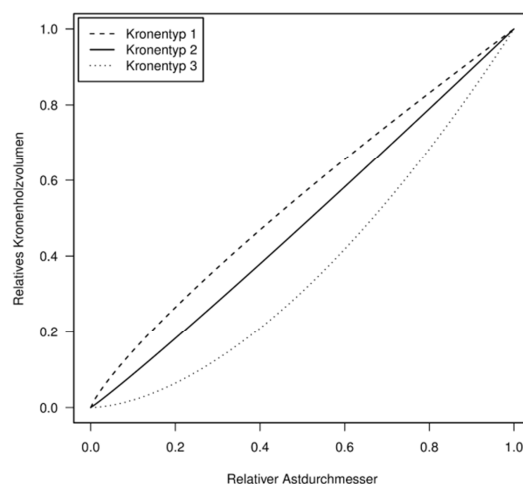


Abbildung 5: Verlauf der Regressionskurven des relativen Kronenholzvolumens über dem relativen Astdurchmesser für die 3 morphologischen Kronentypen.

Nach der Einschätzung des Kronentyps an einem Baum über das Vorhersagemodell (Tabelle 2) kann sein Holzvolumenverlauf demnach durch die entsprechende Funktion des Kronentyps eingeschätzt werden (Tabelle 4). Die Kenntnis des Verlaufs des relativen Holzvolumens über dem relativen Astdurchmesser erlaubt es, das Holzvolumen unterhalb eines Grenzdurchmessers zu berechnen. Da der größte Astdurchmesser in einer Krone in der Regel der Kronenansatzdurchmesser ist, kann das Durchmesser Verhältnis über Division des gewünschten Zopfdurchmessers durch den Kronenansatzdurchmesser bestimmt werden. Demnach ergibt sich der Astdurchmesser, der zum Einsetzen in die Gleichung des Holzvolumenverlaufes (Tabelle 4) benötigt wird, durch den Quotienten aus dem Zopfdurchmesser D und dem Kronenansatzdurchmesser D_{KA} . Der Kronenansatzdurchmesser kann über den BHD geschätzt werden (HUSMANN, 2013). Falls nicht der geringere, sondern der größere Holzvolumenanteil, wie beispielsweise bei einer Nutzungsplanung, prognostiziert werden soll, muss der geschätzte Teil nur von 100 % abgezogen werden, womit sich $F_{verbl} = 1 - F(D)$ ergibt. Wenn der errechnete Anteil des Volumens größer dimensionierter Äste mit dem Gesamtkronenvolumen multipliziert wird, ergibt sich eine Schätzung des absoluten Holzvolumens ohne Rinde \hat{V} [m³] zwischen dem Grenzdurchmesser D und dem Kronenansatz. Das Kronenvolumen kann mit hoher Genauigkeit über den BHD geschätzt werden (Tabelle 3). Nach Einsetzen des relativen Astdurchmessers und Multiplikation mit dem allometrischen Modell ergibt sich die zusammengesetzte Gleichung

$$\hat{V} = \left(1 - \left(\frac{D}{D_{KA}}\right)^r\right) * \ln(\beta) * BHD^\alpha \quad (4)$$

wobei D der Zopfdurchmesser und D_{KA} der Stammdurchmesser am Kronenansatz (je mit Rinde) ist. Die Parameter r , $\ln(\beta)$ und α sind den Tabellen 3 und 4 zu entnehmen.

Tabelle 4: Zusammenfassung der Regressionsmodelle (Formel 5) des relativen Kronenholzvolumens über dem relativen Astdurchmesser für die 3 morphologischen Kronentypen.

Gleichung	r	$\sigma_{Koeff.}$	N	AIC	σ_{Modell}
$F(D)_{KT1} = D_{rel}^r$	0.826	0.012	564	-1025	0.094
$F(D)_{KT2} = D_{rel}^r$	1.058	0.013	546	-1746	0.075
$F(D)_{KT3} = D_{rel}^r$	1.707	0.027	466	-1009	0.082

Durch Einschätzung des Kronentyps über das multinomiale Wahrscheinlichkeitsmodell (Tabelle 2) kann folglich das gesamte Kronenholzvolumen zwischen Kronenansatz und jedem beliebigen Durchmesser geschätzt werden, wenn zusätzlich der BHD und der Kronenansatzdurchmesser des Baumes bekannt sind.

4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die mittleren Astdurchmesser und die Astdurchmesserquantile, welche als Einzelbaumvariablen aus den Verteilungsfunktionen hervorgehen, haben eine besondere Stellung, da sie sich durch die Normierung gut für den Vergleich von Bäumen unterschiedlicher Dimension eignen. Wie sich an den 3 exemplarischen Verläufen (Abb. 1) zeigt, können die Astdurchmesser verteilungen sehr unterschiedlich sein. Der Verlauf der Astdurchmesser über dem kumulierten Kronenholzvolumen dieser 3 Bäume steht stellvertretend für alle 163 Buchen. Viele davon zeigen einen Kurvenverlauf, der als Mischform zwischen den 3 dargestellten Verlaufsarten zu bezeichnen ist. Dabei zeigen nahezu alle Verteilungen einen s-förmigen Verlauf. Abb. 1 (links und rechts) zeigt 2 Extremfälle der Astdurchmesser verteilung. Sie bilden die Grenzen der natürlichen Variabilität der Holzvolumenaggregation in den Kronenästen der beprobten Buchen. Daraus wird deutlich, dass die Spannweite der natürlichen Variabilität der Holzvolumenaggregation der Buche in determinierten Grenzen verläuft. Da die Volumenkurven in allen erhobenen Gesamtkronenholzvolumen- sowie auch BHD- und Baumhöhenbereichen beobachtet wurden, kann es sich bei den Verlaufstypen nicht um baumdimensionsabhängige Trends handeln. Es wird also klar, dass unterschiedliche Durchforstungsvolumina maßgeblich von dieser Durchmesser verteilung abhängen. Im Falle des progressiven Kurvenverlaufs (Abb. 1 links) liegt der größte Teil des Holzvolumens in größeren Astdurchmesser dimensionen vor. Dies ist bei Buchen mit einer lange durchgehenden Schaftachse in der Krone der Fall. Ein Baum mit degressiv verlaufender Durchmesser verteilung (Abb. 1 rechts) ergäbe bei

gleichem Gesamtkronenholzvolumen und gleichem Zopfdurchmesser weniger Erntevolumen. Es ist einleuchtend, dass Bäume, deren Holzvolumen schwerpunktmäßig in den stärkeren Ästen lokalisiert ist, bei gleichem Zopfdurchmesser mehr Erntevolumen ergeben. Demnach ist der Hauptgrund des höheren Potenzials der Typ 3 Kronen, dass besonders viel Holzvolumen im stärkeren Durchmesserbereich lokalisiert ist. Aufgrund der Datenlage können diese Beobachtungen nur für Buchenbestände ohne interspezifische Konkurrenz gelten.

Die Buchenkronen wurden in morphologische Kronentypen, in welchen ein ähnlich nutzbares Holzpotenzial zu erwarten war, geclustert (Abb. 2). Der normierte mittlere Astdurchmesser und die normierten Astdurchmesserquantile eignen sich für die Clusteranalyse, da sie direkt vergleichbare und stetige Hilfsvariablen der Kronenmorphologie auf Einzelbaumbasis darstellen. Durch die Einteilung wird es möglich, das anfallende Kronenholzvolumen für jede morphologische Gruppe separat zu modellieren.

Dass sich die Gruppen nicht nur in ihrem potenziellen nutzbaren Holzvolumen unterscheiden, wird anhand von Abb. 3 (links) deutlich. Es zeigte sich, dass auch die Baumhöhe über dem BHD zwischen den Typen unterschiedlich war. Die Bäume des Typs 3 sind tendenziell im oberen Wertebereich zu finden, während die anderen Typen homogen schwanken. Bei gleichem BHD sind Bäume des Typs 3 also höher. Die Alters-Höhenentwicklung ist stark von der Standortsqualität und der Bestandesbehandlung abhängig (NAGEL & SPELLMANN, 2008). Da bei den Daten auf eine breite Streuung der Standortsqualitäten geachtet wurde und die Probestämme auch innerhalb der 3 Gruppen über alle Kraft'schen Klassen streuten, kann jedoch angenommen werden, dass sich hierdurch keine systematischen Verzerrungen ergaben. Es ist demnach davon auszugehen, dass es sich bei dem beobachteten Trend um einen kausalen Zusammenhang zwischen Kronenmorphologietyp und Baumhöhe handelt. Dieser ist auch zu erwarten, da bei Kronen des Typs 3 eine stärker ausgeprägte Apikalkontrolle wahrscheinlich erscheint, die wiederum zu längeren Kronen führt (INNES, 1998). Dass die unterschiedlichen Kurvenverläufe des Kronenholzvolumens nicht durch unterschiedlich hohe Kronenansätze bedingt sind, macht Abb. 3 (rechts) klar. Die Kronenansatzhöhe zeigt keinen BHD-Trend und lässt sich auch nicht nach Kronentypen unterscheiden. Demnach ist ausgeschlossen, dass sich die höheren Starkholzanteile der Kronen des Typs 3 nur durch eine Verlagerung des Stammholzes in den Kronenbereich wegen niedrigerer Kronenansätze erklären. Das Astdurchmesser Verhältnis am Kronenansatz unterscheidet sich hingegen maßgeblich zwischen den Kronentypen. Ein Verhältnis von 1:5, also 0.2 am Kronenansatz ergibt sich, wenn der erste Kronenast nur knapp die Kronenansatzdefinition erfüllt. Kronen dieser Morphologie zeigten häufig weniger Verzweigung und sind durch eine relativ lange mehr oder weniger durchgehende Stammachse charakterisiert. Kronen mit einem Astdurchmesser Verhältnis am Kronenansatz von 0.9 sind als Zwiesel zu bezeichnen. Bei diesen Bäumen nimmt der Astdurchmesser Verlauf zunächst schnell ab (siehe Abb. 1 rechts), wodurch ein Großteil des Holzvolumens in geringen Astdimensionen vorliegt. Die Kronen zeigen häufiger Verzweigungen und seltener eine durchgehende Schaftachse oberhalb des definierten Kronenansatzes.

Da sich die Kronentypen nicht nur in dem sehr abstrakten und in der Praxis nicht messbaren relativen mittleren Astdurchmesser unterscheiden, konnte ein Wahrscheinlichkeitsmodell angepasst werden. Mit diesem lassen sich die Ergebnisse dieser Arbeit in die Praxis übertragen, indem die Wahrscheinlichkeiten der Kronenausprägung durch die in Tabelle 2 angegebenen Parameter berechnet werden.

Wie in den logarithmischen Darstellungen der Wachstumsbeziehungen (Abb. 4) ersichtlich, wurden alle Voraussetzungen für allometrische Regressionen eingehalten (STUMPF & PORTER, 2012). Die Varianz, die an der Streuung des logarithmischen Scatterplots sichtbar ist und sich im Bestimmtheitsmaß des Regressionsmodells widerspiegelt, wird als natürliche Variabilität interpretiert. Die durch die MST postulierte enge Vollbaumholzvolumen-BHD-Beziehung kann folglich mit den Daten dieser Arbeit bestärkt werden. Es zeigt sich, dass das Gesamtholzvolumen strengen, natürlich determinierten Regeln folgt und nur in engen Grenzen von anderen Einflüssen abhängt. Veränderungen dieses Allometrikoeffizienten sowie auch eine Erhöhung der Varianz durch interspezifische Konkurrenz, die von PRETZSCH & DIELER (2012) auf Grundlage einer deutlich breiteren Datenbasis gezeigt werden konnte, kann nicht überprüft werden, da nur Reinbestände beprobt wurden. Die These des strengen allometrischen Zusammenhanges zwischen Wachstumsorganmasse und Gesamtpflanzenmasse (unter der Annahme, dass Volumen und Masse isometrisch skalieren (DIELER & PRETZSCH, 2010)) kann also für die zugrundeliegenden Daten bestätigt werden. Diese enge Beziehung zum BHD wurde auch für das Kronenholzvolumen beobachtet

(Abb. 4, Tabelle 3). Dies bedeutet, dass die Variabilität des anfallenden Kronenholzvolumens der Buche im Reinbestand bei gleichem BHD nicht durch unterschiedliche absolute Kronenholzvolumina sondern nur durch eine unterschiedliche Kronenmorphologie erklärt werden kann. Des Weiteren ermöglicht die enge Kronenholzvolumen-BHD-Beziehung, das gesamte anfallende Kronenholzvolumen, beispielsweise bei Vollbaummaßnahmen, valide und genau über das allometrische Modell abzuschätzen. Zu beachten ist, dass die o. g. Kronenansatzdefinition gilt, der Kronenansatz also über die Höhe des ersten Astes mit $1/5$ des Durchmesser der durchgehenden Stammachse determiniert ist.

Die Abweichung des Vollbaum-Kronenholzvolumen-Allometrikoeffizienten zu dem Literaturwert aus PRETZSCH UND DIELER (2012) ist nicht als fehlerhafte Verzerrung zu deuten. Sie sagt nur aus, dass das geometrische Kronenmodell aus der Studie von Pretzsch und Dieler nicht isometrisch zu dem Kronenmodell dieser Arbeit skaliert ist (HUSMANN, 2013). Der überproportionale Anstieg des Kronenholzvolumens in Relation zum Vollbaumholzvolumen sagt aus, dass angemessene Schätzmodelle des Kronenholzvolumens insbesondere bei stärkeren Buchen wichtig sind.

Das Allometriemodell des mittleren Astdurchmessers über dem BHD (Abb. 4d) unterscheidet sich durch die hohe Varianz (und in der Folge dem geringeren Bestimmtheitsmaß) von den anderen Modellen. Da die Varianz des allometrischen Regressionsmodells als natürliche Variabilität interpretiert wird, ist davon auszugehen, dass Buchenkronen in diesem Parameter deutlich weniger stark über den BHD determiniert sind als es bei den anderen Beziehungen der Fall ist. Dies bestärkt die These, dass das absolute Gesamtholzvolumen einer Buchenkrone sehr stark vom BHD abhängt und somit gut vorhersagbar ist, das ökonomisch nutzbare Potential jedoch wegen der hohen natürlichen Variabilität der morphologischen Kronenstruktur starken Schwankungen unterliegt.

Nach dem Einschätzen des Kronentyps kann das anfallende Holzvolumen über die zusammengesetzte Funktion aus der Verteilungsfunktion und der allometrischen Regression des Kronenvolumens berechnet werden. Der Kronenansatzdurchmesser kann entweder gemessen oder ebenfalls geschätzt werden. Schätzmodelle sind beispielsweise in SCHMIDT (2001) und HUSMANN (2013) beschrieben. Die Datengrundlage des Volumenverlaufsmodells war das per RBS ermittelte Holzvolumen ohne Rinde. Um das Holzvolumen mit Rinde zu schätzen, kann der Term des allometrischen Modells in Formel 4 durch ein anderes Modell ersetzt werden (HUSMANN, 2013). Insofern kann die Schätzfunktion für die Eingriffsplanung zur Energieholzgewinnung sowie auch für Eingriffe mit stofflich genutzten Kronenholzsortimenten angewendet werden.

5 Literatur

BMEL (2011): Waldstrategie 2020. Bonn.

BMEL (2014): Der Wald in Deutschland - Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Berlin.

DESTATIS (2015): Statistisches Bundesamt Deutschland - GENESIS-Online. ,
https://www-genesis.destatis.de/genesis/online;jsessionid=CAB5EB7467B70C482A72619F16132947.tomcat_GO_2_2?Menu=Willkommen, Zugriff: 08.09.2015.

DIELER, J. & PRETZSCH, H. (2010): Zur Kronenplastizität der Buche (*Fagus sylvatica* L.) im Rein- und Mischbestand. In: NAGEL, J.: Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung 2010. Deutscher Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten, Körbecke.

GAFFREY, D. & SABOROWSKI, J. (1999): RBS, ein mehrstufiges Inventurverfahren zur Schätzung von Baummerkmalen - I. Schätzung von Nadel- und Asttrockenmassen bei 66-jährigen Douglasien. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, (170. Jg 10-11): 177–183.

GREGOIRE, T. G. & VALENTINE, H. T. (2008): Sampling strategies for natural resources and the environment. Chapman & Hall, CRC, Boca Raton, Fla. [u.a.].

HILDEBRANDT, J., BEZAMA, A. & THRÄN, D. (2014): Establishing a robust sustainability index for the assessment of bioeconomy regions. 2014 International Conference and Utility Exhibition on Green Energy for Sustainable Development (ICUE): 1–4.

HUSMANN, K. (2013): Prognose ökonomisch optimaler Nutzungsintensität von Buchenkronen. Masterarbeit, Georg-August-Universität, Göttingen.

HUTCHESON, G. D. & MOUTINHO, L. (2008): Statistical Modeling for Management. SAGE Publications, London.

INNES, J. L. (1998): An assessment of the use of crown structure for the determination of the health of beech (*Fagus sylvatica*). Forestry, 71 (2): 113–130.

- JESSEN, R. J. (1955): Determining the Fruit Count on a Tree by Randomized Branch Sampling. *Biometrics*, 11 (1): 99–109.
- KÄNDLER, G. & BÖSCH, B. (2009): Biomassebestimmung an Waldbäumen - Methodische Grundlagen. *FVA-Einblick*, (2+3): 6–12.
- KRAFT, G. (1884): Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Klindworth, Hannover.
- KUŽELKA, K. & MARUŠÁK, R. (2012): Spline representation of irregular and malformed stem profiles of broad-leaved tree species in White Carpathian Mountains. *Beskydy*, 5 (2): 111–120.
- MANTAU, U. (2012): Holzrohstoffbilanz Deutschland, Entwicklungen und Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung 1987 bis 2015. Hamburg.
- ML (2004): Langfristige ökologische Waldentwicklung- Richtlinie zur Baumartenwahl. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Wolfenbüttel.
- MÖHRING, B. (1997): Betriebswirtschaftliche Probleme und Chancen. *AFZ/ Der Wald*, (2): 67–71.
- NAGEL, R.-V. & SPELLMANN, H. (2008): Wachstum, Behandlung und Ertrag von Reinbeständen der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) in Nordwestdeutschland. *Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche*. Universitätsverlag Göttingen, Göttingen.
- NIKLAS, K. J. (1994): Plant allometry: the scaling of form and process. Univ. of Chicago Press, Chicago [u.a.].
- PRETZSCH, H. & DIELER, J. (2012): Evidence of variant intra- and interspecific scaling of tree crown structure and relevance for allometric theory. *Oecologia*, 169 (3): 637–649.
- R CORE TEAM (2015): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <http://www.R-project.org/>.
- SCHMIDT, M. (2001): Prognosemodelle für ausgewählte Holzqualitätsmerkmale wichtiger Baumarten. Dissertation, Georg-August-Universität, Göttingen.
- SPRUGEL, D. G. (1983): Correcting for Bias in Log-Transformed Allometric Equations. *Ecology*, 64 (1): 209–210.
- STUMPF, M. P. H. & PORTER, M. A. (2012): Critical Truths About Power Laws. *Science*, 335 (6069): 665–666.
- VENABLES, W. N. & RIPLEY, B. D. (2002): *Modern Applied Statistics with S*. Springer, New York.
- WAGSTAFF, K., ROGERS, S., SCHROEDL, S. & CARDIE, C. (2001): Constrained K-Means clustering with background knowledge. *Proceedings of the 18th International Conference on Machine Learning*, 577–584.
- WARTON, D. I., DUURSMA, R. A., FALSTER, D. S. & TASKINEN, S. (2012): smatr 3– an R package for estimation and inference about allometric lines. *Methods in Ecology and Evolution*, 3 (2): 257–259.
- WEST, G. B. (1999): The Fourth Dimension of Life: Fractal Geometry and Allometric Scaling of Organisms. *Science*, 284 (5420): 1677–1679.

1. Introduction

Visualization through immersive virtual reality is successfully used in the analyses of complex data and their interpretation in the form of visual perception of users. In the year 1992, the first CAVE Automatic Virtual Environment was developed as a specialized hardware for the visualization of virtual worlds (Cruz-Neira et al. 1993). A specific usage of visualization techniques and systems of virtual reality is in the area of creating and developing trainers. In conjunction with appropriate simulation tools they create complex devices intended for training different fields of human activity (aviation, transport, astronautics, medicine, etc.). Although the development of technologies has also affected the development of forestry, the use of trainers is still a rare phenomenon in this field. Apart from the trainers of harvesting and transport technologies (Ovaskainen 2005), no other trainers are currently used in forestry according to the available literature and internet resources, although this technology could be used with advantage in several areas. One of them is training of thinning methods. This is a practical activity, which is based on the knowledge gained in the educational process and the experience acquired in the field. Moreover, its impact becomes distinct only after a few years or decades. Therefore, training of thinning methods in the field is incomplete. It lacks the immediate feedback that would provide the information about the thinning impact on the forest state, structure and stability. Although these effects can be examined using simulators modelling forest development (Pretzsch 2009, Weiskittel 2011, Burkhart and Tomé 2012, Fabrika and Pretzsch 2013), these tools are not fully-fledged thinning trainers. They lack the dimension of practical performance, i.e. manual selection of trees. In simulators, thinning regimes are designed mostly as algorithms, which replace manual selection of trees with automated selection defined by the thinning type, intensity and interval. Hence, they cannot be considered as fully-fledged simulators. A thinning trainer can be defined as a system composed of a mathematical model of a forest, computer software and hardware used for training tree selection and simulation of immediate impact of thinning on forest condition (production, ecological and economic). A trainer differs from a common simulator in the attempt to mimic reality as well as possible, i.e. it contains elements of advanced virtual reality with a high degree immersivity and interactivity.

The aim of the paper is to present a thinning trainer developed at Technical University in Zvolen, which uses SIBYLA spatially explicit (distance-dependent) empirical tree model as a technological platform and the CAVE system as a platform of a computer aided virtual reality.

2. Technical solution of thinning trainer

2.1 SIBYLA growth simulator

SIBYLA growth simulator (Fabrika 2007) was programmed in the DELPHI environment in Object Pascal language. Input and output information including all data generated during the growth simulation are stored in the MS Access database. The program communicates with the database using ODBC interface and SQL tools. The source code uses modular structure, while individual modules are object-oriented. The basic layout of the modules is shown in Figure 1. The software consists of several application branches: a basic empirical branch, a branch for process-based and structural downscale of the model, a branch of extensions and a branch of supplementary modules from the so-called model chessboard. An educational branch that complements the opportunities of the thinning trainer is also a part of the software. The description of the individual modules is in Table 1. For the thinning trainer, the Caveman module is the key component. This module was created to interlink the growth simulator with the CAVE system.

Table 1: Description of the individual modules of SIBYLA growth simulator (Caveman module was developed for the specific purposes of the forest trainer. It links the growth simulator with the CAVE system).

branch type	branch	module	description of the module
executive	empirical forester	Generator	generating of forest structure
		Medium	card file of simulation plots
		Localizer	specifying and generating of site: i) geocentric, ii) phytocentric
		Cultivator	specifying of management treatments
		Prophet	simulation of forest development
		Calculator	calculation of outputs
		Explorer	exploring of outputs
		Analyst	analysing of outputs: i) descriptive, ii) statistical
		Expert	tree diagnostic card, calibration of empirical model, interface for extensions and for model chessboard
		Lecturer	handbook of the model and of the software
	causal biologist	Astronomer	generator of solar radiation
		Climatologist	weather generator
		Pedologist	generator of soil properties
		Physiologist	modelling of eco-physiological processes
		Alchemist	setting of process model parameters
		Magician	process-based downscale of empirical simulations
	morphological mathematician	Morphologist	description of tree growth grammar
		Painter	definition of visual properties of tree
		Shaman	structural downscale of empirical simulations
	extensions	Agent	data import
		Superman	interface for data from terrestrial laser scanner
		Caveman	interface to CAVE equipment
		Cartographer	management of simulation plots by GIS interface
		Aggressor	risk analysis of disturbances
		Fosterer	analysis of natural regeneration
		Rival	analysis of competition pressure
		Merchant	estimation of ecosystem services
	model chess-board	Gardener	big leaf model
		Emperor	gap model: i) divide, ii) rule
		Separator	frequency model
		Farmer	stand model (yield tables)
		Pharaoh	biome model
education	curious apprentice	Historian	history of forest modelling
		Mentor	ecosystem, eco-physiological and forestry background of forest modelling
		Polyhistor	system and cybernetics background of forest modelling
		Observer	biometrical background of forest modelling
		Developer	classification of forest models
		Genius	functioning of empirical, process-based and structural forest models
		Technologist	application of technologies in forest modelling
		Visionary	visions of forest modelling to the future

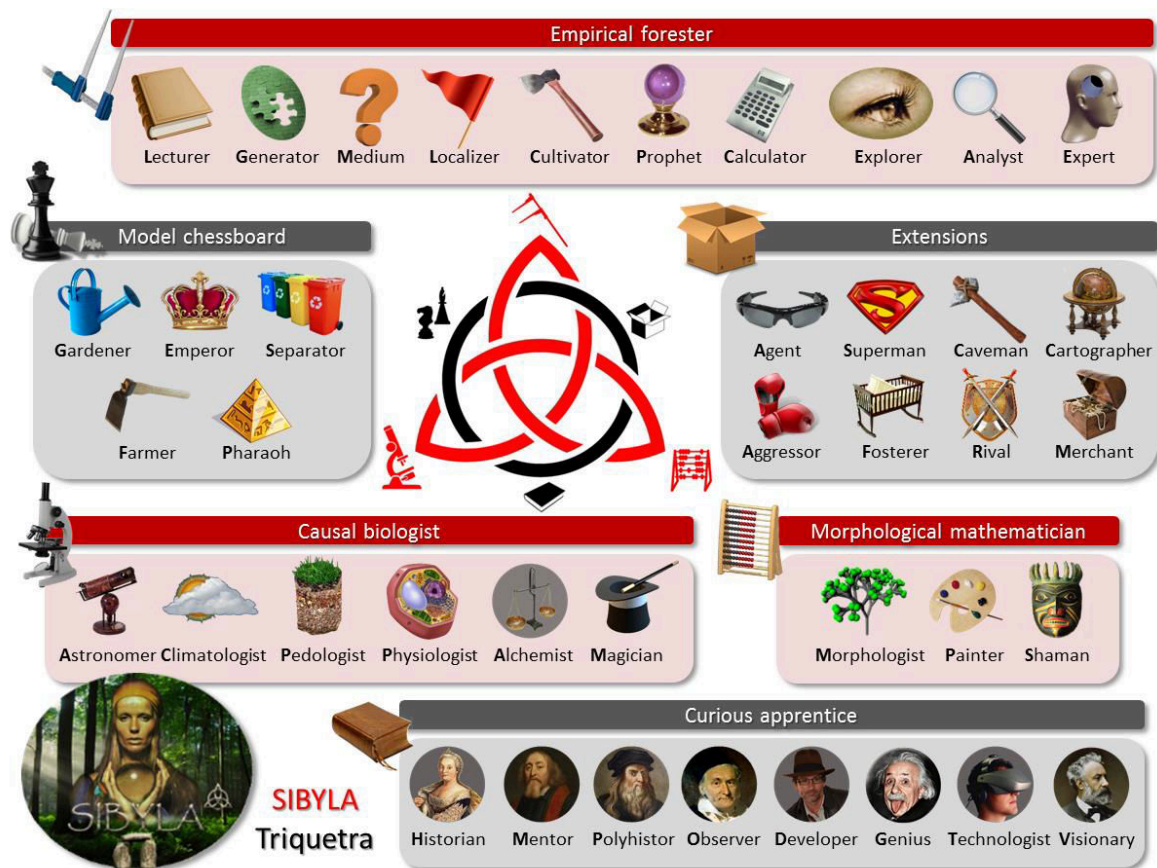


Figure 1: Software structure of the modules of SIBYLA growth simulator.

2.2 CAVE System

The developed CAVE system is used to visualize natural and technological objects in the form immersive and interactive virtual reality. It has a cubic shape without one wall, where the entrance is situated, i.e. overall it consists of five walls - a front, a right, a left, a top and a bottom wall. The dimensions of the side walls are 3 x 2.25 meters, and the dimensions of the top and bottom walls are 3 x 3 meters. The walls are projection panels, on which the stereoscopic image is displayed with the back-projection of the pairs of the projectors. INFITEC stereoscopic system (Infitec 2014) is used. The top and the bottom walls of the CAVE system have a square shape. The discrepancy in the shape of the projected image with the shape of the bottom and top walls is solved by their coverage with the doubled number of projectors. The use of the surrounding space of the system is optimized using projection mirrors. The projection system projects onto five walls, while two of them are divided into halves. Hence, 14 projectors are necessary. The bottom wall is reinforced with the safety glass to allow motion inside the cube. The whole construction of the cube is raised, and therefore, the stairs are used to access its space. The design of the system is presented in Figure 2. An observer uses 3D glasses which enable him to see the image in 3D. They are equipped with a device for detecting the position in the space of Polhemus type (Polhemus 2014). Monitoring the position of observer's head in the space and the direction of its view is used to recalculate and correct the projected images and the stereoscopic perspective of the observer. The movement in the virtual world is mediated either by a Joystick or a Space Mouse in observer's hands. The interaction with the objects from the virtual world is allowed using another control by activating a fictional laser beam. The movement of the beam in virtual reality is mediated by moving a control; therefore it is also a part of the system used for detecting the position in the space. In the space of the cube, a system of speakers 5+1 is placed to achieve spatial perception of sound. Projectors are connected to a cluster of computers with visualization software. The cluster is located in the adjacent room and is composed of eight computers, seven of which render the image for the projection on the individual projection panels in the stereoscopic mode, and one is a process control computer. The computers contain powerful graphics cards that ensure smooth rendering. The console computer mounted on the construction of the CAVE, which communicates with the control computer of the cluster, is used for the management of the visualization system and for receiving the input from the user. SuperEngine

Control Console software is installed on the console computer for the complex control of the computers in the cluster. It activates the whole hardware via the network, and controls all necessary visualization applications. The tool is versatile, able to visualize different formats of virtual worlds. However, it was designed with regard to the visualization options of a virtual forest produced by SIBYLA growth simulator. Thus, the tool that was created enables the mediation of user's interventions into a virtual forest visualized with a sophisticated equipment, which enhances the experience from in-this-manner presented reality. Nevertheless, the feedback based on the prognosis of further forest development is essential. For prediction purposes, the growth simulator needs not only the complex data on a forest at a simulation plot, but also the information on performed interventions (marked trees). To ensure this functionality, mutual integration of the growth simulator (SIBYLA), the virtual reality (VR) produced by the simulator, and the visualization system (CAVE) with an adequate software solution is required.

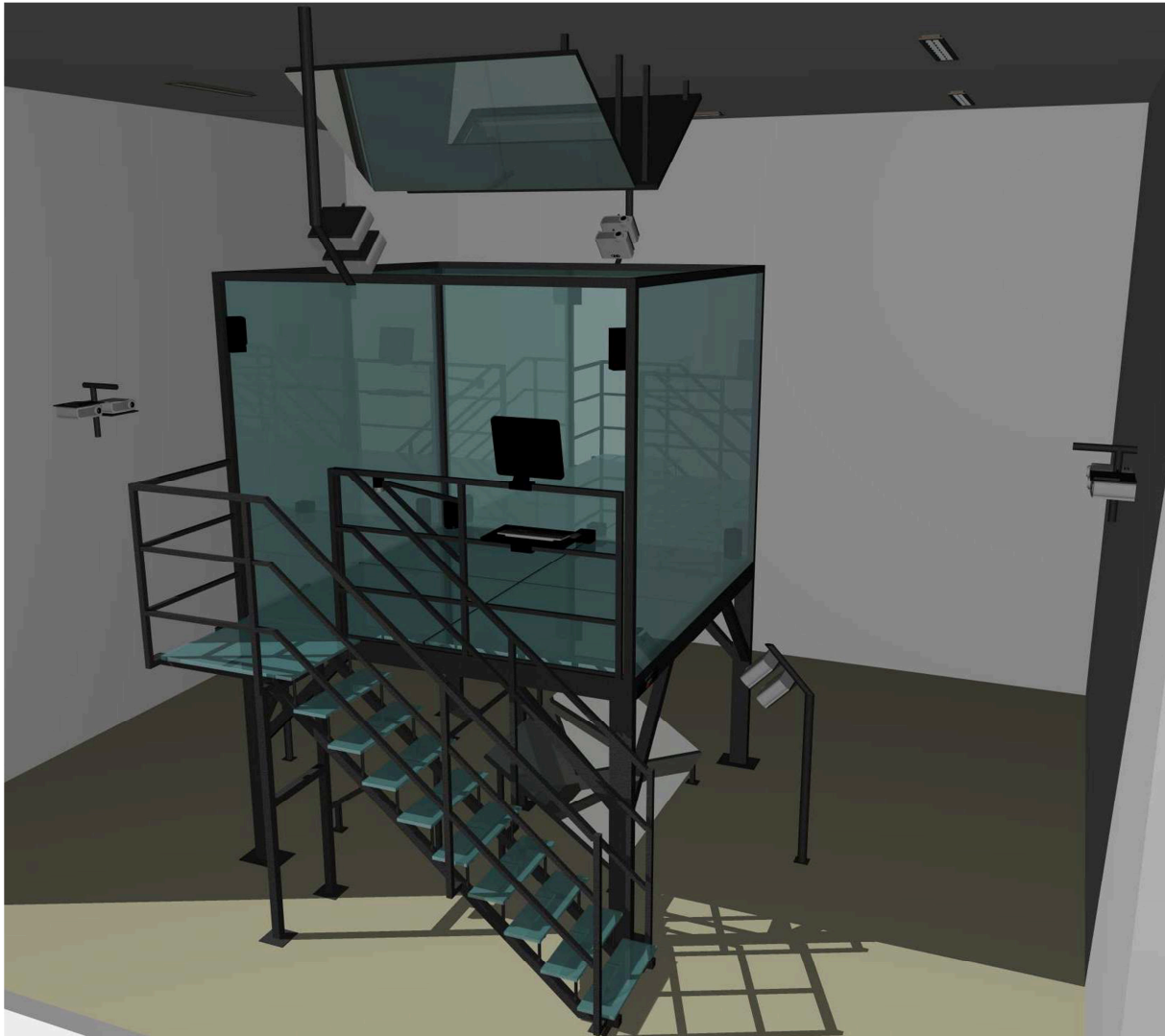


Figure 2: Drawing of the CAVE system developed at Technical University Zvolen (drawn by Búryová 2014).

2.3 Thinning trainer (system of SIBYLA - VR - CAVE)

The sophisticated approach of forest visualization in the CAVE system tries to create virtual representation that is sufficiently credible to arouse a feeling in an observer that he really occurs in the visualized environment. In such a stereoscopic and immersive form of a virtual forest, users can obtain a perfect image of the whole forest structure and its condition. Inside the simulation plot they can move without any restrictions, they can obtain detailed information about individual trees and look into their crowns, and thus, they can assess their mutual competition in the canopy. In this way, forest visualization in the CAVE system wants to provide a user with the complex information on the forest and its individual trees through intensive and interactive visual perception. All of the above mentioned features provide a user, who performs the intervention in the virtual forest, with all the necessary information that is also available in the real forest. The information is necessary when making decisions which trees are to be

left in the forest and which are to be removed with regard to the type of the thinning intervention and its objectives. In the environment of a virtual forest, a user can freely move using the assistance control devices (joystick or space mouse). The controller for the implementation of interactions can be used to obtain the information on individual trees by pointing a virtual laser beam at a tree, after which the data is displayed at the front wall of the CAVE system (Figure 3a). Interventions in a forest are performed by marking individual trees (Figure 3b) using the controller for the implementation of interactions. With this device the user activates a laser beam. He points the beam at a desired tree at a height of 1.3 m. A spray icon occurs. The user marks the tree either as a target (green) or to be removed (red), or leaves the tree unmarked by repeated pressing of the button. It is also possible to cut the tree in the actual time. If the laser beam points at a tree foot, a symbolic icon of a chain saw is displayed. By pressing the button, the tree is cut (Figure 3c). If the removed tree was not the correct one, it can be returned to its original state in the same way as it was removed.

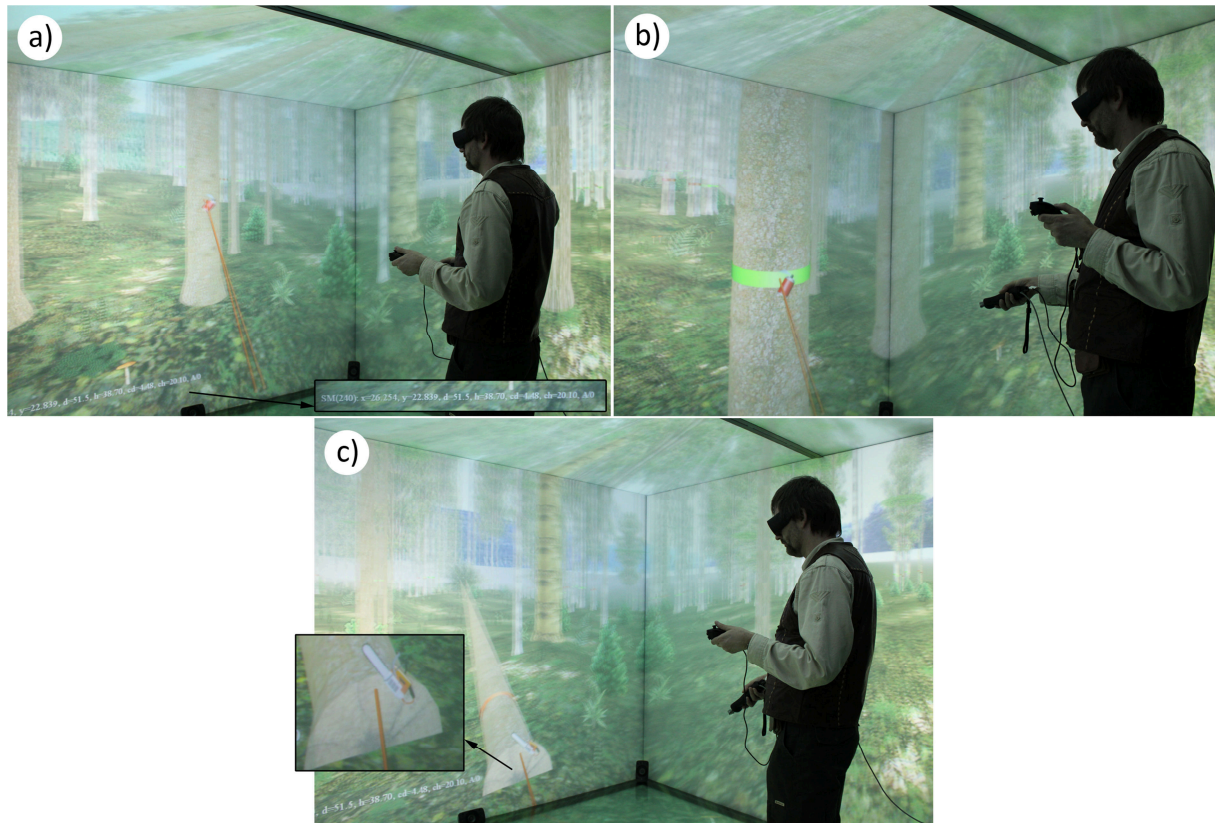


Figure 3: Interaction with trees in the environment of a virtual forest: (a) information about the selected tree, (b) marking the tree, (c) cutting the tree.

After the implementation of the intervention in a virtual forest, the prognosis of its future development with regard to the performed selection starts. For these purposes, the growth simulator needs the following input data:

- parameters and positions of individual trees, their dimensions and terrain configuration of the simulation plot,
- climatic and soil characteristics of the site,
- specification of the categories for each tree at the simulation plot (target, to be removed, unmarked).

The acquisition and the transfer of these data are the tasks of the Caveman module, which ensures the communication link between SIBYLA model and the CAVE hardware tool. The Caveman is a part of the modular structure of the growth simulator and is activated in the menu of the main control software of the CAVE system called SuperEngine control console. The module includes a set of operations that are necessary for starting forest growth prognosis and for the calculation of the results. The principle of module operation is clarified in Figure 4.

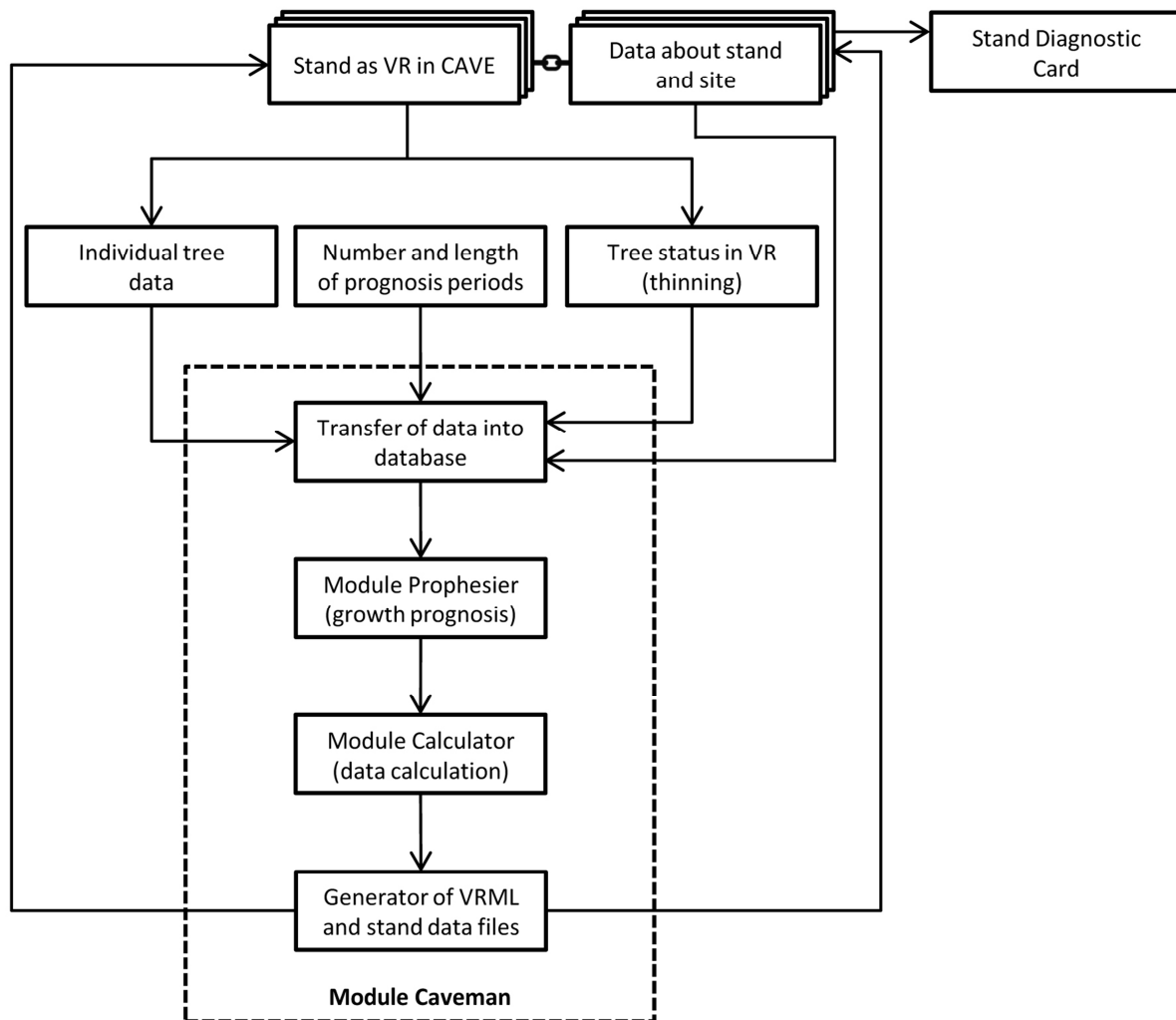


Figure 4: Diagram of the interactions in the system of SIBYLA - VR - CAVE driven by the Caveman module

The virtual reality of the stand in *.wrl format is the initial condition visualized in the CAVE system environment. In this virtual forest, a user performs interventions using the approach presented above. In addition, the information on stand and site of the particular virtual forest is given in a text file. The file contains the data about forest parameters quantified with production, ecological and economic indicators, as well as climatic and soil characteristics of the simulation plot. Both mentioned files are produced simultaneously by the growth simulator since they represent the same simulation plot in the given growth period. Their cross-connection is indicated with the bond in the scheme. From the file about the stand and site, the characteristics representing the active simulation plot can be read and provided to a user at any time using the tool called Stand Diagnostic card. Stand diagnostic card has a form of a dynamic web site, which uses ActiveX component to read and display the content from the text file.

The first phase of the Caveman module activity is the import of necessary data. From the virtual reality file *.wrl of the visualized forest, the module obtains the information on individual trees and the simulation plot. The information includes the data on tree species, sequential tree number, tree position given in coordinates of x, y on the plot, age, diameter, height, crown diameter, height to crown base, assortment class and tree damage, as well as the data on terrain configuration and dimensions of the simulation plot. From the file with stand and site data, the Caveman module obtains the data on climatic and soil conditions of the plot. Tree status after the intervention in the virtual reality is recorded in a file, which is automatically created by control software of the CAVE after the start-up of the Caveman module on the console. The status of the tree corresponding to the performed intervention in the forest will be taken over from this file. The information includes the sequential tree number, and its status (0 - unmarked tree, 1 - target tree, -1 - tree to be removed). At the end of this phase, the user sets the length of the prognosis in a dialogue box of the module.

In the next phase, the data are transferred to a database structure of SIBYLA growth model. When the data import is finished, the Caveman module automatically activates the Prophet module of SIBYLA growth simulator, which performs the prognosis of the growth of individual trees at the simulation plot. During the prognosis, the initial forest structure, climatic and soil characteristics and performed interventions in the forest are taken into account. After the successful completion of the prognosis, the Prophet module is terminated.

From the predicted data representing individual trees, production, ecological and economic characteristics of the whole stand have to be calculated. The Caveman module ensures this by running the Calculator module. This module updates all relevant data of the given forest stand.

After the Calculator module is terminated, all necessary data are stored in the database of the growth simulator. The data include the results of the growth prognosis that are linked to the initial forest structure, the calculated stand characteristics, and the data obtained during the data import, which did not change after the simulation. Such data represent the simulation plot and its terrain configuration, climatic and site data, and marking of the target (crop) trees.

At the end, the Caveman module activates the generator of the virtual stand and stand data. The generator creates a new virtual reality in *.wrl format representing the state after the prognosis of forest growth. The links on the crystal balls for time teleport of the user to the past or the future and the link for the Stand Diagnostic card are updated in the file of virtual reality. A new text file with the updated data on stand and site is also created.

In the environment of the CAVE system, the new virtual reality showing the forest condition after the intervention with changed parameters of individual trees and updated stand data in the Stand Diagnostic card is presented to the user. This information is important for the evaluation of the intervention on the basis of the changes of stand characteristics. By clicking on the crystal balls, time teleport between the growth periods at the simulation plot is possible. At the same time, in the new virtual reality a user can again perform interventions in the forest and start the growth prognosis. Thus, the whole cycle of operations of the Caveman module is repeated, as shown in figure 8 by loops and a set of cards of virtual reality and stand and site data.

This results in a fully automated process with minimum need of assistance from a user. It is sufficient when after the implementation of the intervention the user starts the Caveman module on the console of the CAVE system and sets the prognosis length. The module takes care of everything else.

3. Conclusion

Modern methods of simulating developments in the real world and its visualization using immersive systems of virtual reality represent a prospective direction of scientific development and popularization of scientific results to the public. Many scientific and practical disciplines are equipped with trainers for training carried out activities. The realization of thinnings is an area of practical and scientific activities in forestry, which deserves attention in the field of trainers development. Such trainers should be linked to an efficient simulation tool of forest development, they should contain forest visualization using virtual reality, and they should use hardware for immersive visualization of virtual reality. Despite a great number of applications for immersive visualization from different areas of science, research, education and practice, we could not find any references about an existing forest thinning trainer in available publications and internet sources that would meet our requirements. Considering the design solution of our CAVE system, is an innovative device in European conditions regardless of its application designation. From the point of its application as a thinning trainer and the technical link of individual components, the system is unique at a global scale. We proposed a solution that connects a forest growth model with forest visualization solution and modern hardware of the CAVE type. It is a fully automated system with frugal maintenance. In addition, it has an open architecture, which allows to improve individual components (e.g. thoroughness of tree visualization) and to add new functionality (e.g. link to forest landscape or integrating point clouds from a terrestrial laser scanner). It is a practical tool that can support decision-making in forests and landscape, and forestry education. Our solution can become the basis for similar devices applied in forestry and ecology.

Acknowledgements

The latest sub-models of SIBYLA growth simulator, which is a part of the proposed thinning trainer, were developed within the scientific project of VEGA 1/0618/12, entitled "Modeling of forest growth processes at high resolution level". The link of the CAVE device used to display the immersive virtual reality to the growth simulator was carried out within the framework of the project APVV-0069-12, entitled "New technology of managing the nature (NEWTON)". The CAVE device was constructed within the project of OPVaV- 2009/ 5.1/03-SORO of the operational program for research and development from the European regional development fund.

References

- BURKHART, H. E. , TOME, M. , 2012: Modeling Forest trees and planter stands. Springer, 457 p. p.
- BÚRYOVÁ, D. , 2014: Drawing of the CAVE system at Technical University Zvolen. Unpublished results. Zvolen.
- CRUZ-NEIRA, C., LEIGH, J., PAPKA, M., BARNES, C., COHEN, S. M., DAS, S., ENGELMANN, R., HUDSON, R., ROY, T., SIEGEL, L., VASILAKIS, CH., DEFANTI, T. A., SANDIN, D. J., 1993a: Scientists in wonderland: A Report on Visualization Applications in the CAVE Virtual Reality Environment," IEEE Symposium in Research Frontiers in Virtual Reality, Visualization 93, San Jose, CA, p. 59-66.
- FABRIKA, M., 2007: Simulátor biodynamiky lesa SIBYLA, koncepcia, konštrukcia a programové riešenie, habilitačná práca, Technická univerzita vo Zvolene, 328 p.
- FABRIKA, M., PRETZSCH, H., 2013: Forest Ecosystem Analysis and Modelling. Technical University in Zvolen. 620 p.
- INFITEC, 2014: INFITEC GmbH web page. Available at: <http://www.infitec.net/index.php/en/> 2014, [accessed 26.11.2014].
- OVASKAINEN, H., 2005: Comparison of harvester work in forest and simulator environments. *Silva Fennica*, 39(1), p. 89-101.
- POLHEMUS, 2014: POLHEMUS innovation to motion™ webpage – Electromagnetic motion tracking systems. Available at: <http://polhemus.com/> 2014, [accessed 19.11.2014].
- PRETZSCH, H., 2009: Forest Dynamics, Growth and Yield. From Measurement to Model. Springer, 664 p.
- WEISKITTEL, A. R., HANN, D. W., KERSHAW, JR., J. A., VANCLAY, J. K., 2011: Forest Growth and Yield Modeling. Wiley-Blackwell, 415 p.

Wie sensitiv reagieren Ökosystemleistungen in europäischen Waldlandschaften auf waldbauliche Behandlung? Zusammenfassende Auswertung einer europaweiten Simulationsstudie

Peter Biber

Technische Universität München, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde

Zusammenfassung

Die Forstwirtschaft in Europa stellt eine Vielzahl von Waldökosystemleistungen bereit. Dennoch gab es bisher keine übergreifende Studie, die die Sensitivität dieser Leistungen auf waldbauliche Behandlung untersucht hätte. Die vorliegende Arbeit berichtet wesentliche Ergebnisse aus BIBER et al. (2015), wo Szenarioläufe über 20 Fallstudien auf Landschaftsebene aus 13 europäischen Ländern gebündelt werden. Dabei wurden alle Szenarioläufe mit jeweils regional angepassten Waldwachstumsmodellen gerechnet. Auf dieser Basis wird analysiert, inwieweit ein breites Spektrum von Waldökosystemleistungen von der Behandlungsintensität und weiteren Variablen wie der großregionalen Zugehörigkeit, der Stadtnähe und der Baumartenzusammensetzung abhängt. Die Simulationsläufe informieren über die je nach Fallstudie wichtigsten Ökosystemleistungen, die in Form von geeigneten Indikatorwerten gemessen werden.

Während sich erwartungsgemäß ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Bewirtschaftungsintensität und der Holzproduktion zeigt, finden wir im Gegensatz dazu nur schwache Einflüsse auf Schutzfunktionen und sozioökonomische Waldleistungen. Unerwartet uneinheitlich war die Reaktion der Biodiversität. Je nach Waldregion kann sie sowohl negativ als auch positiv auf intensivierte Waldbewirtschaftung ansprechen. Biodiversität kann also mit Bewirtschaftungszielen wie einer erhöhten Holzproduktion oder auch einer Mehrung der Waldressourcen sowohl in Konflikt als auch in Einklang stehen.

Die Kovariablen „Artzusammensetzung“ und „Stadtnähe“ zeigten nur punktuell Auswirkungen während die großregionale Zugehörigkeit einer Waldlandschaft häufig entscheidend für die Behandlungssensitivität einer Ökosystemleistung ist.

1 Einleitung

Traditionell wurden Waldökosystemleistungen jenseits der Holzproduktion als deren ausreichend vorhandene Nebeneffekte gesehen, eine Sichtweise, die mit dem Begriff der *Kielwassertheorie* (vgl. GADOW et al. 2000) umrissen wird. Gegenwärtig beobachten wir in dieser Hinsicht einen Paradigmenwechsel; die relative Bedeutung verschiedenster Ökosystemleistungen ist Gegenstand intensiver gesellschaftlicher Diskurse von der lokalen bis hinauf zur europäischen Ebene. In dieser Hinsicht stellen die Helsinki-Kriterien für nachhaltige Waldbewirtschaftung (GLÜCK 1995, MCPFE 1993) einen bedeutenden Meilenstein dar. Aus dieser breiteren Sichtweise heraus wird die Frage wichtig, inwieweit die Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen von der Waldbewirtschaftung abhängt und inwieweit verschiedene Ökosystemleistungen sich gegenseitig ausschließen oder miteinander kompatibel sind.

Obwohl lokal ausgelegte Fallstudien Beiträge zu diesen Fragen geleistet haben, stellt die Studie von BIBER et al. (2015) nach Kenntnis des Autors die erste übergreifende Synthese dar. Während die Anfälligkeit von Ökosystemleistungen im Zuge des Klimawandels auf europäischer Ebene bereits untersucht sind (HANEWINKEL 2013, SCHRÖTER et al. 2005, MARACCHI 2005), wurden waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten bisher nicht auf einem derart großen Maßstab betrachtet. Vorhandene Studien beschränkten sich auf einzelne Ökosystemleistungen und entwickelten ihre Ergebnisse nicht aus einem regional basierten bottom-up-Ansatz (vgl. MOHREN 2003, KARJALAINEN et al. 2003). Dies erscheint insofern bemerkenswert, als mittlerweile moderne managementorientierte Waldwachstumsmodelle, die eine derartige Herangehensweise ermöglichen, für einen Großteil der Wälder in Europa verfügbar sind.

Das EU-Projekt INTEGRAL (INTEGRAL PROJECT CONSORTIUM 2014a), getragen von 21 Forschergruppen aus 13 europäischen Ländern behandelt die Fragestellung, wie verschiedene politische Rahmenentscheidungen das waldbauliche Verhalten der Wirtschaftler beeinflussen und wie sich dies auf die Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen auswirkt. Der Zeitrahmen der Betrachtung umfasst, ab 2014 gerechnet, 30 Jahre in die Zukunft, in denen konstante Klimabedingungen angenommen werden. In den meisten beteiligten Ländern wurden jeweils zwei Fallstudiengebiete ausgewählt, die für das je-

weilige Land typische und gleichzeitig relevante Bedingungen im Hinblick auf den Istzustand des Waldes und die Anforderungen an den Forstsektor repräsentieren. Innerhalb jeder der lokalen Forschergruppen wurden in Zusammenarbeit von Sozialwissenschaftlern und Waldwachstumsmodellierern zunächst verschiedene denkbare Politiksznarien entwickelt, die zu unterschiedlichen waldbaulichen Entscheidungen seitens der Waldbesitzer führen können. Typischerweise fallen diese Entscheidungen wiederum je nach Art des Waldbesitzes (z.B. Staatswald, Kleinprivatwald, Großprivatwald, Körperschaftswald) verschieden aus. Derartige, an die Politiksznarien anknüpfende, waldbauliche Szenarien wurden entwickelt und in einer Weise formuliert, dass sie sich zur Einsteuerung in jeweils lokal optimal geeignete Waldwachstumssimulatoren eigneten. Ein wichtiger Teil der Forschungsarbeiten bestand darin, die für jedes Untersuchungsgebiet wichtigsten Waldökosystemleistungen zu identifizieren und dafür geeignete quantitative Indikatoren ggf. zu entwickeln und so zu implementieren, dass sie in Simulationsläufen zur Walddynamik mitgeführt werden konnten. Im Ergebnis existiert für jede Fallstudie ein Satz von Politiksznarien und damit verbundenen Waldbausznarien mit korrespondierenden Simulationsergebnissen, die Zeitverläufe der Bereitstellung von Ökosystemleistungen zeigen.

Während die gesamte Bandbreite der Projektergebnisse – von politischen Entscheidungen bis hin zu Ökosystemleistungen – in anderen Publikationen berichtet werden wird, erscheint es angebracht, die Ergebnisse der waldbaulichen Szenarien losgelöst von den Politiksznarien, die sie ausgelöst haben, im Hinblick auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen näher zu betrachten. Während die Verteilung der Waldbesitzarten wesentlich für Entscheidungen im Rahmen eines gegebenen Politiksznarios ist, wird sie in dieser Studie nicht als Einflussvariable berücksichtigt. Sie konzentriert sich auf die Bewirtschaftung und ihren Einfluss auf Ökosystemleistungen, nicht aber darauf, wer sich für eine bestimmte Bewirtschaftungsoption entschieden hat und warum. Die Studie hat explorativen Charakter, da keine vordefinierten Hypothesen existieren, die getestet werden könnten. Vielmehr möchte sie zur Hypothesenbildung als Grundlage für weitere Arbeiten beitragen.

Folgende Fragen stehen im Mittelpunkt:

- Welche Ökosystemleistung sind Europa übergreifend von Bedeutung, welche nur auf regionaler Ebene?
- Inwieweit ist die Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen über Bewirtschaftung steuerbar und gibt es in dieser Hinsicht Unterschiede innerhalb von Europa?
- Welche Ökosystemleistungen korrelieren positiv, negativ oder gar nicht?

2 Material und Methoden

2.1 Fallstudiengebiete

Die 20 Fallstudiengebiete, auf denen diese Studie beruht, wurden im Rahmen des Projektes INTEGRAL ausgewählt. Ziel der Auswahl war, für jedes Land typische Waldlandschaften einzubinden, wobei „typisch“ sich auf die Baumartenzusammensetzung, standörtliche Bedingungen, Bewirtschaftungsparadigmen, aber auch auf die sozioökonomischen Rahmenbedingungen der Forstwirtschaft bezieht. Die Landschaften wurden im Kontext von INTEGRAL sechs europäischen Großregionen (*Forest Regions*) zugeordnet, namentlich Osteuropa, Westliches Mitteleuropa, Nordwesteuropa, Südeuropa, Westeuropa, und Nordeuropa (Originalbezeichnungen: *Eastern Europe, Central Western Europe, North Western Europe, Southern Europe, Western Europe, Northern Europe*). In jeder dieser Regionen herrschen eigene ökologische, sozioökonomische und politische Rahmenbedingungen (INTEGRAL PROJECT CONSORTIUM 2014b) (Tabelle 1, Abbildung 1).

Die Fallstudiengebiete verteilen sich auf zehn Länder in Europa, dies sind in alphabetischer Reihenfolge Bulgarien (2 Fallstudiengebiete), Deutschland (2 Fallstudien), Frankreich (1 Fallstudie), Irland (2), Italien (3), Litauen (2), die Niederlande (1), Portugal (3), die Slowakei (2) und Schweden (2). Wie aus Tabelle 1 hervorgeht, decken sie die Nördlichen Breiten von 38° (Etna, Italien) bis 65° (Vilhelmina, Schweden) und die Längen von 9°W (Leiria, Portugal) und 24°O (Teteven, Bulgarien) ab. Im Durchschnitt beläuft sich die Größe eines Fallstudiengebietes auf etwa 160 000 ha mit einer Waldfläche von etwa 70 000 ha. Die Varianz der Flächengrößen ist allerdings groß; während das kleinste Fallstudiengebiet (Molise, Italien) aus einem Biosphärenreservat mit etwas mehr als 600 ha besteht, nimmt das größte (Western Peatlands, Irland) eine Fläche von etwa 1 000 000 ha ein. Für die Zwecke der vorliegenden Studie wurden die Fallstudiengebiete in drei Klassen der Artenzusammensetzung (*Species Composition*) eingeteilt:

conifer (Nadelwald) (9 Fallstudienggebiete), bzw. *broadleaf* (Laubwald) (4 Fallstudienggebiete) bedeutet, dass die Wälder im jeweiligen Fallstudienggebiet von Laub- bzw. Nadelholzbeständen dominiert werden. Die Klasse *mixed* (gemischt) (7 Fallstudien) deutet auf einen mehr ausgeglichenen Anteil von Nadel- und Laubhölzern auf Bestandes- oder auch größerer Ebene hin. Im Hinblick auf die Stadtnähe (*Social Environment*) einer Waldlandschaft wurde zwischen den Gruppen *city near* (stadtnah) (4 Fallstudien) und *rural* (ländlich) (16 Fallstudien, s. Tabelle 1) unterschieden.

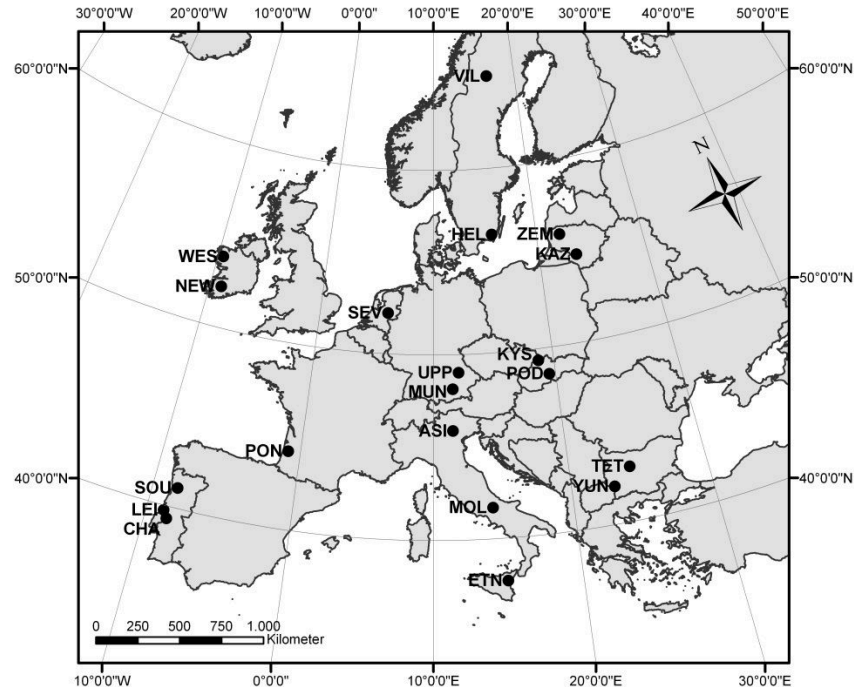


Abbildung 1: Geographische Lage aller Fallstudienggebiete des EU-Projektes INTEGRAL. S. Tabelle 1 für die Realnamen und weitere Informationen zu den Gebieten.

2.2 Untersuchte Ökosystemleistungen

Über alle Fallstudien hinweg wurden 23 verschiedene Ökosystemleistungen untersucht (s. detaillierte Aufstellung bei BIBER et al. 2015). Einige davon, z.B. Biodiversität oder Holzproduktion (gemessen in geerntetem Holz) wurden von jeder Fallstudie als bedeutend gemeldet; andere, wie z.B. für die Rentierwirtschaft verfügbare Flächen, Kiefernzapfenproduktion, oder bestimmte Untergliederungen des geernteten Holzes (z.B. Eukalyptus-Industrieholz, Nadelschnittholz), waren nur in einzelnen Gebieten relevant (ausführlichere Darstellung in BIBER et al. 2015). Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden die Ökosystemleistungen nach den sechs Helsinki-Kriterien für nachhaltige Forstwirtschaft (MCPFE 1993) gruppiert. Eine weitere Gruppierung, von der hier jedoch nicht berichtet wird, erfolgte nach den vier Kategorien der FORSYS COST-Aktion FP0804 (BORGES et al. 2014, s. BIBER et al. 2015).

In Bezug auf die Helsinki-Kriterien zählen die am häufigsten berichteten Ökosystemleistungen (ÖSL) zur Gruppe der Schutzfunktionen (*Protection Functions*) (7 ÖSL) und zur Holzproduktion (*Wood Production*) (5 ÖSL). Für jede untersuchte Ökosystemleistung wurden auf Fallstudien- bzw. Landesebene spezifische Indexmethoden verwendet, teilweise waren diese Neuentwicklungen im Rahmen von INTEGRAL (s. detaillierte Information im Supplement zu BIBER et al. 2015). Derart verschieden berechnete Indexwerte sind einerseits schwieriger zu vergleichen als solche, die mit einheitlichen Methoden berechnet werden. Andererseits gewährleisteten diese an die regionalen Gegebenheiten angepassten Verfahren eine hohe Relevanz vor Ort.

Tabelle 1: Die INTEGRAL-Fallstudiengebiete, deren Gruppenzugehörigkeit und ausgewählte Eigenschaften. Die Tabelle ist nach Ländern und Fallstudiennamen alphabetisch sortiert. Englische Begriffe werden verwendet, um Konsistenz mit der zugrunde liegenden Studie von BIBER et al. (2015) zu gewährleisten.

Land	Fallstudien- gebiet (FSG)	FSG Akronym	Waldregion (Forest Region)	Artenzusam- mensetzung (Tree Species Composition)	Stadtnähe (Social En- vironment)	Geogr. Breite	Geogr. Länge	Gesamt- fläche (ha)	Wald- fläche (ha)
Bulgarien	Teteven	TET	Eastern Europe	broadleaf	rural	42°55' N	24°25' O	27 400	10 100
Bulgarien	Yundola	YUN	Eastern Europe	conifer	rural	42°01' N	23°06' O	10 100	3700
Frankreich	Pontenx	PON	Central Western Europe	conifer	rural	44°12' N	00°55' W	101 000	66 700
Deutschland	Munich South	MUN	Central Western Europe	mixed	city near	48°08' N	11°34' O	60 000	43 200
Deutschland	Upper Palatinate	UPP	Central Western Europe	mixed	rural	49°01' N	12°05' O	300 000	159 000
Irland	Newmarket	NEW	North Western Europe	conifer	rural	52°12' N	09°00' W	75 100	13 500
Irland	Western Peatlands	WES	North Western Europe	conifer	rural	53°48' N	09°31' W	1 000 000	116 000
Italien	Asiago	ASI	Southern Europe	mixed	rural	45°52' N	11°31' O	46 700	30 900
Italien	Etna	ETN	Southern Europe	broadleaf	city near	37°45' N	14°59' O	25 300	7000
Italien	Molise	MOL	Southern Europe	mixed	rural	41°40' N	14°15' O	600	600
Litauen	Kazlu Ruda	KAZ	Eastern Europe	conifer	rural	54°45' N	23°30' O	66 000	36 800
Litauen	Zemaitija	ZEM	Eastern Europe	mixed	rural	55°59' N	22°15' O	38 000	11 700
Niederlande	South East Veluwe	SEV	Western Europe	conifer	city near	52°13' N	5°58' O	8000	6000
Portugal	Chamusca	CHA	Southern Europe	broadleaf	rural	39°21' N	8°29' W	74 600	53 000
Portugal	Leiria	LEI	Southern Europe	conifer	rural	39°45' N	8°48' W	75 200	44 400
Portugal	Sousa	SOU	Southern Europe	mixed	rural	41°04' N	8°15' W	48 900	22 000
Slowakei	Kysuce	KYS	Eastern Europe	mixed	city near	49°22' N	18°44' O	152 000	121 600
Slowakei	Podpol'anie	POD	Eastern Europe	broadleaf	rural	48°34' N	19°30' O	20 000	10 200
Schweden	Helgea	HEL	Northern Europe	conifer	rural	56°25' N	15°42' O	120 000	96 000
Schweden	Vilhelmina	VIL	Northern Europe	conifer	rural	64°55' N	16°35' O	850 000	530 000

2.3 Simulationsmodelle

Der Großteil der in den einzelnen Fallstudien verwendeten Waldwachstumsmodelle arbeitet auf Einzelbaum- oder Bestandesebene. Einen knappen Überblick gibt (Tabelle 2), ausführlicher informiert das Supplement zu BIBER et al. 2015. Mit wenigen Ausnahmen (Niederlande, Portugal), wo zum Teil prozessbasierte Modelle verwendet wurden, handelt es sich um empirisch oder semiempirisch kalibrierte Modelle. In drei Ländern (Irland, Portugal, Schweden) wurden echte Entscheidungsunterstützungssysteme (decision support systems, DSS) mit eingebetteten Simulationsmodellen benutzt. In diesen Fällen bestand der Ansatz der Szenarioläufe darin, nachzubilden wie die verschiedenen Typen oder Gruppen von Waldbesitzern in einem Fallstudiengebiet versuchen, ihre Zielerreichung vor dem Hintergrund verschiedener politischer Rahmenbedingungen zu optimieren. In allen anderen Fällen unterlagen die Simulationsläufe keiner formalen Optimierung. Die Walddaten, die zur Definition der Ausgangssituationen der Szenarioläufe verwendet wurden, stammen größtenteils von nationalen Waldinventuren, Forstbetriebsinventuren oder aus einer Kombination beider Arten von Quellen. Für die französischen und schwedischen Fallstudien wurden auch Daten aus der Fernerkundung verwendet.

Tabelle 2: In den verschiedenen Ländern verwendete Simulationsmodelle/DSS und Walddaten zur Definition der Initialzustände.

Land	Art des verwendeten Modells/DSS	Name des Modells/DSS	Initial-Walddaten
Bulgarien	Einzelbaummodell	SIBYLA (FABRIKA & DURSKEY 2005)	Waldinventur
Frankreich	Einzelbaum- und Bestandesmodelle, enthalten in einem Multi-Modell-Pool	Fagacées (LE MOGUEDEC & DHOTE 2012) und Maritime Pine Model (LEMOINE 1991), enthalten in CAPSIS (DUFOR-KOWALSKI 2012) mit SIMMEM Erweiterung für Anwendungen auf Landschaftsebene	Abgeleitet aus Luftbildern und MODIS-Satellitenbildern
Deutschland	Einzelbaummodell	SILVA (PRETZSCH et al. 2002, PRETZSCH 2010)	Forstbetriebsinventuren und Bundeswaldinventur

Irland	Räumliches DSS (mit eingebundenen Bestandesmodellen)	Remsoft Woodstock (REMSOFT 2014)	Landschaftsinventurdaten
Italien	Großraum-Matrixmodell	EFISCEN (SALLNÄS 1990, SCHELHAAS 2007)	Bestandesweise Forsteinrichtungsdaten
Litauen	Großraum-Bestandessimulator	Kupolis (KULIESIS & PETRAUSKAS 2000)	Litauische Waldinventur
Niederlande	Prozessbasiertes Waldlandschaftsmodell (pixel- oder rasterbasiert)	LandClim (SCHUMACHER et al. 2004)	Detaillierte Waldinventur (von 1981), mit einem sorgfältig geprüften Spin-up-Lauf bis 2010 fortgeschrieben.
Portugal	Empirische und prozessbasierte Einzelbaum- und Bestandesmodelle in DSS	SADFLOR toolbox (BARREIRO et al. 2013, GARCIA-GONZALO et al. 2014)	Bestandes- und baumweise Forstinventurdaten
Slowakei	Einzelbaummodell	SIBYLA (FABRIKA & DURSKEY 2005)	Bestandesinventurdaten der Forsteinrichtung
Schweden	DSS mit eingebetteten Einzelbaummodellen	Heureka (WIKSTRÖM et al. 2011)	Nationale Waldinventur in Kombination mit Satellitendaten

Algorithmen zur Berechnung von Indizes der Bereitstellung von Ökosystemleistungen waren entweder als Implementationen innerhalb der Simulationsmodelle oder DSS verfügbar oder wurden nachträglich auf die naturalen Ergebnisse der Simulation angewendet.

2.4 Szenarien der Waldbehandlung

Die gerechneten Szenarien haben ihren Ursprung in den fallstudien-spezifischen Politikanalysen des INTEGRAL-Projektes. Obwohl die vorliegende Studie diese Szenarien losgelöst von diesem Politik-Kontext betrachtet, ist es notwendig, das ursprüngliche Konzept hier knapp zu umreißen.

Für jede Fallstudie wurden mehrere mögliche alternative sozioökonomische Szenarien für die kommenden Dekaden entwickelt. Da die Waldfläche in den meisten Fallstudien von verschiedenen Gruppen von Waldbesitzern bewirtschaftet wird, wurde deren wahrscheinliches Verhalten im Kontext eines bestimmten Politikszenarios im Detail untersucht. Um diese Information der Verwendung in Waldwachstumsmodellen zugänglich zu machen, wurde das angenommene Verhalten der Wirtschaftler in quantitative Handlungsregeln und Definitionen übersetzt, die direkt mit den jeweiligen Simulationsmodellen kompatibel waren (ausführliche Informationen zu dieser Szenarioentwicklung finden sich bei INTEGRAL PROJECT CONSORTIUM 2014c). Obwohl die verwendeten Simulationsmodelle naturgemäß sehr verschieden sind, waren die Intensität und Art (Hoch-, Nieder-, Auslesedurchforstung, etc.) von Durchforstungs- und Endnutzungseingriffen typischerweise zentrale Komponenten der Szenariodefinitionen. Weitere wichtige Größen waren die Häufigkeit von Eingriffen, Längen von Umtriebszeiten und Präferenzen für oder gegen bestimmte Baumarten bei der Bestandespflege, Holzernte und Verjüngung. Je nach Konzeption des jeweiligen Simulationsmodells und Rahmenbedingungen der jeweiligen Fallstudie wurden solche Szenariodefinitionen entweder übergreifend für relativ große Teilflächen einer Waldlandschaft oder auch sehr differenziert mit spezifischen Einstellungen für eine Vielzahl von Bestandes-typen angewandt. Im Durchschnitt wurden vier verschiedene Szenarien (Minimum 3, Maximum 7) je Fallstudiengebiet, insgesamt 85 Szenarien definiert und gerechnet. Alle Szenarien einer Fallstudie hatten den gleichen Waldzustand als Ausgangssituation und wurden unmittelbar verwendet, d.h. mögliche Übergangsphasen von den bisherigen zu den Szenariobedingungen wurden nicht in Betracht gezogen. Die meisten Szenarien wurden über eine Zeitspanne von 30 Jahren gerechnet, in manchen Fällen jedoch auf 50 (Bulgarien, Frankreich, Niederlande) bzw. 60 Jahre (Litauen) ausgedehnt. Die zentralen Simulationsergebnisse für die vorliegende Studie waren die fallstudien- und szenarienspezifischen Werte der Ökosystemleistungs-Indizes am Ende der simulierten Zeitspanne. Die gegenwärtigen klimatischen Bedingungen wurden für die diese Zeit als konstant angenommen.

Während im ursprünglichen Kontext von INTEGRAL Politikaspekte von großer Wichtigkeit sind, fragt die vorliegende Studie nach der Behandlungsabhängigkeit der Bereitstellung von Ökosystemleistungen. Daher war es nötig, ein möglichst einfaches Schema zur Gruppierung der Szenarien zu entwerfen, das über alle Fallstudien hinweg sinnvoll angepasst werden konnte. Da in allen Fallstudien ein Szenario vorlag, das als *business as usual* interpretiert werden konnte, oder ausdrücklich so benannt war, wurde *business as usual* als Referenzkategorie definiert. Als Kriterium zum Vergleich mit dieser Referenz wur-

de die Bewirtschaftungsintensität gewählt. Ein Szenario wurde als intensiver (*more intensive*) oder weniger intensiv (*less intensive*) eingestuft, wenn es im Vergleich mit *business as usual* mit einer höheren bzw. niedrigeren Bewirtschaftungsintensität verbunden war. Dabei bedeutet *more intensive*, dass – verglichen mit der Referenz – eine höhere Holzernte auf Landschaftsebene angestrebt wurde. Dahinter verbergen sich in der Regel Maßnahmen wie gesteigerte Hiebssätze und verkürzte Umtriebszeiten, die häufig zu reduzierten Bestandesdichten führen, aber auch indirekt wirkende Entscheidungen wie die Anhebung des Anteils produktiverer Baumarten bei Durchforstungen oder der Verjüngung von Beständen (vgl. Schall & Ammer 2013). Dabei wurde nicht danach unterschieden, ob dies gleichmäßig auf der ganzen Fläche oder im Zuge einer starken räumlichen Segregierung vorgesehen war, so lange dies dem übergeordneten Ziel der gesteigerten Holzproduktion auf Landschaftsebene zugeordnet werden konnte. Zusätzlich zu den so definierten Szenariokategorien *business as usual*, *more intensive* und *less intensive* wurde noch eine vierte Gruppe *near business as usual* eingeführt. Hier wurden alle Szenarien gebündelt, die im Hinblick auf die Bewirtschaftungsintensität mit *business as usual* vergleichbar waren, aber aus einem anderen Politikkonzept stammten, das nicht als das *business as usual* der jeweiligen Fallstudie definiert war. Diese Gruppierung führte zu 20 *business as usual*, 25 *less intensive*, 32 *more intensive* und acht *near business as usual*-Szenarien (Tabelle 3).

Ein übergeordnetes Referenzszenario wurde nicht definiert, da dies nicht sinnvoll erschien. Die fallstudien-spezifischen Business-as-usual-Szenarien spiegeln sehr stark die landes- oder regionalspezifischen sozioökonomischen Rahmenbedingungen der Forstwirtschaft wider. Naturgemäß hängen diese Referenzszenarien vom derzeitigen Zustand der Wälder im jeweiligen Fallstudiengebiet ab, der seinerseits von einer langfristigen Rückkoppelung zwischen der Sozioökonomie und dem Waldzustand selbst herührt. Der zweite INTEGRAL Policy Brief (INTEGRAL PROJECT CONSORTIUM 2014b) benennt den sozioökonomischen Kontext für jede europäische Groß-Waldregion der von *commodity-oriented forestry driven by strong forest industry, large forest area and globalized wood market* in Nordeuropa bis hin zu *amenity-oriented forestry influenced by small forest areas and urban society demands* in Westeuropa reicht (vollständige Liste auch bei BIBER et al. 2015).

Tabelle 3: Anzahl der gerechneten Szenarien nach Szenario-Kategorie, Land und Fallstudiengebiet.

Land	Fallstudiengebiet (Akronym)	Anzahl der Szenarien je Kategorie			
		business as usual	near b.a.u.	less intensive	more intensive
Bulgarien	TET	1	0	1	1
Bulgarien	YUN	1	0	1	1
Frankreich	POT	1	1	2	2
Deutschland	MUN	1	0	2	1
Deutschland	UPP	1	0	1	2
Irland	NEW	1	0	2	1
Irland	WES	1	1	0	3
Italien	ASI	1	0	1	3
Italien	ETN	1	1	3	2
Italien	MOL	1	0	1	2
Litauen	KAZ	1	0	1	2
Litauen	ZEM	1	0	1	2
Niederlande	SEV	1	1	1	2
Portugal	CHA	1	1	0	2
Portugal	LEI	1	1	0	2
Portugal	SOU	1	1	2	0
Slowakei	KYS	1	0	2	0
Slowakei	POD	1	0	1	1
Schweden	HEL	1	1	1	2
Schweden	VIL	1	0	2	1
Summe		20	8	25	32

2.5 Zusammenführung der szenarienweisen Ergebnisse

Da jedes Land, teilweise jede Fallstudie, eigene Indikatoren für die jeweils relevanten Ökosystemleistungen verwendete, war ein länderübergreifender Vergleich anhand der unmittelbar verfügbaren Simulationsergebnisse nicht möglich. Stattdessen wurden die Indikator-Werte der einzelnen Ökosystemleistungen, die für die Endzeitpunkte der Szenariorechnungen vorlagen, in eine fünfstufige Ordinalskala eingeordnet. Hierbei wurde stark auf die Expertise der einzelnen beteiligten Forschergruppen zurück-

gegriffen. Die verwendeten Skalenstufen wurden mit den Symbolen --, -, 0, +, ++ kodiert, wobei 0 bedeutet, dass am Ende der Simulation kein bedeutsamer Unterschied im Vergleich zur Ausgangssituation festzustellen war. Die Symbole + und – zeigen einen positiven bzw. negativen Unterschied an, der im Kontext der jeweiligen Fallstudie als bedeutsam eingestuft wurde. Mit ++ bzw. -- wurden Unterschiede kodiert, die für die jeweilige Fallstudie ausgesprochen stark positiv bzw. negativ gerichtet waren. Während dieses Verfahren einerseits zum Verlust quantitativer Information führt, wird andererseits das Problem überwunden, dass je nach Region als relevant einzustufende Änderungen einer bestimmten Ökosystemleistung in unterschiedlichen Größenordnungen liegen können.

Bei der Durchführung der Klassifizierung wurde ein kombinierter bottom-up/top-down-Ansatz verfolgt. Die obige Stufenskala wurde allen beitragenden Gruppen übermittelt, die ihrerseits sowohl die Einstufung als auch die zugehörigen numerischen Simulationsergebnisse zurückmeldeten. Bei der Konsolidierung der Ergebnisse wurden alle Einzelmeldungen sorgfältig durchgesehen, bei Schwierigkeiten bei der Interpretation wurde Rücksprache mit den jeweiligen Gruppen gehalten.

Bei den nachfolgenden Analysen stand die Abweichung der Einzelszenarien je Fallstudie vom jeweiligen Business-as-Usual-Szenario im Mittelpunkt. Zu diesem Zweck wurden die Ordinalwerte --, -, 0, +, ++ mit den Zahlenwerten -2, -1, 0, 1, 2 belegt. Zur Ermittlung der Abweichungen wurde der Zahlenwert des Business-as-usual-Szenarios von dem des jeweils zu vergleichenden Szenarios abgezogen. Z.B. entspricht die Subtraktion - minus ++ der Rechnung $-1 - 2 = -3$, was einen starken Rückgang einer Ökosystemleistung im Vergleich zu *business as usual* bedeutet. Diese Ergebnisse wurden wieder in eine ordinale Skala rücktransformiert. Um Scheingenauigkeit zu vermeiden, wurden alle so ermittelten Abweichungen > 0 mit +, alle Abweichungen < 0 mit – und alle Abweichungen $= 0$ mit 0 kodiert. Somit zeigen + bzw. – eine bedeutsame Zu- oder Abnahme einer Ökosystemleistung im Vergleich mit *business as usual* am Ende des Simulationszeitraumes an, während 0 anzeigt, dass keine relevanten Unterschiede vorliegen.

2.6 Auswertung der konsolidierten Ergebnisse

Mit den nach obiger Beschreibung konsolidierten Simulationsergebnissen war es möglich, die Bereitstellung von Ökosystemleistungen auf Zusammenhänge mit den zuvor definierten Behandlungsszenariogruppen *more intensive*, *less intensive* und *near business as usual* zu untersuchen. Die Ökosystemleistungen wurden hierfür nach sowohl nach den Helsinki-Kriterien als auch nach der FORSYS-Einteilung gruppiert, wobei im vorliegenden Text nur zu ersteren berichtet wird. In diesem Kontext versteht sich die Bereitstellung von Ökosystemleistungen immer als Abweichung von *business as usual*.

Die fallstudienspezifischen Kovariablen Waldregion, Artenmischung und Stadtnähe wurden dabei in Betracht gezogen. Obwohl technisch möglich, wurden keine statistischen Tests durchgeführt, da Simulationsergebnisse keine empirischen sondern simulierte Daten darstellen. Stattdessen wurde ein deskriptiver Ansatz auf der Basis von Mosaikplots (HARTIGAN & KLEINER 1981) gewählt, speziell die mit R-Paket vcd verfügbare Implementierung (MEYER et al. 2006). Die Fläche eines Mosaikplots (s. z. B. Abbildung 3) repräsentiert die Gesamtanzahl der verwendeten Beobachtungen. Diese Fläche ist in Kacheln eingeteilt, von denen jede eine spezifische Kombination kategorialer Eigenschaften darstellt. Die Fläche jeder Kachel entspricht der Anzahl derjenigen Beobachtungen, die die jeweilige Kombination von Eigenschaften aufweisen.

3 Ergebnisse

3.1 Verbreitung von Ökosystemleistungen

Die Auswahl der in den einzelnen Fallstudien untersuchten Ökosystemleistungen geben Hinweise auf deren Relevanz und Verbreitung. Abbildung 2 zeigt, für wie viele Fallstudiengebiete eine bestimmte (Helsinki-) Ökosystemleistungskategorie berichtet wurde. Ausschließlich Holzproduktion (*wood production*) wurde in allen 20 Fallstudiengebieten berichtet, gefolgt von Erhaltung der Waldressourcen (*forest resource maintenance*) mit 19 von 20 Fallstudien. Sozioökonomische Funktionen (*socioeconomic functions*) (17 von 20) und Biodiversität (*biodiversity*) zeigen ebenfalls eine große Verbreitung. Weit weniger häufig wurden Schutzfunktionen (*protection functions*) (9 von 20) und Nicht-Holzproduktion (*non-wood production*) (4 von 20) untersucht. Obwohl die Schutzfunktionen nur in etwa der Hälfte der Fallstudiengebiete in Betracht gezogen wurden, blieben sie dennoch in keiner der sechs europäischen Waldregio-

nen unberücksichtigt. Sie stellen jedoch eine sehr heterogene und regionalspezifische Gruppe dar; sie reichen von Waldbrandschutz in den Niederlanden bis zum Küstenschutz in Portugal, wobei dem Schutz von Wasser im weiteren Sinn die größte Bedeutung zukommt. Ökosystemleistungen der Gruppe Nicht-Holzproduktion wurden nur aus Süd-, Ost- und Nordeuropa berichtet, was die prominente Bedeutung der Holzproduktion in den Westeuropäischen Ländern widerspiegelt.

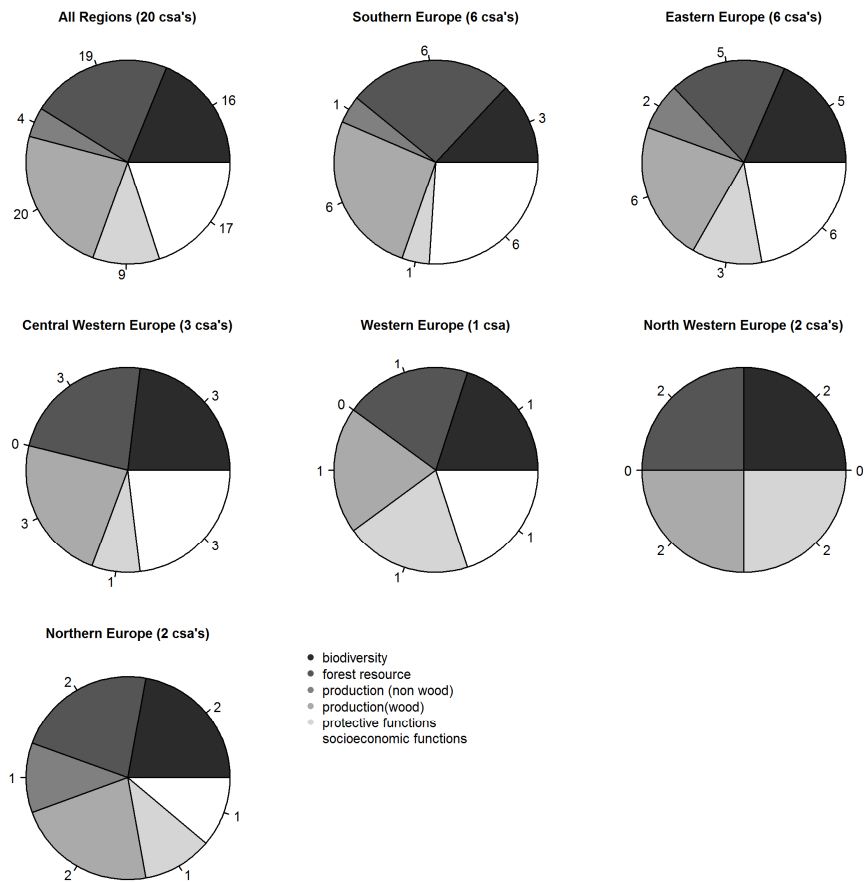


Abbildung 2: Regionübergreifende (links oben) und regionsspezifische Anteile verschiedener Ökosystemleistungskategorien (Helsinki-Einteilung). Jeder Sektor repräsentiert die Anzahl von Fallstudiengebieten aus denen mindestens eine Ökosystemleistung der jeweiligen Kategorie berichtet wurde.

3.2 Ökosystemleistungen und Waldbehandlung

In dieser komprimierten Darstellung werden schlaglichtartig nur die drei Ökosystemleistungskategorien Holzproduktion, Sozioökonomische Funktionen und Biodiversität betrachtet. Sämtliche untersuchten Leistungen mit den entsprechenden Ergebnissen sind ausführlich in BIBER et al. (2015) berichtet.

3.2.1 Holzproduktion

Erwartungsgemäß zeigen die Ökosystemleistungen der Gruppe Holzproduktion (*wood production*) einen starken Zusammenhang mit der Bewirtschaftungsintensität (Abbildung 3). Intensivierte Behandlung führt zu deutlichen Anstiegen der Holzproduktion, extensivierte Behandlung zu ebenso starken Einbußen. Wird die Waldregion als Kovariable einbezogen (Abbildung 3, links), werden zwei Ausnahmen deutlich: In den südeuropäischen Fallstudien führt weniger intensive Bewirtschaftung zu praktisch keiner Veränderung gegenüber *business as usual*. Im Westlichen Mitteleuropa (*Central West Europe*) führt weniger intensive Bewirtschaftung zuweilen auch zu einer höheren Holzproduktion, was daran liegt, dass die Wirtschafter auch in Szenarien verringerter Intensität auf die ansteigenden Holzvorräte mit höheren Hiebssätzen reagieren.

Die Stadtnähe (*social environment*, Abbildung 3, Mitte) als Kovariable lässt überhaupt keinen Einfluss auf den Zusammenhang Bewirtschaftungsintensität-Holzproduktion erkennen. Ganz ähnlich verhält es sich mit der Kovariablen Artenzusammensetzung (Abbildung 3, rechts), jedoch wurden Einbußen der

Holzproduktion im Zusammenhang mit intensivierter Bewirtschaftung nur für nadelholzdominierte Waldlandschaften in Süd- und Nordeuropa gemeldet.

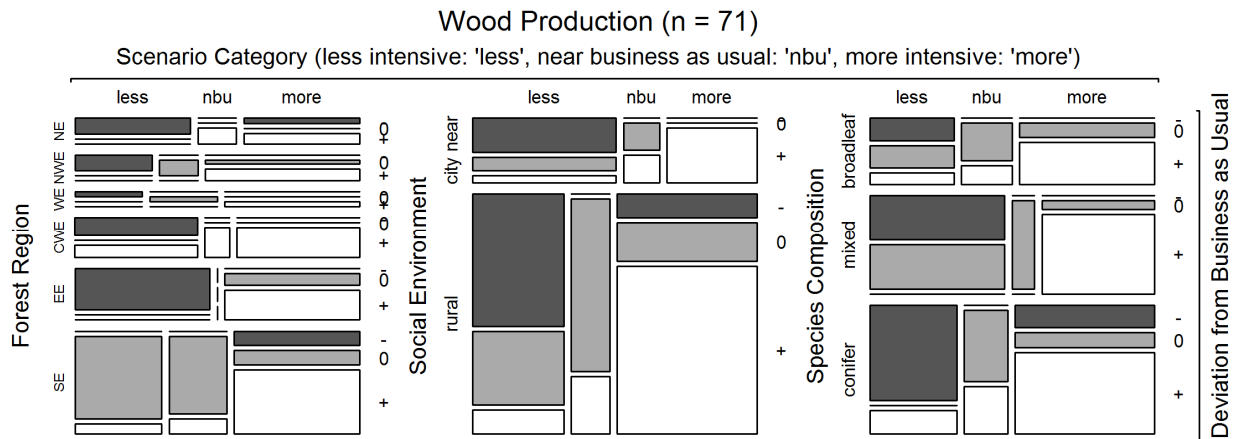


Abbildung 3: Sensitivität der Holzproduktion (wood production) auf Bewirtschaftungsintensität, gegliedert nach Waldregion (forest region), Stadtnähe (social environment) und Artenzusammensetzung (species composition). Die jeweilige Abweichung von business as usual (deviation from business as usual) ist in den Farben Dunkelgrau (- = Abnahme), Grau (0 = keine Veränderung) und Weiß (+ = Zunahme) dargestellt. Die Bewirtschaftungsintensität ist über die Szenariokategorien less intensive („less“), near business as usual („nbu“) und more intensive („more“) definiert. Die Kürzel der Waldregionen sind „SE“—Southern Europe, „EE“—Eastern Europe, „CWE“—Central Western Europe, „WE“—Western Europe, „NWE“—North Western Europe, „NE“—Northern Europe.

Zusammenfassend gilt, dass die Holzproduktion – mit wenigen regionalspezifischen Ausnahmen – deutlich mit der Bewirtschaftungsintensität ansteigt. Weder die Stadtnähe noch die Artenmischung zeigen einen Einfluss auf diesen Zusammenhang.

3.2.2 Sozioökonomische Funktionen

Neben Erholungsleistungen und Tourismus umfasst diese Gruppe auch Landschaftsästhetik und Jagd, wobei die beiden letzteren nur in wenigen Fallstudien untersucht wurden. Sozioökonomische Funktionen wurden nicht in den Nordwesteuropäischen Fallstudien betrachtet, und nur wenige Leistungen dieser Kategorie wurden aus Nordeuropa und Westeuropa berichtet. Im Gegensatz dazu wurden diese Funktionen besonders in Südeuropa und Osteuropa prominent behandelt. Die Ergebnisse sind stark regionalspezifisch (Abbildung 4, links). Weniger intensive Bewirtschaftung führt zu keinen Veränderungen in Südeuropa, während es in Osteuropa in etwa einem Drittel der Fälle zu einem Rückgang der sozioökonomischen Funktionen kommt. Im Westlichen Mitteleuropa (Central Western Europe) kommt es bei verringerter Bewirtschaftungsintensität in mehr als der Hälfte der Simulationen zu einem Rückgang der sozioökonomischen Funktionen. Intensivierte Bewirtschaftung wirkt sich in Südeuropa in drastischer Weise negativ auf die Bereitstellung sozioökonomischer Funktionen aus, während deren Sensitivität in Osteuropa im Vergleich dazu relativ gering ist. Dort zeigen bei intensivierter Bewirtschaftung mehr als die Hälfte der Szenarien keine Veränderung bzw. eine Steigerung gegenüber *business as usual*. Im westlichen Mitteleuropa führte intensivierte Bewirtschaftung häufiger zu einem Anstieg der sozioökonomischen Leistung als verringerte Intensität. Bei den wenigen für West- und Nordeuropa verfügbaren Szenarien führt Intensivierung zu einer Steigerung oder keiner Veränderung der sozioökonomischen Funktionen.

In stadtnahen Umgebungen ist die Häufigkeit von Rückgängen der sozioökonomischen Funktionen bei intensiverer und weniger intensiver Bewirtschaftung in etwa gleich (ca. 40 % der Fälle, s. Abbildung 4, Mitte). Jedoch gibt es – im Gegensatz zur weniger intensiven Bewirtschaftung – auch eine beträchtliche Anzahl von Fällen, in denen die Bereitstellung sozioökonomischer Leistungen mit der Intensivierung der Bewirtschaftung zunimmt. Die Umkehrung dieser Trends beobachten wir in ländlichen Umgebungen. Hier führt weniger intensive Bewirtschaftung in den meisten Fällen zu unveränderter oder gesteigerter Bereitstellung von sozioökonomischen Funktionen. Bei gesteigerter Bewirtschaftungsintensität treten weitaus häufiger, in nahezu der Hälfte der Fälle, Rückgänge dieser Funktionen auf.

Nadelholzdominierte Waldlandschaften zeigen in 50 % der Fälle gesteigerte sozioökonomische Funktionen wenn weniger intensive Bewirtschaftung zur Anwendung kommt; ein Rückgang kommt dabei in keinem Fall vor (Abbildung 4, rechts). In laubholzdominierten Regionen führt Extensivierung in den meisten Fällen zu keiner Änderung, wobei daneben sowohl Anstiege als auch Einbußen vorkommen. Der größte Anteil von Fällen, bei denen ein Rückgang der sozioökonomischen Funktionen mit geringerer Bewirtschaftungsintensität einhergeht, ergibt sich bei gemischtem Vorkommen von Laub- und Nadelhölzern. Dies liegt daran, dass attraktive Artkombinationen bei Extensivierung der Bewirtschaftung verloren gehen können. Intensivierte Bewirtschaftung führt bei Nadelholzdominanz häufig zu einem Rückgang der sozioökonomischen Funktionen, aber die Mehrheit der Fälle zeigt keine Veränderung oder Verbesserung. Bei Laubholzdominanz führt erhöhte Intensität in 50 % der Fälle zu Verlusten, während in nur sehr wenigen Fällen eine Verbesserung eintritt. Bei gemischtem Vorkommen von Laub- und Nadelhölzern ergibt eine Intensivierung in der Mehrzahl der Fälle eine Verschlechterung; *near business as usual* Szenarien verhalten sich erwartungsgemäß unabhängig von der Artenkombination indifferent.

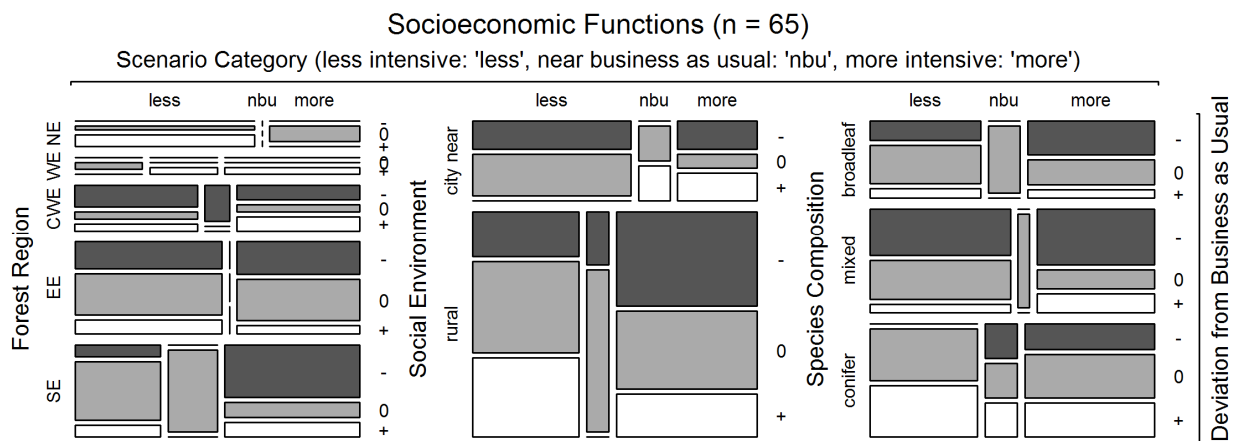


Abbildung 4: Sensitivität der Sozioökonomischen Funktionen (socioeconomic functions) auf Bewirtschaftungsintensität, gegliedert nach Waldregion (forest region), Stadtnähe (social environment) und Artenzusammensetzung (species composition). Die jeweilige Abweichung von business as usual (deviation from business as usual) ist in den Farben Dunkelgrau (- = Abnahme), Grau (0 = keine Veränderung) und Weiß (+ = Zunahme) dargestellt. Die Bewirtschaftungsintensität ist über die Szenariokategorien less intensive („less“), near business as usual („nbu“) und more intensive („more“) definiert. Die Kürzel der Waldregionen sind: „SE“—Southern Europe, „EE“—Eastern Europe, „CWE“—Central Western Europe, „WE“—Western Europe, „NWE“—North Western Europe, „NE“—Northern Europe.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Bereitstellung sozioökonomischer Funktionen im Allgemeinen mit intensiverer Bewirtschaftung zurückgeht. Es gibt jedoch starke regionalspezifische Unterschiede, die in der regionalen Forstgeschichte, gesellschaftlichen Wahrnehmungen und Vorlieben begründet sind. Die Stadtnähe scheint sich auszuwirken, da eine geringere Bewirtschaftungsintensität in stadtnahen Fallstudiengebieten in keinem Fall die Bereitstellung sozioökonomischer Funktionen verbessert, während dies in ländlichen Gebieten häufig vorkommt. In Landschaften, in denen Nadel- und Laubhölzer gleichermaßen vorkommen, sowie in laubholzdominierten Gebieten, scheint *business as usual* im Hinblick auf diese Funktionen ein günstiger Mittelweg zu sein.

3.2.3 Biodiversität

Für die Ökosystemleistungen, die zur Gruppe der Biodiversität gehören, scheint es auf Ebene der europäischen Waldregionen zwei gegenläufige Trends zu geben (Abbildung 5, links). Erster ist eine deutliche Tendenz zu Einbußen der Biodiversität bei intensiverer Bewirtschaftung, der sich in Südeuropa, Osteuropa und Nordeuropa zeigt. Im westlichen Mitteleuropa (*Central Western Europe*) und Nordwesteuropa herrschen Verluste an Biodiversität bei weniger intensiver Bewirtschaftung vor, während bei Intensivierung die Biodiversität in der Mehrzahl der Fälle entweder unverändert bleibt oder sogar zunimmt. Lediglich die für Westeuropa erhaltenen Ergebnisse folgen keinem der beiden Trends.

In den untersuchten ländlichen Regionen beobachten wir einen sehr starken Trend: Mit weniger intensiver Bewirtschaftung nimmt die Biodiversität nur in wenigen Fällen ab, während unveränderte und zunehmende Biodiversität das Bild dominieren (Abbildung 5, Mitte). Intensivere Bewirtschaftung senkt die Biodiversität in etwa 60 % der Fälle, daneben treten jedoch nicht nur gleichbleibende Verhältnisse,

sondern auch Anstiege auf. Die stadtnahen Waldlandschaften zeigen keine derart deutlichen Trends, wobei geringfügig mehr Rückgänge der Biodiversität mit weniger intensiver Bewirtschaftung beobachtet wurden, während weder bei *near business as usual* noch bei Intensivierung Fälle mit gesteigerter Biodiversität vorkommen.

Im Hinblick auf die Artzusammensetzung im Zusammenspiel mit der Bewirtschaftungsintensität gibt es keine nennenswerten Unterschiede (Abbildung 5, rechts). Über alle drei betrachteten Gruppen der Artzusammensetzung sind Rückgänge der Biodiversität häufiger, wenn die Bewirtschaftung intensiviert wird, während weniger intensive Bewirtschaftung häufiger zu Zunahmen der Biodiversität führt.

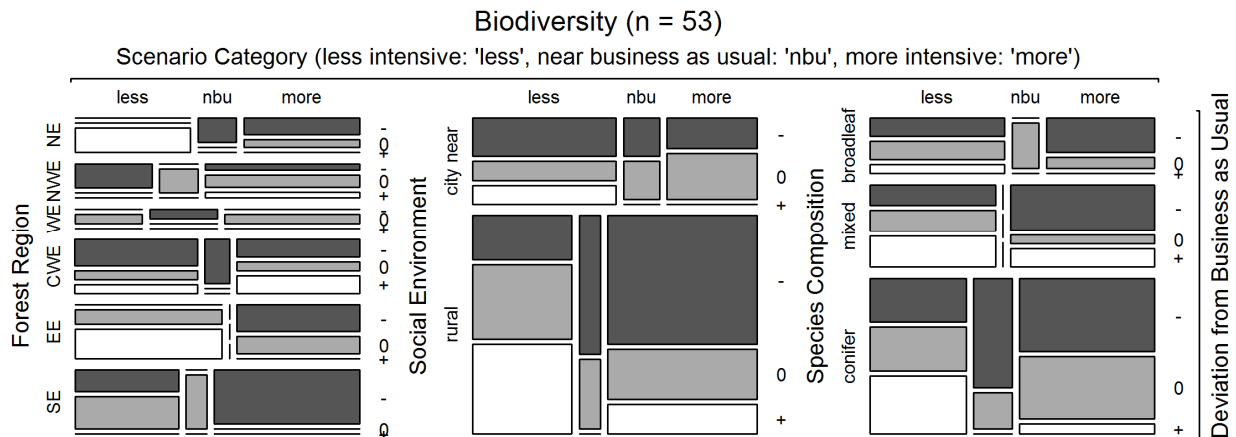


Abbildung 5: Sensitivität der Biodiversität auf Bewirtschaftungsintensität, gegliedert nach Waldregion (forest region), Stadtnähe (social environment) und Artenzusammensetzung (species composition). Die jeweilige Abweichung von business as usual (deviation from business as usual) ist in den Farben Dunkelgrau (- = Abnahme), Grau (0 = keine Veränderung) und Weiß (+ = Zunahme) dargestellt. Die Bewirtschaftungsintensität ist über die Szenariokategorien less intensive („less“), near business as usual („nbu“) und more intensive („more“) definiert. Die Kürzel der Waldregionen sind: „SE“—Southern Europe, „EE“—Eastern Europe, „CWE“—Central Western Europe, „WE“—Western Europe, „NWE“—North Western Europe, „NE“—Northern Europe.

Zusammenfassend kann gezeigt werden, dass die regional gegenläufigen Trends der Biodiversität im Hinblick auf Bewirtschaftungsintensität sich nicht bei Unterscheidung der Stadtnähe und Artenkombinationen äußern. In den beiden letzteren Fällen führt eine intensivierte Bewirtschaftung am häufigsten zu Rückgängen der Biodiversität, während eine Extensivierung häufig mit einer gesteigerten Biodiversität einhergeht. Dieser Trend ist am deutlichsten in ländlichen Umgebungen und in nadel- und laubholzdominierten Landschaften.

3.2.4 Verallgemeinerung

Die zuvor gezeigten und weitere von BIBER et al. (2015) durchgeführten Analysen erlauben eine generalisierte qualitative Reihung der Ökosystemleistungs-Kategorien im Hinblick auf ihre Sensitivität auf die Intensität der Bewirtschaftung (Tabelle 4). Holzproduktion, Waldressourcen und Biodiversität reagieren im Allgemeinen stark auf unterschiedliche Behandlungsintensitäten. Während die Holzproduktion ansteigt und die Waldressourcen abnehmen wenn die Intensität der Bewirtschaftung gesteigert wird, kann die Biodiversität sowohl mit Zunahmen als auch mit Abnahmen reagieren, je nach regionaler Forstgeschichte und gesellschaftlich-kulturellem Umfeld.

Lediglich in geringem Ausmaß sprechen die Schutzfunktionen und die sozioökonomischen Funktionen auf die Bewirtschaftungsintensität an, während die Nicht-Holzproduktion keinen erkennbaren Trend zeigt.

Tabelle 4: Sensitivität von Ökosystemleistungskategorien auf Bewirtschaftungsintensität im Überblick. Die Vorzeichen + und – zeigen an, ob eine Korrelation mit der Bewirtschaftungsintensität positiv oder negativ ist.

Ökosystemleistungs-Kategorie	Sensitivität auf Bewirtschaftungsintensität	
Holzproduktion (<i>wood production</i>)	stark	+
Waldressourcen (<i>forest resources</i>)	stark	–
Biodiversität (<i>biodiversity</i>)	stark	+ und – möglich
Schutzfunktionen (<i>protective functions</i>)	schwach	–
Sozioökonomische Funktionen (<i>socioeconomic functions</i>)	schwach	–
Nicht-Holzproduktion (<i>non-wood production</i>)	nicht vorhanden	

3.2.5 Tradeoffs, Synergien

Aufbauend auf den Sensitivitäten der Ökosystemleistungen im Hinblick auf die Bewirtschaftungsintensität (zusammengefasst in Tabelle 4), wird eine qualitative Zusammenfassung von Tradeoffs und Synergien möglich (Tabelle 5). Der Begriff „Tradeoff“ wird hier für Situationen verwendet, in denen ein Gewinn auf der Seite einer Ökosystemleistung mit einem Verlust bei einer anderen Leistung einhergeht. Wenn eine erhöhte Bereitstellung einer Ökosystemleistung mit einer erhöhten Bereitstellung einer anderen gekoppelt ist, dann wird der Begriff „Synergie“ verwendet.

Die Holzproduktion steht in einem starken Tradeoff-Verhältnis mit den Waldressourcen. Mit anderen Worten, es ist unwahrscheinlich, dass große Mengen Holz geerntet werden und gleichzeitig der stehende Vorrat sehr hoch ist. Im Hinblick auf Biodiversität und Holzproduktion ist je nach Waldregion sowohl ein deutlicher Tradeoff als auch eine starke Synergie möglich. Mit Ausnahme der Nicht-Holzproduktion, die mit keiner anderen Ökosystemleistung in einem klaren Zusammenhang steht, beobachten wir, dass die Holzproduktion generell einen schwachen bis mäßig starken Tradeoff mit anderen Ökosystemleistungen zeigt, wenn die Bewirtschaftungsintensität sich ändert. Abgesehen von der Holzproduktion weisen die meisten anderen Ökosystemleistungen eine schwache Synergie miteinander auf.

Tabelle 5: Tradeoffs (oberes, hellgrau schattiertes Dreieck) und Synergien (unteres, dunkelgrau schattiertes Dreieck) zwischen den untersuchten Kategorien von Ökosystemleistungen.

	Holzproduktion	Waldressourcen	Sozioökonomische Funktionen	Biodiversität	Schutzfunktionen	Nicht-Holzproduktion
Holzproduktion		stark	schwach	stark (regional-spezifisch)	schwach	
Waldressourcen				stark (regional-spezifisch)		
Sozioökonomische Funktionen		schwach		schwach (regional-spezifisch)		
Biodiversität	stark (regional-spezifisch)	stark (regional-spezifisch)	schwach (regional-spezifisch)		schwach (regional-spezifisch)	
Schutzfunktionen		schwach	schwach	schwach (regional-spezifisch)		
Nicht-Holzproduktion						

4 Diskussion

Aufbauend auf 20 europaweit verteilten Fallstudien kommt die vorliegende Studie zu Aussagen über die relative Bedeutung verschiedener Kategorien von Ökosystemleistungen und deren Sensitivität auf die Intensität der Waldbewirtschaftung. Letzteres wurde im Kontext der Kovariablen Waldregion, Stadtnähe und Artenzusammensetzung untersucht. Wenngleich diese Kovariablen teilweise korrelieren und deswegen Vorsicht bei der Interpretation geboten ist, erscheinen Schlussfolgerungen betreffend Steuerungsmöglichkeiten, Tradeoffs und Synergien im Hinblick auf Waldökosystemleistungen möglich und zulässig.

Erwartungsgemäß zeigen die Ökosystemleistungen der Gruppen Holzproduktion (positive Korrelation) und Waldressourcen (negative Korrelation) und Biodiversität deutliche Zusammenhänge mit der Be-

wirtschaftungsintensität. Überraschend ist jedoch, dass die Korrelation der Biodiversität mit der Intensität der Bewirtschaftung sowohl negativ als auch positiv korreliert sein kann. Letzterer Befund wird von einer aktuellen Metaanalyse (VERSCHUYL et al. 2011) gestützt, während ersterer im Widerspruch dazu steht. Wir interpretieren dies so, dass eine negative Korrelation der Bewirtschaftungsintensität mit der Biodiversität in Regionen vorherrscht, wo eine Entwicklung von einer extensiven hin zu einer intensiven Forstwirtschaft stattfindet. Im Gegensatz dazu ist eine positive Korrelation mit Regionen verbunden, wo eine Entwicklung von einer auf gleichaltrigen, zumeist künstlich begründeten Reinbeständen beruhenden Forstwirtschaft hin zu einer naturnäheren Bewirtschaftung besteht. Die meisten anderen Kategorien von Ökosystemleistungen weisen nur schwache negative Korrelationen mit der Bewirtschaftungsintensität auf. Es konnten auch Tradeoffs und Synergien in der Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen gezeigt werden. Auffällig ist auch hier, dass die Biodiversität als Folge des oben dargestellten Befundes je nach Region im Tradeoff oder in Synergie mit anderen Ökosystemleistungen, speziell der Holzproduktion sein kann.

Ein Punkt, der in der vorliegenden Studie nicht in Gänze abgedeckt werden konnte, ist das Risiko von Kalamitäten, speziell in überdichten Nadelholzbeständen. Solche Bestände können in manchen Regionen als Ergebnis einer eher extensiven Bewirtschaftung vorhanden sein und sind oft mit einer erhöhten Anfälligkeit auf Sturm- oder Schneeschäden und darauf folgenden Insektenkalamitäten belastet. Während solche Kalamitäten aus der Sicht von Waldeigentümern, die an einer stetigen Holzproduktion interessiert sind, selbstverständlich unerwünschte Einwirkungen darstellen, ist deren Auswirkung auf die Bereitstellung anderer Ökosystemleistungen alles andere als trivial.

Klimaänderungen und deren mögliche Auswirkungen wurden bewusst nicht in diese Studie einbezogen. Die überwiegende Mehrheit der verwendeten Modelle ist empirisch und bildet somit die Dynamik des Waldwachstums am besten unter den gegenwärtigen Bedingungen ab. Anstatt die Studie mit der zusätzlichen Unsicherheit von Klimaszenarien zu belasten (vgl. KRAMER & MOHREN 2001), wurden Simulationszeiträume gewählt, die kurz genug erschienen (größtenteils 30 Jahre), um substanzielle Einflüsse von Klimaänderungen ausschließen zu können. Europaweite Waldwachstums- und Waldbewirtschaftungsszenarien, die den Klimawandel berücksichtigen, verwenden gewöhnlich deutlich längere Zeiträume (HANEWINKEL et al. 2013, SCHRÖTER et al. 2005). Wie eine aktuelle empirische Studie zeigt (PRETZSCH et al. 2014), hat der bereits zurückliegende Klimawandel (zusammen mit Düngeeffekten von erhöhten Stickstoffimmissionen und erhöhtem CO₂-Angebot), das Waldwachstum in Mitteleuropa beschleunigt. Bemerkenswert erscheint, dass diese Studie andeutet, dass die typischen Waldstrukturen dennoch erhalten bleiben, sie werden lediglich schneller durchlaufen. Da die meisten hier untersuchten Ökosystemleistungen mit strukturellen Waldeigenschaften verbunden sind, kann dies als Argument für die Stabilität der vorgestellten Ergebnisse interpretiert werden. Nach bestem Wissen ist die hier berichtete Studie von BIBER et al. 2015 bisher die einzige ihrer Art, die ein derart breites Spektrum von Ökosystemleistungen auf europäischer Ebene abdeckt. Die Ergebnisse sind nicht unplausibel im Kontext anderer Großraumstudien, die sich auf ein engeres Feld von Ökosystemleistungen, häufig C-Budgets und Holzversorgung, konzentrieren (MOHREN 2003).

Neben der relativ großen Bandbreite von untersuchten Ökosystemleistungen ist methodische Heterogenität ein Kennzeichen der vorliegenden Studie. Die Waldwachstumsmodelle und DSS, die in den verschiedenen Ländern und Fallstudien zur Anwendung kamen und die Walddaten, mit denen der Initialzustand der einzelnen Szenarien beschrieben wurde, unterscheiden sich konzeptionell in erheblicher Weise. Gleichmaßen trifft dies auf die Indikatoren zu, die als Maße für die Bereitstellung einer bestimmten Ökosystemleistung verwendet wurden. Einerseits kann dies im Hinblick auf die Vergleichbarkeit der Ergebnisse problematisch erscheinen. Andererseits stellt dieses Vorgehen sicher, dass für jede Fallstudie das jeweils bestgeeignete Modell und die am besten geeigneten Indikatoren verwendet wurden, die genau zum regional verfügbaren Informationsangebot und zur regional vorhandenen Nachfrage an Information passen (vgl. PRETZSCH et al. 2008, Pretzsch 2002). Da jedes verwendete Modell auf die jeweils wichtigen Baumarten der jeweiligen Region zugeschnitten ist, dürfte eine deutlich genauere und relevantere Sammlung von Waldentwicklungsszenarien auf europäischer Ebene derzeit nur schwer zu erstellen sein. Die vorliegende Studie sollte jedoch nicht in Konkurrenz zu Großraumstudien gesehen werden, die nur ein einziges Modell verwenden (KARJALAINEN et al. 2003, NABUURS et al. 2001), sondern vielmehr als eine Bottom-up-Ergänzung des sonst üblichen Top-down-Ansatzes.

Es muss nochmals erwähnt werden, dass die der Studie zugrunde liegenden Behandlungsszenarien ursprünglich nicht definiert wurden, um die Bewirtschaftungssensitivität von Ökosystemleistungen zu untersuchen. Sie wurden vielmehr aus fallstudienspezifischen gesellschaftlichen und politischen Rahmenszenarien entwickelt, von denen angenommen wurde, dass sie Einfluss auf das Verhalten der Waldeigentümer haben (INTEGRAL PROJECT CONSORTIUM 2014a). Als solche resultieren die Behandlungsszenarien aus einer bisher recht neuartigen Zusammenarbeit von Sozialwissenschaftlern und Waldwachstumsmodellierern. Ihre Definition, basierend auf regionalen Stakeholder-Workshops und auf der Expertise lokal erfahrener Sozial- und Naturwissenschaftler, stellte sicher, dass die Szenarien innerhalb eines plausiblen und deshalb relevanten Rahmens blieben. Trotz dieser komplexen Entwicklung stellte sich die Gruppierung der Szenarien nach der Intensität der Waldbewirtschaftung als ausgesprochen unkompliziert dar. Sie wird nachträglich unterstützt durch das durchwegs plausible Verhalten der Holzproduktion im Zusammenhang mit der Bewirtschaftungsintensität.

Darüber hinaus ist die Feststellung wichtig, dass die Fallstudiengebiete nicht auf Repräsentivität im Sinne einer Waldinventur abzielen. Stattdessen war Relevanz für das jeweilige Land das vorrangige Auswahlkriterium. Daher repräsentieren die Fallstudiengebiete Situationen, in denen typische und relevante Probleme zur Lösung anstehen. Dies korrespondiert mit der Auswahl der Modelle und Daten in der oben dargestellten Weise. So gesehen könnte die markanteste Schwäche der vorliegenden Studie – Heterogenität im Hinblick auf Methoden und Daten – gleichzeitig ihre bedeutendste Stärke sein.

5 Literatur

- BARREIRO S, GARCIA-GONZALO J, BORGES JG, TOMÉ M, MARQUES S (2013). SADfLOR Tutorial. A Web-based Forest and Natural Resources Decision Support System (Work in progress), FORCHANGE, ISA, Lisboa, 39 p.
- BIBER, P., BORGES J. G., MOSHAMMER, R., BARREIRO, S., BOTEQUIM, B, BRODRECHTOVÁ, Y., BRUKAS, V., CHIRICI, G., CORDERO-DEBETS, R., CORRIGAN, E., ERIKSSON, L. O., FAVERO, M, GALEV, E., GARCIA-GONZALO, J., HENGVELD, G., KAVALIAUSKAS, M, MARCHETTI, M., MARQUES, S., MOZGERIS, G., NAVRÁTIL, R., NIEUWENHUIS, M., ORAZIO, C., PALIGOROV, I., PETTENELLA, D., SEDMÁK, R., SMRECEK, R., STANISLOVAITIS, A., TOMÉ, M., TRUBINS, R., TUCEK, J., VIZZARRI, M., WALLIN, I., PRETZSCH, H., SALLNÄS, O. (2015): How Sensitive Are Ecosystem Services in European Forest Landscapes to Silvicultural Treatment? *Forests* 2015, 6(5), 1666-1695.
- BORGES, J.G.; NORDSTRÖM, E.M.; GARCIA-GONZALO, J.; HUJALA, T.; TRASOBARES, A. (2014): *Computer-Based Tools for Supporting Forest Management. The Experience and the Expertise World-Wide*; Department of Forest Resource Management, Swedish University of Agricultural Sciences: Umeå, Sweden, 2014; p. 503.
- DUFOUR-KOWALSKI S, COURBAUD B, DREYFUS P, MEREDIEU C, DE COLIGNY F (2012): Capsis: an open software framework and community for forest growth modelling. *Annals of Forest Science* 69:221–233.
- FABRIKA M, ĎURSKÝ J (2005): Algorithms and software solution of thinning models for SIBYLA growth simulator. *Journal of Forest Science*, 51 (10):431-445.
- von GADOW, K.; PUKKALA, T.; TOMÉ, M. (2000): *Sustainable Forest Management (Managing Forest Ecosystems)*; Springer: Amsterdam, The Netherlands, 2000; pp. 386.
- GARCIA-GONZALO J, BORGES JG, PALMA J, ZUZIBARRETA-GERENDIAIN A (2014): A decision support system for management planning of Eucalyptus plantations facing climate change. *Annals of Forest Science* 71 (2), 187-199.
- GLÜCK, P. (1995): Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management in Europe. In *Proceedings of the XX IUFRO World Congress. Working Group S6, Tampere, Finland, 6–12 August 1995*; p. 5.
- HANEWINKEL, M.; CULLMANN, D.A.; SCHELHAAS, M.J.; NABUURS, G.J.; ZIMMERMANN, N.E. (2013): Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nat. Clim. Change* 2013, 3, 203–207.
- HARTIGAN, J.; KLEINER, B. (1981): Mosaics for contingency tables. In *Computer Science and Statistics, Proceedings of the 13th Symposium on the Interface, Pittsburgh, PA, USA, 12–13 March 1981*; pp. 268–273.
- INTEGRAL Project Consortium. 2014a, Future-Oriented Integrated Management of European Forest Landscapes. Available online: <http://www.integral-project.eu> (accessed on 12 December 2014).
- INTEGRAL Project Consortium. 2014b, INTEGRAL 2nd Policy Brief: Future Scenarios of Forest Management in Europe. Available online: <http://www.integral-project.eu> (accessed on 12 December 2014).
- INTEGRAL Project Consortium. 2014c, INTEGRAL ForestWiki. Available online: <https://forestwiki.jrc.ec.europa.eu/integral/index.php/Category:Country> (accessed on 12 December 2014).

- KARJALAINEN, T.; PUSSINEN, A.; LISKI, J.; NABUURS, G.J.; EGGERS, T.; LAPVETELÄINEN, T.; KAIPAINEN, T. (2003): Scenario analysis of the impacts of forest management and climate change on the European forest sector carbon budget. *For. Policy Econ.* 2003, 5, 141–155.
- KRAMER, K.; MOHREN, G.M.J. (2001): *Long-Term Effects of Climate Change on Carbon Budgets of Forests in Europe*; Alterra-Report 194; Alterra: Wageningen, Netherland, 2001.
- KULIESIS A, PETRAUSKAS E (2000): Lietuvos miško naudojimo XXI amžiuje prognozė. (Lithuanian forest resources in the XXI century). Kaunas, 146 p.
- LE MOGUÉDEC G, DHÔTE J-F (2012): Fagacées: a tree-centered growth and yield model for sessile oak (*Quercus petraea* L.) and common beech (*Fagus sylvatica* L.) *Annals of Forest Science*, 69(2): 257-269.
- LEMOINE B (1991): Growth and yield of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait): the average dominant tree of the stand. *Annales des Sciences Forestières*, 48, 593-611.
- MARACCHI, G.; SIROTENKO, O.; BINDI, M. (2005): Impacts of present and future climate variability on agriculture and forestry in the temperate regions: Europe. *Clim. Chang.* 2005, 70, 117–135.
- MCPFE (1993): Resolution H1: General guidelines for the sustainable management of forests in Europe. In Proceedings of the 2nd Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Helsinki, Finland, 16–17 June 1993; p. 5.
- MEYER, D.; ZEILEIS, A.; HORNIK, K. (2006): The Strucplot Framework: Visualizing Multi-Way Contingency Tables with vcd. *J. Stat. Softw.* 2006, 17, 1–48.
- MOHREN, G.M.J. (2003): Large-scale scenario analysis in forest ecology and forest management. *For. Policy Econ.* 2003, 5, 103–110.
- NABUURS, G.J.; PÄIVINEN, R.; SCHANZ, H. (2001): Sustainable management regimes for Europe's forests—A projection with EFISCEN until 2050. *For. Policy Econ.* 2001, 3, 155–173.
- PRETZSCH, H.; BIBER, P.; SCHÜTZE, G.; UHL, E.; RÖTZER, T. (2014): Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature Communi.* 2014, doi:10.1039/ncomms5967.
- PRETZSCH H (2010): *Forest Dynamics, Growth and Yield*. Springer Verlag, Berlin, 664 p.
- PRETZSCH, H.; GROTE, R.; REINEKING, B.; RÖTZER, T.; SEIFERT, S. (2008): Models for forest ecosystem management: A European perspective. *Ann. Bot.* 2008, 101, 1065–1087.
- PRETZSCH, H. (2002): Application and evaluation of the growth simulator SILVA 2.2 for forest stands, forest estates and large regions. *Forstwiss. Cent.* 2002, 121, 28–51.
- PRETZSCH H, BIBER P, DURSKEY, J (2002): The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Abstract For. Ecol. Manage.* 162: 3-21.
- REMSOFT (2014): Forestry. Online at <http://www.remsoft.com/forestry.php>. Last visited 12 December 2014.
- SALLNÄS O (1990): A matrix growth model of the Swedish forest. *Studia Forestalia Suecica*, No.183.
- SCHALL, P.; AMMER, C. (2013): Quantifying forest stand management intensity in Central European forests. *Eur. J. For. Res.* 2013, 132, 397–397.
- SCHELHAAS MJ, EGGERS J, LINDNER M, NABUURS GJ, PUSSINEN A, PÄIVINEN R, SCHUCK A, VERKERK PJ, VAN DER WERF DC, ZUDIN S (2007): Model documentation for the European Forest Information Scenario model (EFISCEN 3.1.3). Alterra rapport 1559. EFI Technical Report 26.
- SCHRÖTER, D.; CRAMER, W.; LEEMANS, I.; PRENTICE, C.; ARAÚJO, M.B.; ARNELL, N.W.; BONDEAU, A.; BUGMANN, H.; CARTER, T.R.; GRACIA, C.A.; *et al.* (2005): Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. *Science* 2005, 310, 1333–1337.
- SCHUMACHER S, BUGMANN H, MLADENOFF DJ (2004): Improving the formulation of tree growth and succession in a spatially explicit landscape model. *Ecological Modelling* 180:175-194.
- VERSCHUYL, J.; RIFFELL, S.; MILLER, D.; BENTLY WIGLEY, T. (2011): Biodiversity response to intensive biomass production from forest thinning in North American forests—A meta-analysis. *For. Ecol. Manag.* 2011, 261, 221–232.
- WIKSTRÖM P, EDENIUS L, ELFVING B, ERIKSSON LO, LÄMÅS T, SONESSON J, ÖHMAN K, WALLERMAN J, WALLER C, KLINTEBÄCK F (2011): The Heureka forestry decision support system: An overview. *Mathematical and Computational Forestry & Natural-Resource Sciences*. 3(2): 87-94.

Impact of premature cutting on site productivity example of pine stands

Jiří Novák, David Dušek, Marian Slodičák
FGMRI, Research Station, Opocno, Czech Republic

1 Introduction

During the thinning, part of tree inventory is removed. Outside of traditional reasons for thinning, i.e. remove of trees with low-quality to the benefit of trees with high quality, only little is known about the ecological consequences of thinning. Effect of stand environment change, i.e. ecological principles of thinning formulated by CHROUST (1997), consists in the change of growing conditions in a forest stand after thinning. Removing a part of individuals from a stand by thinning results in decreased competition in crown layer and rhizosphere and due to decreased interception, more precipitation penetrates into the forest soil. Higher insolation together with higher moisture supply improve conditions for primary production, accelerate the nutrient cycling, positively influences of forest soil and results in better function of all forest ecosystem (e.g. VESTERDAL et al. 1995, BLANCO et al. 2006, NILSEN, STRAND 2008, SLODICAK et al. 2011).

Remove of tree biomass by thinning was not unique historically. Stems with bark (sometimes including stumps) were removed in last centuries. Today, other biomass (branches with needles) is also removed because of their attractiveness in the market. On the other hand, stumps are not removed usually today. It is obvious, that continual removal of biomass influences forest site productivity. Thinning means lower amount of litter-fall producers and also quicker decomposition processes due to higher moisture and temperature of humus layers under thinned stands.

Above mentioned effects of thinning are continually studied in forest stands by Forestry and Game Management Research Institute, Research station at Opocno. In the frame of the Czech Republic, long-term experimental series were established for main tree species (e.g. NOVAK, SLODICAK 2004, 2008, NOVAK et al. 2014). Presented contribution based on part of these long-term data is oriented on an example of impact of premature cutting on site productivity in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands. Special attention was paid to quantification of thinning effects on individual parts of biomass/nutrients cycle.

2 Methods

We used long-term experiments in two stages of pine stands - mature (1-4) and young (5). Stands are located in lowlands and represented the main sites with managed pine forests (Fig. 1, Tab. 1). In the frame of biomass/nutrients cycle we investigated litter-fall and forest-floor. For evaluation of thinning effect on litter-fall we used long-term experimental series Tyniste, which was established in 1991 in 6-year-old Scots pine stand. The mean temperature during the study period was 8.3°C and annual sum of precipitation was 632 mm (according to data measured directly in experimental stands). The mean temperature during the growing season (April - September) averaged 14.7 °C and total precipitation was 383 mm. In the artificially regenerated stand with original density ca 10,000 trees.ha⁻¹, two comparative plots (C – control, T – thinned) with area 0.09 ha each were stabilized.

Experimental thinning started when the stand reached the age of 7 years (1992). The first period of the study started with heavy thinning on comparative plot T. The treatment was done by combined selection, when ca 25% of trees was removed by harvesting each fourth row and next ca 25% was removed by negative selection from below. The second (high) thinning consisted removing 16% of trees and 17% of basal area by positive selection from above at the age of 16 years (see SLODICAK et al. 2011 for more explanation).

Tab. 1: Site characteristics of thinning experiments in the Scots pine stands.

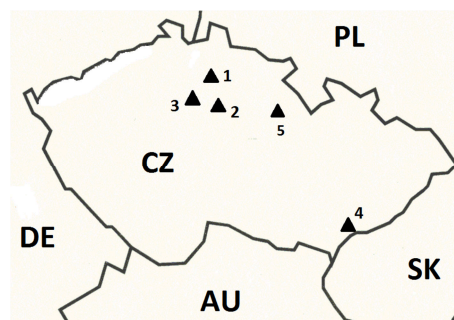


Fig. 1: Location of thinning experiments in the Scots pine stands.

Locality	Year (age) of 1 st thinning	Elevation (m)	Forest type according to VIEWEGH et al. 2003
Boleslav (1)	1962 (26)	280	(<i>Querceto</i>)- <i>Pinetum oligotrophicum</i>
Kersko (2)	1962 (34)	185	(<i>Carpineto</i>)- <i>Quercetum mesotrophicum</i>
Melník (3)	1962 (45)	192	<i>Pineto-Quercetum oligotrophicum (arenosum)</i>
Straznice (4)	1962 (33)	207	<i>Pineto-Quercetum oligotrophicum (arenosum)</i>
Tyníste (5)	1992 (7)	260	<i>Pineto-Quercetum oligotrophicum (arenosum)</i>

Litter-fall investigation started when 0.25 m² collectors were installed within the treatments (5 collectors per treatment). Annual litter-fall dry mass and nitrogen content data were used from the period 1993 – 2013. Relationship between litter-fall amount, development of the stand (number of trees, basal area) and climatic characteristics (precipitation and air temperatures) were also investigated (see NOVÁK et al. 2015 for more explanation).

For evaluation of thinning effect on forest floor we used the data from four experimental series established in 1962 in 26- to 45-year-old pine stands (Tab. 1). According to data from the Czech Hydrometeorological Institute, during the period 1961–2000, mean annual precipitation ranged about 500 mm and mean annual temperature was from 8.6 to 9.0 °C for all investigated sites. The stands were planted with initial densities of 6,000–10,000 trees per hectare and intensive soil preparation (stump extraction and ploughing) was used before planting.

All series consist of comparative plots (with an area 0.25 ha) with and without thinning. Unthinned plots are marked as “Control”. Positive selection from above was realized in the thinned plots – marked as “Thinned”. First thinning started in 1962 and the experimental stands were measured for diameter at breast height and height regularly at 5-year periods.

In autumn 2008, forest-floor humus horizons (L, F and H) were sampled quantitatively and qualitatively on identical comparative plots. We used steel frames (25 × 25 cm) to define sampling area at six replications in each plot (C - Control and T - Thinned). All samples were dried, first in open air, then in a laboratory oven at 80 °C, and subsequently weighed (dry mass). Additionally, we measured the concentration of oxidizable carbon (C_{ox}) and nitrogen content from composite samples (see NOVÁK et al. 2011 for more explanation).

Results from all series was partly published (NOVÁK et al. 2011, 2015). Presented paper bring the overview about main results from these studies.

3 Results

3.1 Litter-fall in young pine stands

Lower amounts of litter-fall were attributable to thinning compared to control (Fig. 2). Maximum difference was observed in 1995 and 1996 (age of 10 and 11 years). Dry mass from thinned plot amounted 66 – 67% of the control litter-fall. Later the difference diminished and became nearly equal in 2001. In this year, the stand was thinned again; litter-fall then equaled again in 2008 (age of 23 years).

Both treatments showed continual reduction of trees number with increasing basal area. As for control treatment, the trees density was reduced via salvage cut. The greatest basal area reduction (7%) was attributable to snow disaster in 2010. As for thinned treatment, the breakage by snow was found negligible in that year so the thinned stand was affected mainly by deliberate thinning in 1992 and 2001.

Dry years increased amounts of litter-fall; this effect was found greater in thinned treatments. This is attributable to greater crowns of remaining pines with greater amounts of foliage. Amount of annual litter-fall can be affected by climate in particular periods; mean tempera-

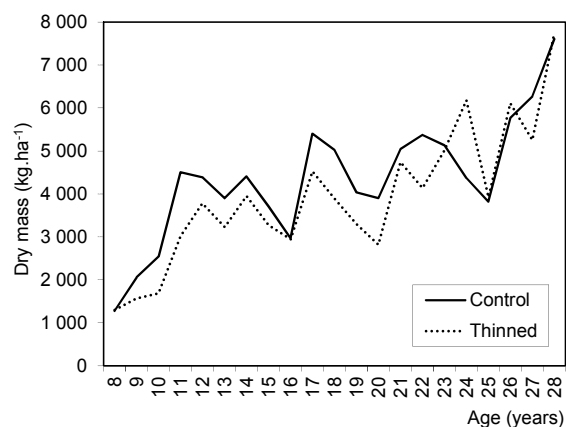


Fig. 2: Annual total litter-fall in young pine stands (control and thinned) of experimental series Tyníste (age of 8–28 years) in the period of 1993–2013.

tures were correlated positively and sums of precipitation were correlated negatively with the amount of annual litter-fall (Fig. 3).

The highest correlation coefficients (0.52–0.55) were found for relationship between annual amount of litter-fall and mean temperature in November. On the other hand, only one case of negative correlation (but value of coefficient was very low) was detected for annual litter-fall and mean temperature in October.

In case of precipitations, mainly negative correlation with litter-fall was found. The highest correlation coefficient (–0.49) was detected for relationship between annual amount of litter-fall and sum of precipitations in April. On the other hand, for three months (February, May, June, October) positive correlation between month sum of precipitations and annual litter-fall was observed.

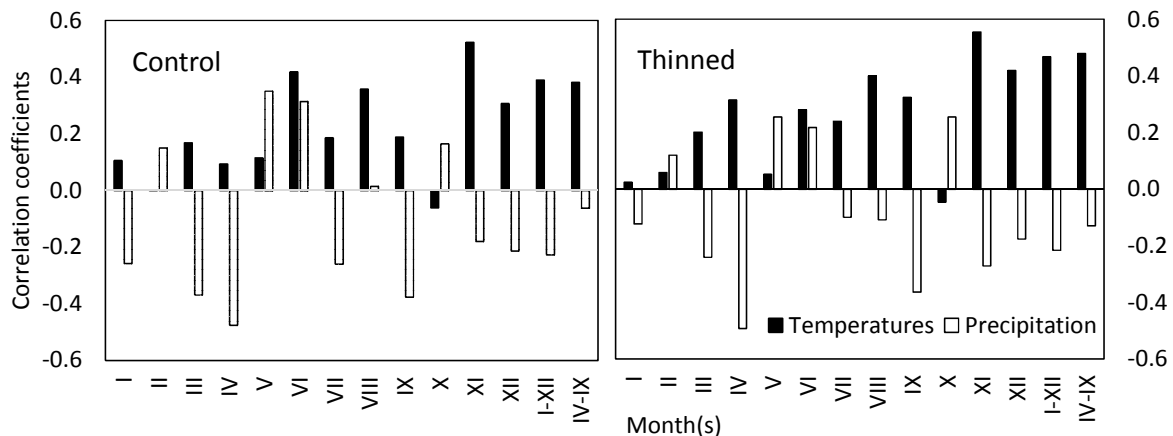


Fig. 3: Correlation coefficients of relationship between annual litter-fall and climate characteristic (mean air temperature and sum of precipitation) for individual months, year and for vegetation season (from April to September) in control (left) and thinned (right) stands of experimental series Tyniste.

3.2 Forest-floor in mature stands

From six to ten tons.ha⁻¹ of dry-mass were stored per hectare in the humus horizon L, i.e. needles, twigs, cones and mosses (Fig. 4). Differences between treatments within each series were significant only in the case of series Kersko, where we found about 28% greater dry-mass in this horizon on the thinned plots compared to control plots, mainly due to higher amount of mosses under thinned plot.

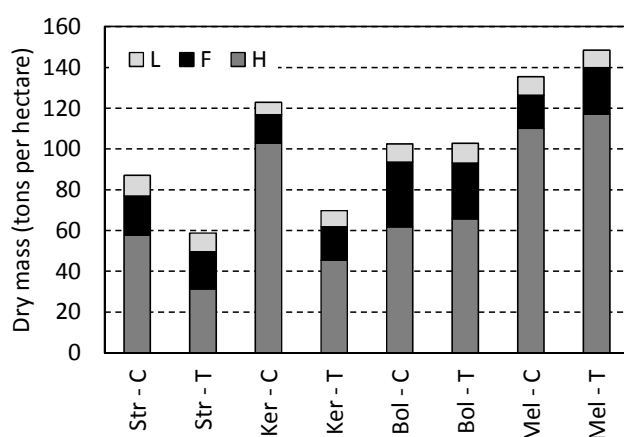


Fig. 4: Amount of dry-mass in the forest-floor horizons L, F and H under unthinned (C) and thinned (T) pine stands on series Straznice (Str), Kersko (Ker), Boleslav (Bol) and Melnik (Mel).

In the F horizon, we found 16–32 tons.ha⁻¹ of dry mass. Differences between control and thinned treatments were insignificant.

The greatest amount of dry mass was found in the H horizon: 31–117 tons.ha⁻¹. When we compared the control to the thinned treatment, we found significantly greater dry mass stored in this horizon under control unthinned stand in two series Straznice (about 86%) and Kersko (about 127%). On the other hand, the amount of dry-mass in horizon H was higher (about 6%) in thinned plots compared to control plots in series Boleslav and Melnik, however the differences were insignificant.

Altogether, horizons L+F+H contained 59–148 tons * ha⁻¹ of dry mass. Differences between treatments were significant only in the case of series Straznice and Kersko, i.e. where the differences were significant in horizon H

as well.

Different values of dry mass in the H horizon resulted in a similar picture of accumulated oxidizable carbon (C_{ox}) (Tab. 2). In this horizon we found from 3.4 (thinned plot in series Straznice) to 28.2 (thinned plot in series Melnik) tons.ha⁻¹ of C_{ox} . A higher amount of C_{ox} in control plots compared to thinned plots was found in the series Straznice, Boleslav and Kersko. On the other hand, horizon H under Thinned plot showed higher amount of C_{ox} in series Melnik.

Tab. 2: Amount (means and standard errors SE) of total nitrogen (N_{tot}) and oxidizable carbon (C_{ox}) in H horizon on control and thinned stands.

Experiment		Straznice		Kersko		Boleslav		Melnik	
plot		Control	Thinned	Control	Thinned	Control	Thinned	Control	Thinned
N_{tot} (kg.ha ⁻¹)	mean	587	257	1347	733	895	713	941	1264
	SE	83.6	38.8	145.2	38.4	17.5	146.9	50.7	175.5
C_{ox} (kg.ha ⁻¹)	mean	8379	3396	24027	12010	19181	17081	22630	28198
	SE	3017.8	508.4	2167.6	2283.8	3116.2	4526.7	3763.9	4005.0

The amount of nitrogen (N_{tot}) in the H horizon displayed similar trends as the carbon results (Tab. 2). Higher amounts of N_{tot} in control plots compared to thinned plots was found in the series Straznice and Kersko. On the other hand, horizon H under Thinned plot showed higher amounts of N_{tot} in series Melnik.

4 Discussion and conclusion

Our results about annual litter-fall in young pine stands (about 4 tons.ha⁻¹) correspond with published values (from 0.5 to 6.5 tons.ha⁻¹) from differently old pine stands (VIRO 1955, ALBREKTSON 1988, HOFFMANN, KRAUSS, 1988, KUOKI, HOKKANEN 1992, FINER 1996, PAUSAS 1997, BERG et al. 1999, AUGUSTO et al., 2002, BLANCO et al. 2006). We found also high inter-annual variability of litter-fall. Therefore, long-term observations of litter-fall are essential for correct description of nutrient cycles. Observed trend of increase in litter-fall together with increase in basal area and decrease in density corresponds with results from *Pinus halepensis* stands (NAVARRO et al. 2013). Also for example MATALA et al. (2008) found positive correlation between litter-fall and tree growth.

We found lower litter-fall in thinned stands compared to unthinned controls several years after thinning. Similarly BLANCO et al. (2008) or NAVARO et al. (2013) detected higher amount of litter-fall in stands with higher density because of high competition between trees. Effect of first thinning on litter-fall (lower amount compared to control) was observed up to 8 years after thinning in our experiment. Similar, but shorter (up to 5 years after thinning) effect was presented by KIM et al. (1996) in *Pinus resinosa* stands and by ROIG et al. (2005) in *Pinus pinaster* stands. But first thinning in our experiment was done early (age of 7 years) compared to mentioned studies (age of ca 30 years).

Positive correlations between litter-fall and air temperature and negative correlations between litter-fall and sum of precipitation were generally observed in our study in accordance with BLANCO et al. (2006) or FINER (1996). Contrary to broadleaves (all leaves are falling every year), litter-fall starts in older needle year-class in pine stands. Therefore, correlation analysis of litter-fall and climate characteristics from previous years is applicable. For example LEHTONEN et al. (2008) found, that current litter-fall in pine stands was influenced by needle production 4-6 years ago.

In case of our forest-floor observation, the combined L+F horizons contain from 20 (Control plot in the Kersko series) to 41 (Control plot in the Boleslav series) tons.ha⁻¹ of dry mass. We can compare these data with 32.5 tons.ha⁻¹ published by KOMLENOVIC (1997) or 25 tons.ha⁻¹ reported by PODRAZSKY (1995), although the pine stands investigated in those studies were only 30 years old.

Generally, our study found an effect of thinning on the amount of dry mass in the H horizon in the case of two series (Straznice and Kersko) which showed long-term differences between control and thinned plot. Opening of the canopy (and consequently a decrease in basal area) resulted in reduction of dry mass in the H horizon at the end of the observation period. This partly corresponds with SARIYILDIZ (2008), who shows that a tree canopy can significantly alter litter decomposition rates of Scots pine. On the other hand WILL et al. (1983) found that tree canopy density had little or no effect on litter decom-

position rate or loss of nutrients. But their study was realized during the four years in the younger stand (14-year-old) of *Pinus radiata* in Australia.

Total amount of dry-mass in the L+F+H horizons achieved from 87 to 135 tons.ha⁻¹ on the control plots. This amount is generally higher compared to published results. Forest-floor biomass per hectare ranged from 18 and 28 tons (KAVVADIAS et al., 2001) in the 25-year-old stand of *Pinus pinaster* and 40-year old *Pinus nigra*, respectively, to 33 and 43 tons (GOWER, SON 1992) in the 28-year-old *Pinus Strobus* and *Pinus resinosa*, respectively. For the Scots pine, forest-floor contains 60 tons.ha⁻¹ in a 33-year-old stand (PODRÁZSKÝ 1995) or 46 and 71 tons.ha⁻¹ in 49- and 63-year-old stands, respectively (MUYS 1995).

Effect of thinning on forest-floor (L+F+H) biomass was significant in the case of two series (Straznice and Kersko), i.e. we found significantly higher amount of dry-mass on unthinned variants. These series showed higher basal area on controls in the long-term. We observed opposite trend (but insignificant) on series Melnik, where thinned stand showed higher basal area for a long period and amount of forest-floor dry-mass was higher compared to control. Third type of result was found on series Boleslav, where the ratio of basal area between control and thinned variants changed approximately in the half of observation period and forest-floor dry-mass achieves practically the same values under both variants.

In the H horizon, where the most significant differences between treatments were found in our study, from 3.4 to 28.2 tons.ha⁻¹ of Cox was stored. Comparison with the published studies is rather complicated because different methods of carbon analysis (C_{ox} or C_{tot}) were used. Furthermore, some of the results represent all horizons, i.e. complete forest-floor (KAVVADIAS et al. 2001). Although carbon content of forest-floor is relatively variable under pine stands (TOLUNAY 2009), we found a higher amount of Cox in control plots compared to thinned plots in the series Straznice (significant at the level p<0.01), Boleslav and Kersko. On the other hand, horizon H under thinned plot showed higher amount of Cox in series Melnik. It corresponds with the results from dry-mass investigation in our study. Lower input of carbon in thinned stands compared to controls was found by KIM et al. (2009) in 40-year-old stands of *Pinus densiflora*. On the other hand, total amount of soil carbon was not influenced by thinning in older (60-year-old) stands of *Pinus Pinaster* (RUIZ-PEINADO et al. 2013).

Amount of nitrogen in the H horizon showed relatively high differences between variants and series - from the 257 kg.ha⁻¹ (thinned variant on series Straznice) to 1,347 kg.ha⁻¹ (control variant on series Kersko). Comparable amounts (900–1,700 kg.ha⁻¹) were found in another study (HEINSDORF 1997) but that was for the complete forest floor. For the horizons F+H, KAVVADIAS et al. (2001) reported about 573–633 kg.ha⁻¹ under 25-year-old *Pinus pinaster* stand and about 392–746 kg.ha⁻¹ under 40-year-old *Pinus nigra* stand.

We found significantly (for series Straznice and Kersko) lower amount of nitrogen and carbon in horizon H under thinned stands compared to unthinned stands. In contrary, PIENE and VAN CLEVE (1978), observed (in 70-year-old stand of *Picea glauca*) higher percent weight loss of elements (for magnesium significant) from organic matter in the heavy thinned plot, than in the control, but with the exception of nitrogen.

In conclusion, thinning effects on individual parts of biomass/nutrients cycle (litter-fall, forest floor) were detected in pine stands. We can summarize that:

- Young 7–30-year-old pine stand produced 2–8 tons (mean 4 tons) of dry mass litter-fall per hectare and amount of litter-fall increased with increasing basal area and with reduction of suppressed trees.
- First thinning of young stand can influence annual litter-fall over following 8 years. In the last years, salvage cut occurred in control treatment. This equaled the amount of litter-fall in both treatments; higher amounts in thinned plot were also found.
- Amount of annual litter-fall can be affected by climate in particular periods; mean temperatures were correlated positively and sums of precipitation were correlated negatively with the amount of annual litter-fall.
- In older pine stands we found different development in treatments on all experiments during and at the end of observation. Basal area higher on control plots during the main part of observation (two

sites) or basal area on control plots decreased by salvage cutting and it was lower compared to Thinned plots (two sites). Consequently, we observed substantial, but statistically non-significant, differences between treatments in the case of dry mass accumulated in humus horizons under Scots pine stands more than 40 years after the start of thinning.

- The results obtained indicate that the thinning resulted in different (lower) quantities of accumulated humus, and consequently of carbon and nitrogen, especially in the H horizon under treated pine stands. This effect was substantial in the stands without high salvage cutting.
- Intensive thinning can contribute to lower accumulation of dry mass under Scots pine stands. This effect has an important impact on site productivity in Scots pine stands, which are usually managed by a clear-cutting system with relatively intensive soil preparation before planting.

The described trends should be confirmed in the other long-term experiments; further research on various sites is needed.

5 Acknowledgements

The study was supported by Czech Ministry of Agriculture in the frame of institutional support (RO01145, 86535774/20145- MZE-17011).

6 References

- ALBREKTSON, A.: Needle litterfall in stands of *Pinus sylvestris* L. in Sweden, in relation to site quality, stand age and latitude, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 3:333-342, 1988
- AUGUSTO, L., RANGER, J., BINKLEY, D., ROTHE, A.: Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility, *Ann For Sci* 59:233-253, 2002
- Berg, B., Albrektson, A., Berg, M. P., Cortina, J., Johansson, M.-J., Gallardo, A., Mgadeira, M., Pausas, J., Kiratz, W., Vallejo, R., Mcclaugherty, Ch.: Amounts of litter fall in some pine forests in a European transect, in particular Scots pine, *Annals of Forest Science*, 56(8):625-639, 1999
- BLANCO, J.A., IMBERT, J.B., CASTILLO, F.J.: Effects of thinning on nutrient content pools in two *Pinus sylvestris* forests in the western Pyrenees, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 21:143-150, 2006
- BLANCO, J.A., IMBERT, J.B., CASTILLO, F.J.: Nutrient return via litterfall in two contrasting *Pinus sylvestris* forests in the Pyrenees under different thinning intensities, *Forest Ecology and Management*, 256:1840-1852, 2008
- CHROUST, L.: Ekologie výchovy lesních porostů. Smrk obecný - borovice lesní - dub letní - porostní prostředí - růst stromu - produkce porostu. [The ecology of forest tending. *Picea excelsa* - *Pinus sylvestris* - *Quercus robur* - environmental factors - tree growth - stand production] VULHM - Vyzkumna stanice, Opocno, 277 S., 1997
- FINER, L.: Variation in the amount and quality of litterfall in a *Pinus sylvestris* L stand growing on a bog., *Forest Ecology and Management*, 80:1-11, 1996
- GOWER, S.T., SON, Y.: Differences in soil and leaf litterfall nitrogen dynamics for 5 forest plantations, *Soil Science Society of America Journal*, 56:1959-1966, 1992
- HEINSDORF, M.: Boden- und ernährungskundliche Untersuchungen in Kiefern- und Kiefern-Buchen-Mischbeständen auf verschiedenen Standorten Brandenburgs, *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 31:119-124, 1997
- HOFFMANN, H., KRAUSS, H.H.: Streufallmessungen in gedüngten und ungedüngten mittelalten Kiefernbeständen auf Tieflandstandorten der DDR, *Beitr Forstwirtschaft* 22:97-100, 1988
- KAVVADIAS, V.A., ALIFRAGIS, D., TSIONTSIS, A., BROFAS, G., STAMATELOS, G.: Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece, *Forest Ecology and Management* 144:113-127, 2001
- KIM, C., SHARIK, T.L., JURGENSEN, M.F.: Litterfall, nitrogen and phosphorus inputs at various levels of canopy removal in oak and pine stands in northern Lower Michigan, *American Midland Naturalist*, 135:195-204, 1996
- KOMLENOVIĆ, N.: Utjecaj kultura četinjača na tvorbu i kemijska svojstva organskog i humusnoakumulativnog horizonta lesiviranog tla, *Rad Šumar Inst. Jastrebarsko* 32:37-44, 1997
- KUOKI, J., HOKKANEN, T.: Long-term needle litterfall of a Scots pine *Pinus-sylvestris* stand - relation to temperature factors, *Oecologia*, 89:176-181, 1992
- LEHTONEN, A., LINDHOLM, M., HOKKANEN, T., SALMINEN, H., JALKANEN, R.: Testing dependence between growth and needle litterfall in Scots pine-a case study in northern Finland, *Tree Physiology*, 28:1741-1749, 2008.

- MATALA, J., KELLOMAKI, S., NUUTINEN, T.: Litterfall in relation to volume growth of trees: Analysis based on literature, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 23:194-202, 2008
- MUYS, B.: The influence of tree species on humus quality and nutrient availability on a regional scale (Flanders, Belgium). In: Nilsson, L.O., Hüttl, R.F., Johansson, U.T. (eds.) *Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, 649-660. 1995
- Navarro, F. B., Romero-Freire, A., Del Castillo, T., Foronda, A., Jimenez, M. N., Ripoll, M. A., Sanchez-Miranda, A., Huntsinger, L. Fernandez-Ondono, E.: Effects of thinning on litterfall were found after years in a *Pinus halepensis* afforestation area at tree and stand levels, *Forest Ecology and Management* 289:354-362, 2013
- NILSEN, P., STRAND, L.T.: Thinning intensity effects on carbon and nitrogen stores and fluxes in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand after 33 years, *Forest Ecology and Management* 256:201-208, 2008
- NOVAK, J., SLODICKAK, M.: Structure and accumulation of litterfall under Norway spruce stands in connection with thinnings, *Journal of Forest Science*, 50(3):101-108, 2004
- NOVAK, J., SLODICKAK, M.: Quantity and quality of litter-fall in young European beech (*Fagus sylvatica* L.) stands in localities naturally dominated by broadleaves, *Austrian Journal of Forest Science*, 125(1):67-78, 2008
- NOVAK, J., SLODICKAK, M., DUSEK, D.: Thinning effects on forest productivity and site characteristics in stands of *Pinus sylvestris* in the Czech Republic, *Forest Systems*, 20(3):464-474, 2011
- NOVAK, J., DUSEK, D., SLODICKAK, M.: Quantity and quality of litterfall in young oak stands, *Journal of Forest Science*, 60(6):219-225, 2014
- NOVAK, J., DUSEK, D., SLODICKAK, M., KACALEK, D.: Opad v mladých borových porostech. [Litter-fall in young Scots pine stands], *Zpravy lesnického výzkumu*, 60(2):115-121, 2015
- PAUSAS, J.G.: Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees, *Journal of Vegetation Science*, 8:643-650, 1997
- PIENE, H., VANCLEVE, K.: Weight-loss of litter and cellulose bags in a thinned white spruce forest in interior Alaska, *Canadian Journal of Forest Research*, 8:42-46, 1978
- PODRAZSKY, V.: Effect of Thinning on the Organic Matter Accumulation and Quality in the Submountain Spruce and Lowland Pine Forest. In: Matějka, K. (ed.) *Investigation of the Forest Ecosystems and of Forest Damage*. Praha, 164-170, 1995
- ROIG, S., DEL RIO, M., CANELLAS, I., MONTERO, G.: Litter fall in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. stands under different thinning regimes, *Forest Ecology and Management*, 206:179-190, 2005
- RUIZ-PEINADO, R., BRAVO-OVIEDO, A., LOPEZ-SENESPLEDA, E., MONTERO, G., RÍO, M.: Do thinnings influence biomass and soil carbon stocks in Mediterranean maritime pinewoods?, *European Journal of Forest Research*, 132:253-262, 2013
- SARIYILDIZ, T.: Effects of tree canopy on litter decomposition rates of *Abies nordmanniana*, *Picea orientalis* and *Pinus sylvestris*, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 23:330-338, 2008
- SLODICKAK, M., NOVAK, J., DUSEK, D.: Canopy reduction as a possible measure for adaptation of young Scots pine stand to insufficient precipitation in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 262:1913-1918, 2011
- TOLUNAY, D.: Carbon concentrations of tree components, forest floor and understorey in young *Pinus sylvestris* stands in north-western Turkey, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24:394-402, 2009
- VESTERDAL, L., DALSGAARD, M., FELBY, C., RAULUND-RASMUSSEN, K., JORGENSEN, B.B.: Effects of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor of Norway spruce stands, *For. Ecol. Mgmt.*, 77:1-10, 1995
- VIEWEGH, J., KUSBACH, A., MIKESKA, M.: Czech forest ecosystem classification, *Journal of Forest Science*, 49:85-93, 2003
- VIRO, P.J.: Investigation on forest litter, *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae*, 45:65 S., 1955
- WILL, G.M., HODGKISS, P.D., MADGWICK, H.A.I.: Nutrient losses from litterbags containing *Pinus-radiata* litter - influences of thinning, clearfelling, and urea fertilizer, *New Zealand Journal of Forestry Science*, 13:291-304, 1983

Kritische Überprüfung und Weiterentwicklung des Konzepts der forstlichen Standortproduktivität

Hans-Peter Kahle,
Professur für Waldwachstum und Dendroökologie, Institut für Forstwissenschaften,
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Summary

The assessment, evaluation and projection of the amount of wood that can be produced on a certain site with a given tree species or stand management regime has been in the focus of scientifically based forest growth and yield studies from the very beginning. The straightforward way to assess forest site productivity retrospectively is to measure the amount of wood that has been produced per unit stand area and unit time. However, since over time some of the wood will be transformed, e.g. lost through mortality and subsequent decomposition or extracted from a forest stand by intermediate or harvest cuttings, the amount of standing wood does not represent the full amount of wood which has been produced in the stand. Hence direct measurement is a tedious task, and maintenance of long-term forest research plots is necessary to systematically collect the data necessary for capturing forest site productivity.

In this review the concept of forest site productivity is revisited. The relevance and meaning of different productivity potentials in the context of forest site productivity assessment, evaluation and projection is discussed. Suggestions are made to differentiate between the role of site- and the role of stand-related factors on forest site productivity. Linkages between terms and concepts used in management-oriented and ecological approaches of forest site productivity assessment are provided.

Zusammenfassung

Die Bestimmung, Bewertung und Vorhersage der Menge an Holz die auf einem bestimmten Standort mit einer bestimmten Baumart bei einer bestimmten waldbaulichen Behandlung pro Zeit- und Flächeneinheit erzeugt werden kann, ist eine zentrale Aufgabe der waldwachstumskundlichen Forschung seit ihrer Entstehung. Langfristig beobachtete, nach einem standardisierten Protokoll behandelte, periodisch aufgenommene und ausgewertete waldwachstumskundliche Versuchsflächen stellen die Grundlage dar für die direkte retrospektive Bestimmung der forstlichen Standortproduktivität. Eine wichtige Voraussetzung für die Bewertung der Standortproduktivität ist die Kenntnis des Produktivitätspotenzials, also der unter bestimmten Bedingungen und Voraussetzungen zu erwartenden maximalen Produktivität. Eine belastbare Vorhersage der zukünftigen Entwicklung der Standortproduktivität setzt die Kenntnis der Wirkungszusammenhänge und Faktoren welche die Standortproduktivität bedingen voraus.

Angesichts von Veränderungen der natürlichen, ökonomischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen sowie technologischer Innovationen ist eine kritische Überprüfung des Entwurfs der forstlichen Standortproduktivität angebracht, und eine kompatible Weiterentwicklung des Konzepts notwendig. In dem Beitrag werden die direkten und indirekten Verfahren zur Bestimmung bzw. Einschätzung der forstlichen Standortproduktivität dargestellt und die Grundlagen des derzeitigen Konzepts kritisch durchleuchtet. Es wird ein weiterentwickeltes Konzept vorgestellt, welches die spezifische Bedeutung des Standorts, der Baumart, des Bestandes und der Standort-Baum-Bestand-Interaktionen für die forstliche Standortproduktivität berücksichtigt, und auf dessen Grundlage Änderungen relevanter Komponenten und deren Auswirkungen auf die forstliche Standortproduktivität besser abgebildet werden können.

Forstliche Standortproduktivität

Im ökologischen Kontext wird die *Produktivität von Wäldern* als die Nettobiomasseproduktion eines Waldbestandes pro Flächen- und Zeiteinheit definiert. Die Produktivität hängt von der Strahlungsabsorption durch die Blätter und der Umwandlung der Strahlungsenergie in chemisch gebundene Energie in Form von Kohlehydraten durch die Photosynthese, abzüglich der autotrophen und heterotrophen Atmungsverluste, ab (CANNELL 1989; LANDSBERG & SANDS 2011, vgl. Abb. 1). Im Bewirtschaftungskontext bezieht sich *forstliche Produktivität* auf die inhärente Fähigkeit von Wäldern, Güter oder Leistungen

entsprechend der Zielsetzung ihrer Bewirtschaftung zu erzeugen oder zu erbringen und bereitzustellen. Dies können Produkte wie Biomasse, Fasern oder Nahrungsmittel oder Leistungen wie die Wasser- oder Klimaregulation, der Bodenschutz oder der Schutz von Biodiversität oder die Erbringung von kulturellen Werten z.B. bei der Erholungsnutzung sein.

Während die *forstliche Produktivität* (engl. forest productivity) größere räumliche Einheiten auf Landschaftsebene, z.B. ganze Ökosysteme oder Betriebseinheiten einschließt, bezieht sich die *forstliche Standortproduktivität* (engl. forest site productivity) auf einen ganz bestimmten Standortstyp (in der gängigen Anwendung wird der Begriff auch für Teile von Waldbeständen oder für einzelne Waldbestände verwendet). Betrachtet man die Produktionsfunktionen der Wälder, ist forstliche Standortproduktivität im engeren Sinne definiert als quantitatives Maß für die Fähigkeit eines Waldstandorts, pflanzliche Biomasse zu produzieren. Die forstliche Standortproduktivität hängt sowohl von natürlichen, dem Standort und Bestand innewohnenden Faktoren, als auch von Bewirtschaftungsfaktoren ab (ASSMANN 1970; DYCK et al. 1994; HÄGGLUND 1981).

Häufig wird der Begriff 'Standortqualität' (engl. site quality) synonym für 'forstliche Standortproduktivität' (engl. site productivity) verwendet, dies ist vor allem in der englischsprachigen Literatur der Fall (SOCIETY OF AMERICAN FORESTERS 2014). Da Qualität im begrifflichen Gegensatz zu Quantität steht, und auch eine Art nichtmetrischer Messung suggeriert, ist der Begriff forstliche Standortproduktivität zu bevorzugen (LEARY 1985).

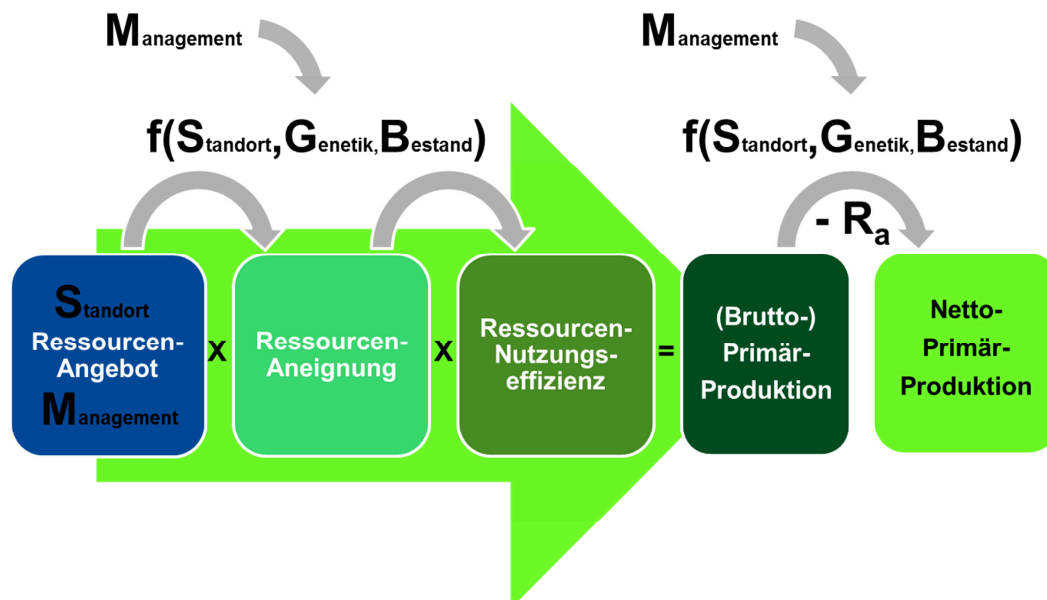


Abbildung 1: Flussdiagramm der produktionsökologischen Grundgleichung zur Darstellung der Primärproduktion in Waldbeständen unter dem Einfluss von Standort, Genetik, Bestand und der Modifikation des Produktionsprozesses durch Maßnahmen der Waldbewirtschaftung (R_a : autotrophe Respiration) (verändert nach MONTEITH 1981).

In Abbildung 1 ist die produktionsökologische Grundgleichung als Flussdiagramm dargestellt (vgl. MONTEITH 1981). Gezeigt ist die Primärproduktion in Waldbeständen unter dem Einfluss von Standort, Genetik, Bestand und der Modifikation des Produktionsprozesses durch Maßnahmen der Waldbewirtschaftung. Die Darstellung im uni-direktionalen Flussdiagramm folgt dem Konzept der Ressourcenlimitierung der Primärproduktion, eine mögliche Rückkopplung von der rechten auf die linke Seite der Produktionsgleichung, entsprechend dem Konzept der Wachstumslimitierung, ist in Abbildung 1 nicht enthalten (siehe jedoch Abb. 2). Am Beispiel Strahlung entspricht die auf der Bestandesoberfläche eintreffende Strahlungsmenge dem Ressourcenangebot, die von den Assimilationsorganen absorbierte Strahlungsenergie entspricht der Ressourcenaneignung, und der Output an chemisch gebundener Energie in den Assimilaten je absorbierte Strahlungsenergieeinheit entspricht der Ressourcennutzungseffizienz.

Abbildung 2 zeigt die Regulation der Primärproduktion als Prozessdiagramm. Die Primärproduktion ist das Ergebnis des Zusammenwirkens von Photosynthese in den Assimilationsorganen und Wachstum in den Meristemen. Im Gleichgewichtszustand sind beide Teilprozesse gekoppelt und fein aufeinander abgestimmt. Regelt die Photosynthese die Primärproduktion spricht man von *Quellenlimitierung* (syn.

Ressourcenlimitierung), regelt das Wachstum spricht man von *Senkenlimitierung* (syn. *Wachstumslimitierung*) (KÖRNER 2012). Bei Unterversorgung mit Strahlungsenergie oder CO_2 liegt Quellenlimitierung vor, bei Unterversorgung mit O_2 kommt es zur Senkenlimitierung. In allen anderen Fällen ist wegen der gegenseitigen Überlagerung der Effekte, alleine anhand der Produktionsrate keine eindeutige Aussage über die Hierarchie der Regelmechanismen möglich.

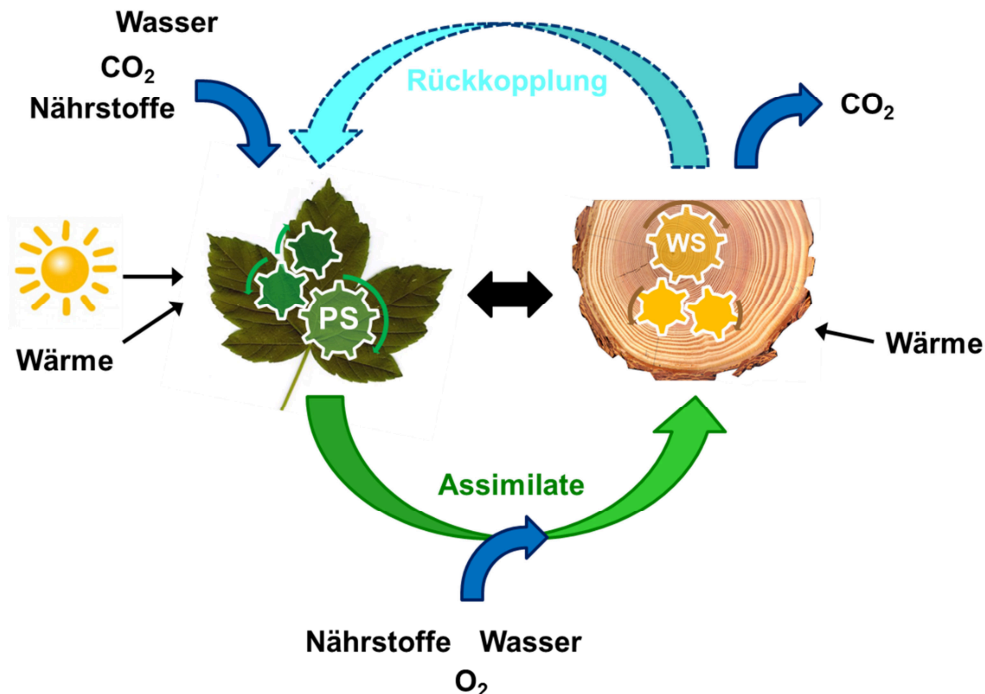


Abbildung 2: Regulation der Primärproduktion. Die Primärproduktion ist das Ergebnis des Zusammenwirkens von Photosynthese in den Assimilationsorganen (PS) und Wachstum in den Meristemen (WS) (verändert nach KÖRNER 2008).

In den letzten Jahren wurden in der wissenschaftlichen Literatur mehrere systematische Übersichten zur Bedeutung, geschichtlichen und modernen Entwicklung und zu Hintergründen der forstlichen Standortproduktivität verfasst (BONTEMPS & BOURIAUD 2014; PRETZSCH 2009; SKOVSGAARD & VANCLAY 2008 und 2013; WEISKITTEL et al. 2011). Diese Veröffentlichungen stellen einen wichtigen Hintergrund für die vorgelegte Studie dar.

Maßeinheiten der forstlichen Standortproduktivität

Im Kontext der Holzproduktion ist die übliche Maßeinheit der forstlichen Standortproduktivität das auf einer bestimmten Fläche und in einem bestimmten Zeitraum produzierte Holzvolumen (z.B. m^3 Holz je Hektar und Jahr) (ASSMANN 1970). Das produzierte Holzvolumen, der Holzertrag, bezieht sich meist auf ein 'verwertbares' bzw. 'handelsübliches' Holzvolumen, das regelmäßig bei den monopodialen Nadelbäumen das Stammholzvolumen bzw. bei den Laubbäumen das Stamm- und Astholzvolumen oberhalb eines bestimmten Durchmesserwellenwertes umfasst. Im deutschsprachigen Raum liegt der Schwellenwert (die sog. Kluppschwelle) des oberirdischen Holzes meist bei ≥ 7 cm mit Rinde (das sog. Derbholz) (PRETZSCH 2009). In anderen Ländern werden unterschiedliche Schwellenwerte angewendet (FAO 2010). Das auf diese Weise definierte Derbholzvolumen beinhaltet folglich nur einen Teil der in Wäldern produzierten Biomasse. Das Volumen des Holzes mit einem Durchmesser unterhalb der Kluppschwelle, das Volumen von Nichtholz- und Nichtbaum-Komponenten sowie die unterirdischen Biomasse-Komponenten werden mit dem so definierten Derbholzvolumen nicht erfasst. In einem ökologischen Kontext und auch im Kontext der Kohlenstoffbindung von Wäldern, ist es darüber hinaus üblich, die Produktivität nicht auf das produzierte Holzvolumen, sondern auf die produzierte Holzbiomasse zu beziehen. Anhand der Maßeinheit Biomasse ist eine direkte Ableitung der Nettoprimärproduktion und Berechnung der Menge an gebundenem Kohlenstoff möglich. Dies ist besonders beim Vergleich verschiedener Baumarten mit unterschiedlichen Holzdichten vorteilhaft.

Kenngrößen der forstlichen Standortproduktivität

Die Produktionsrate von Holz pro Flächen- und Zeiteinheit wird entweder als durchschnittlicher Zuwachs über ein bestimmtes Zeitintervall oder als laufender Zuwachs in einer bestimmten Zeiteinheit ausgedrückt (ASSMANN 1970; PRETZSCH 2009). In der Forstwirtschaft wird die produzierte Holzmenge meist auf das Holzvolumen bezogen, und als Zeiteinheit das Jahr gewählt. Entsprechend beziehen sich der durchschnittliche und der laufende Zuwachs auf den *durchschnittlichen jährlichen* (engl. mean annual increment, MAI) und den *laufenden jährlichen Zuwachs* (current annual increment, CAI). Der Zeitraum, für den der durchschnittliche Zuwachs berechnet wird, bezieht sich meist auf die Zeit ab der die Bäume begonnen haben zu wachsen bis zu einem festgelegten Bezugs- oder Referenzalter. Der *periodisch jährliche Zuwachs* (engl. periodic mean annual increment, PAI) dagegen bezeichnet die durchschnittliche jährliche Zuwachsrate während eines bestimmten Zeitintervalls. Dabei kann sich das Zeitintervall entweder auf eine bestimmte Altersspanne beziehen, z.B. Alter 15 bis 20 Jahre, oder auf einen bestimmten Zeitraum, z.B. Kalenderjahr 2005 bis 2010. Aus diesem Grund ist der periodisch jährliche Zuwachs auch für ungleichaltrige Wälder und in der Dauerwaldwirtschaft anwendbar, wo das Alter nicht bekannt ist oder für die Bewirtschaftung nicht relevant ist. In der Altersklassenwirtschaft findet in der Regel jedoch der durchschnittliche jährliche Zuwachs Anwendung.

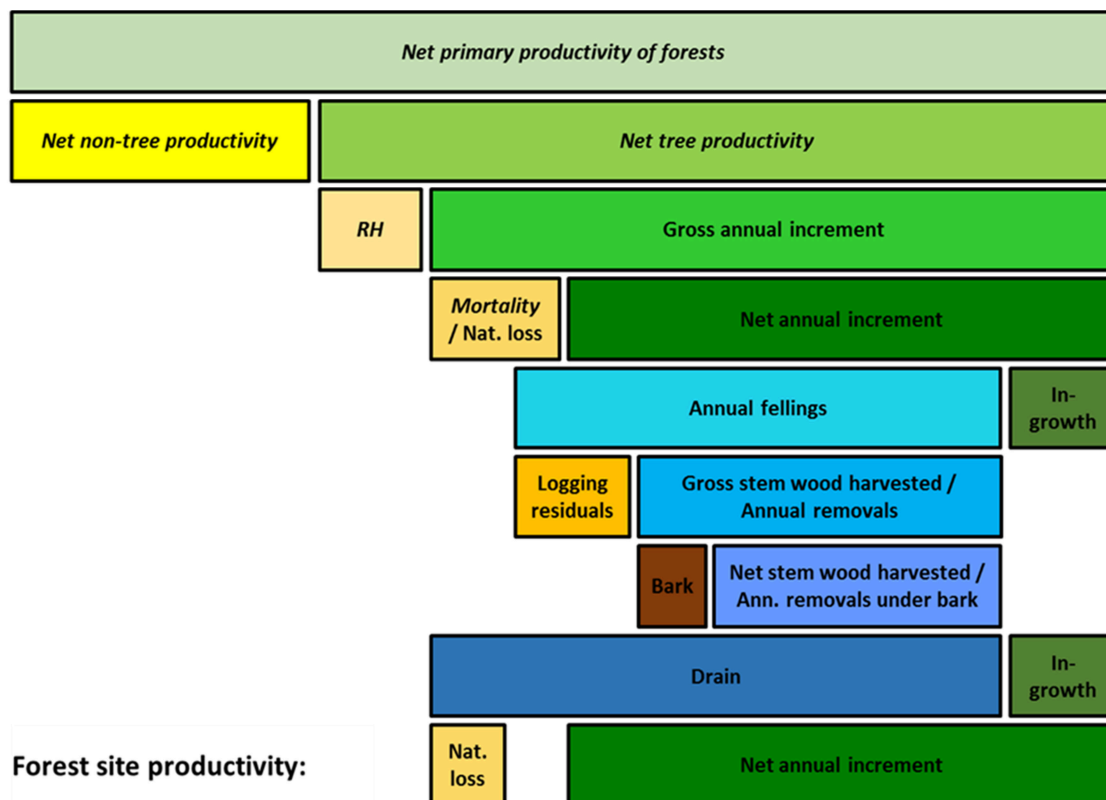


Abbildung 3: Komponenten der Produktivität von Wäldern und deren Zusammenhänge anhand der in der englischsprachigen Literatur verwendeten Begriffe. Oben sind die im ökologischen Kontext, unten die vor allem in der Altersklassenwirtschaft üblichen Komponenten und Begriffe dargestellt (verändert nach BEERS 1962; KUUSELA 1994; PRETZSCH 2009; UN-ECE & FAO 2000). In der Darstellung sind ausschließlich oberirdische Biomassekomponenten dargestellt. In kursiv bezeichnete Komponenten werden typischerweise in Biomasseeinheiten angegeben, die anderen in Volumeneinheiten. RH: Jährliche Rate der heterotrophen Respirationsverluste durch die Zersetzung kurzlebiger Baumbiomassekomponenten. Die forstliche Standortproduktivität schließt üblicherweise den jährlichen Nettoholzvolumenzuwachs, den jährlichen Einwuchs, sowie den jährlichen Verlust an Holzbiomassekomponenten oberhalb der Kluppschwelle durch natürlichen Abgang ein.

Für Wachstumskurven (Wachstum vs. Alter) mit sigmoidalem Verlauf besteht ein funktionaler Zusammenhang zwischen dem durchschnittlichen und dem laufenden Zuwachs: der laufende jährliche Zuwachs hat sein Maximum an der Stelle an der die Wachstumskurve ihren Wendepunkt aufweist, und der durchschnittliche jährliche Zuwachs erreicht sein Maximum an der Stelle, an der sich die beiden Kurven des laufenden und des durchschnittlichen Zuwachses schneiden (ASSMANN 1970). Aus der Sicht

der Holzproduktion in der Altersklassenwirtschaft kann es sinnvoll sein, den Zeitpunkt der Kulmination des durchschnittlichen Zuwachses als Erntezeitpunkt festzulegen, da hierdurch die Holzproduktion maximiert wird.

Unterschiedliche Definitionen und Maßeinheiten der forstlichen Standortproduktivität erschweren Vergleiche zwischen verschiedenen Studien, dies gilt in besonderem Maße für Studien die von verschiedenen Forschungsdisziplinen durchgeführt wurden. Abbildung 3 zeigt Zusammenhänge zwischen verschiedenen Komponenten der Produktivität in Wäldern anhand der in der englischsprachigen Literatur verwendeten Begriffe. Im oberen Bereich des Blockdiagramms sind die im ökologischen Kontext verwendeten Begriffe, im unteren die vor allem in der Altersklassenwirtschaft üblichen Komponenten und Begriffe dargestellt.

Potenzielle forstliche Standortproduktivität

Der Begriff *forstliche Standortproduktivität* wird in zweierlei Hinsicht verwendet: die realisierte Produktivität und die vorhergesagte Produktivität. Während sich die *realisierte Produktivität* (syn. tatsächliche Produktivität) auf die gemessene oder geschätzte Produktivität auf einen zurückliegenden Zeitraum i.d.R. von der Bestandesbegründung bis zum Zeitpunkt der Produktivitätsermittlung bezieht (retrospektive Betrachtung), stellt die *vorhergesagte Produktivität* (syn. prognostizierte Produktivität) eine Projektion der forstlichen Standortproduktivität in die Zukunft dar (prospektive Betrachtung). Für beide Betrachtungsweisen gilt, dass sie von der Standort-Bestands-Konstellation ausgehen die zum Zeitpunkt der Produktivitätseinschätzung gegeben ist, dieser befindet sich für die retrospektive Betrachtung am Ende und für die prospektive Betrachtung am Anfang des betreffenden Produktionszeitraums. Die vorhergesagte Standortsproduktivität wird dabei als eine potenzielle Standortproduktivität aufgefasst, eine Produktivität die unter bestimmten Annahmen mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit zu erwarten ist. Die Begriffe 'potenzielle Standortproduktivität' und 'Produktivitätspotenzial' werden im Folgenden synonym verwendet.

Das Blockdiagramm in Abbildung 4 zeigt die Struktur und inneren Zusammenhänge der verschiedenen Konzepte der forstlichen Standortproduktivität. Die realisierte oder tatsächliche Standortproduktivität kann entweder direkt durch Messung oder indirekt durch Schätzung erfasst werden.

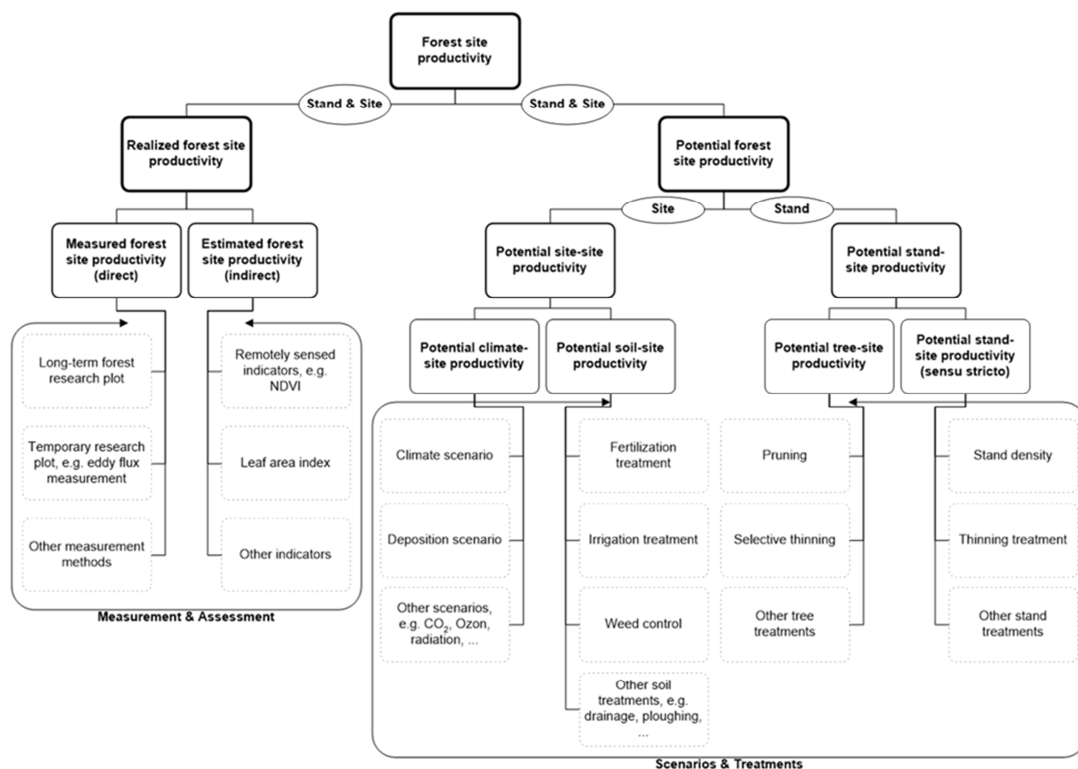


Abbildung 4: Darstellung der Struktur und inneren Zusammenhänge der verschiedenen Konzepte der forstlichen Standortproduktivität.

Die Messung der tatsächlichen forstlichen Standortproduktivität erfolgt traditionell auf langfristigen forstlichen Versuchsflächen durch periodisch wiederholte Erhebungen aller Bäume oberhalb der Klupp-

schwelle in einem Waldbestand, einschließlich der Registrierung und Messung von natürlichen Abgängen, der Entnahme, und von Einwuchs (NAGEL et al. 2012). Da sie reale Prozesse abbilden, sind Daten von solchen langfristigen Waldversuchs-flächen für die Bildung von Prognosemodellen unersetzlich. Sie sind für die Produktivitätseinschätzung darüber hinaus besonders wertvoll, weil sie i.d.R. lange Beobachtungszeiträume abdecken (oft mehrere Jahrzehnte oder mehr als ein Jahrhundert), und damit langfristige Entwicklungen abbilden die wegen des mangelhaften Verständnisses gerade dieser langfristigen Systemdynamiken, von Prognosemodellen - beispielsweise von prozess-basierten Modellen - bislang nur unzureichend nachgezeichnet werden können. Allerdings fehlt es den historischen langfristigen Studien zur forstlichen Standortproduktivität oft an dem für quantitative Untersuchungen der Ursache-Wirkungsbeziehungen notwendigen systematischen Versuchsansatz. Viele Forschungsarbeiten zu den Auswirkungen intrinsischer Standortfaktoren oder zu den Effekten von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Standortproduktivität basieren auf einem Fallstudienansatz und sind, aus heutiger Sicht, auf thematisch eng begrenzte, spezifische Fragen fokussiert.

Theoretisch können moderne turmbasierte Fluss-Messungen, wie die Eddy-Kovarianz-Methode, auch zur Messung der forstlichen Standortproduktivität eingesetzt werden, vorausgesetzt, dass notwendige Begleitinformationen zu einzelnen Komponenten der Standortproduktivität durch ergänzende Messungen erhoben werden (CHAPIN et al. 2006; CLARK et al. 2001; LORENZ 2013). Die Anwendung dieser Messtechniken ist jedoch relativ jung, so dass bislang noch keine langfristigen, kontinuierlichen und umfassenden Messungen dieser Art vorliegen.

Durch die fernerkundungsgestützte Erhebung und Überwachung von Proxy-Variablen, wie z.B. den Vegetationsindices Normalized difference vegetation index (NDVI) und Leaf area index (LAI), die in einem funktionalen Zusammenhang zu dem Prozess der forstlichen Produktion stehen, werden zunehmend Daten bereit-gestellt, die zur qualifizierten Schätzung der forstlichen Standortproduktivität verwendet werden können. Jedoch gilt auch in diesem Fall, dass die Daten validiert und durch Feldmessungen ergänzt werden müssen, um zuverlässige und vergleichbare Ergebnisse zu erzielen (ZHANG et al. 2012).

Arten von Produktivitätspotenzialen

Die Annahmen die der Abschätzung eines Produktivitätspotenzials zu Grunde liegen, und damit auch die Größe des Produktivitätspotenzials selbst hängen stark davon ab, in welchem Kontext die Prognose stattfindet. So spielen bei bewirtschaftungsorientierten Fragestellungen neben ökologischen Aspekten auch ökonomische, technische und soziale Aspekte eine Rolle.

In Abbildung 5 sind verschiedene, im Zusammenhang mit der Biomasseproduktion verwendete Potenzialarten dargestellt (modifiziert nach: WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG 2010). Das *theoretische Potenzial* beschreibt die bio-physikalische Obergrenze der Biomasseproduktion. Es wird durch Faktoren bestimmt, die nach dem augenblicklichen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnis nicht verändert werden können. Das *biologische Potenzial* hingegen ist das unter Berücksichtigung von realen Produktivitätseinschränkungen theoretisch realisierbare Potenzial. Reale Produktivitätseinschränkungen können sich ergeben aufgrund der an einem gegebenen Standort eingeschränkten Bereitstellung der für die Primärproduktion notwendigen Bedingungen und Ressourcen oder aufgrund der beschränkten Wachstumseffizienz eines gegebenen Waldbestandes. Je nachdem ob, und wenn ja,

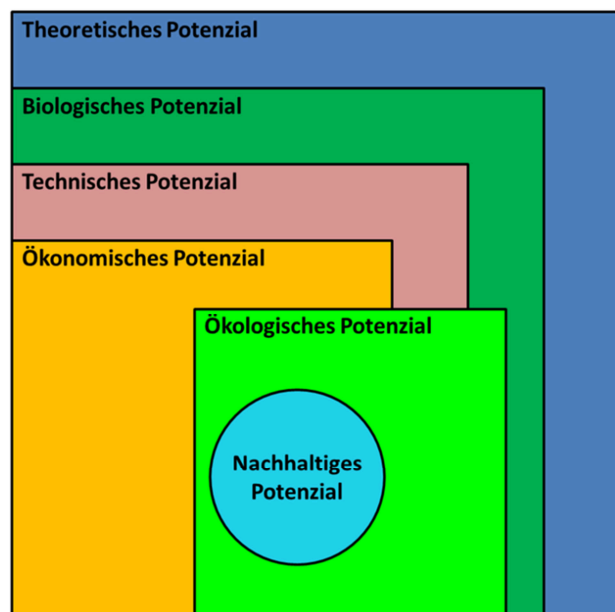


Abbildung 5: Darstellung verschiedener Potenzialarten und deren Zusammenhang

in welchem Ausmaß mögliche Produktionsrisiken in die Abschätzung des biologischen Potenzials einbezogen und berücksichtigt werden, handelt es sich um eher optimistische oder eher pessimistische Prognosen.

Das *technische Potential* ist eine Teilmenge des biologischen Potenzials, es beschreibt das durch die angewendete Technologie in Kombination mit den natürlichen Restriktionen begrenzte Nutzungspotenzial. Die Kriterien zur Bewertung der technologischen Einschränkungen orientieren sich an der technischen Machbarkeit nach derzeitigem Entwicklungsstand. Das *ökonomische Potential* kennzeichnet jenen Anteil des technischen Potenzials, der zu ökonomisch vertretbaren Bedingungen genutzt werden kann. Das *ökologische Potential* wiederum ist der Anteil des biologischen Potenzials der ökologischen Kriterien genügt, d.h. das Potenzial, das ohne irreversible, nicht-kompensierbare Schäden an der Struktur und Funktionsweise der jeweiligen Ökosysteme (z.B. Verlust der biologischen Vielfalt, Bodenerosion) realisiert werden kann. Schließlich ist das *nachhaltige Potential* das unter Berücksichtigung sämtlicher ökologischer, wirtschaftlicher und sozialer Dimensionen der Nachhaltigkeit nutzbare Potenzial. Typischerweise wird zur Bewertung des nachhaltigen Potenzials eine Reihe von ökologischen und sozio-ökonomischen Indikatoren herangezogen.

Produktivitätspotenziale in Wäldern

In diesem Abschnitt werden die im Kontext der Biomasseproduktion in Wäldern relevanten und im Zusammenhang mit der forstlichen Standortproduktivität wichtigsten Potenzialarten präzisiert und deren Zusammenhänge aufgezeigt. Das Ziel besteht darin, eine einheitliche Grundlage für ein Konzept der forstlichen Standortproduktivität zu schaffen.

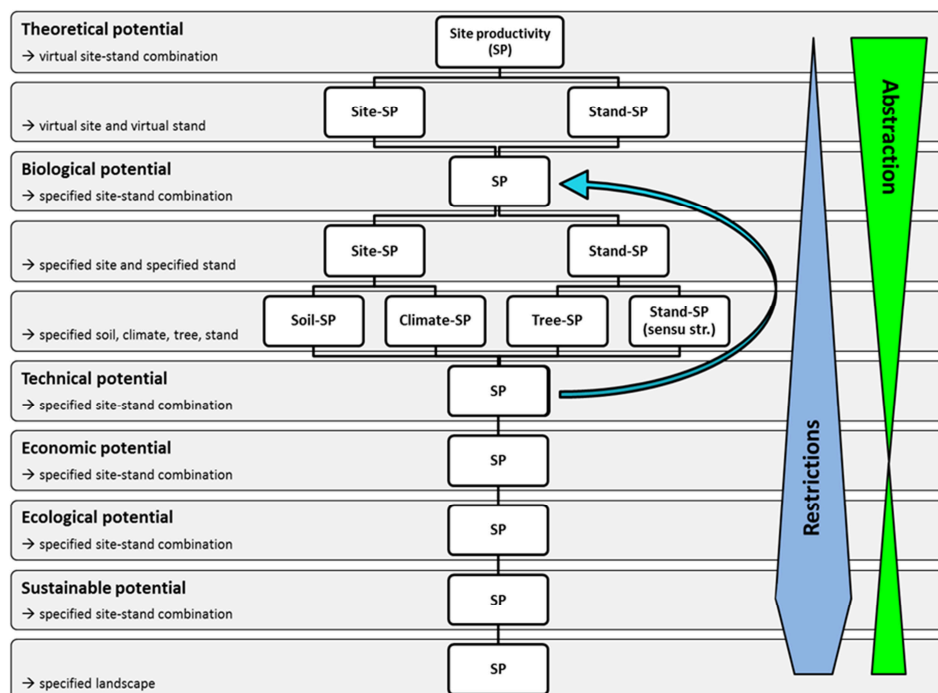


Abbildung 6: Darstellung der Zusammenhänge zwischen den Arten der Produktivitätspotenziale und den verschiedenen Begriffen der forstlichen Standortproduktivität. Die Produktivitätspotenziale sind durch den Grad ihrer Determiniertheit (virtuell bzw. bestimmt; links) und durch ihren Objektbezug (Standort, Bestand, Standort-Bestand-Kombination, Landschaft; Mitte) definiert. Der gebogene Pfeil deutet die Möglichkeit an, das biologische Potenzial durch Bewirtschaftungsmaßnahmen zu verändern. Die Formen auf der rechten Seite symbolisieren das Ausmaß zu dem bei der jeweiligen Potenzialart reale Produktionsbeschränkungen berücksichtigt sind (blau), bzw. den zu der jeweiligen Potenzialart korrespondierenden Abstraktionsgrad (grün). Der Grad der Berücksichtigung von Produktionsbeschränkungen ist bei der Abschätzung des nachhaltigen Potenzials für spezifische Standort-Bestandes-Kombinationen am größten. Auf Landschaftsebene ist dieser, wegen der mit der Hochskalierung einhergehenden Kompensationsmechanismen, verringert. Der geringste Abstraktionsgrad ist beim wirtschaftlichen Potenzial gegeben.

Das theoretische Potenzial der forstlichen Standortproduktivität

Das theoretische Potenzial der forstlichen Standortproduktivität beschreibt die bio-physikalische Obergrenze der Holzproduktion in Waldbeständen. Dies ist ein hypothetisches, maximales Potenzial, das sich auf eine virtuelle Standort-Bestandes-Kombination bezieht, und keine spezifisch für einen bestimmten Standort oder einen bestimmten Waldbestand gültigen Produktivitätseinschränkungen berücksichtigt. Das theoretische Potenzial der forstlichen Standortproduktivität kann in zwei Komponenten zerlegt werden, das *standortbezogene Potenzial* und das *bestandes-bezogene Potenzial* (Abb. 6).

Der Unterschied zwischen beiden erklärt sich durch die verschiedene Sichtweise auf die Biomasseproduktion: während das standortbezogene Potenzial der forstlichen Standortproduktivität durch eine ressourcenzentrierte Sichtweise auf der Grundlage eines virtuellen Standorts gekennzeichnet ist, ist das bestandesbezogene Potenzial durch eine wachstumszentrierte Sichtweise auf der Grundlage eines virtuellen Waldbestands gekennzeichnet.

Nach rein theoretischer Erwägung kann folglich eine hypothetische, maximale forstliche Standortproduktivität (i) für einen virtuellen Standort unter der Annahme eines darauf stockenden virtuellen Waldbestandes maximaler Produktivität (theoretisches standortbezogenes Potenzial), oder (ii) für einen virtuellen Waldbestand auf einem Standort maximaler Produktionskapazität (theoretisches bestandesbezogenes Potenzial) formuliert werden. Dies ist ein hypothetisches Konzept, da die Annahmen bezüglich unbegrenzter Kapazität des Standorts (d.h. fehlende Ressourcenlimitierung, vgl. Abb. 2) und des Waldbestandes (d.h. fehlende Wachstumslimitierung) nicht der Realität entsprechen und spekulativ sind. Während die Bedingungen des theoretischen Potenzials hypothetisch sind, befinden sich die den betrachteten Wachstumsprozessen zugrundeliegenden Annahmen innerhalb des Raumes des bio-physikalisch Möglichen, denn im Kontext der forstlichen Produktion ist die Prämisse des bio-physikalisch Möglichen, untrennbar mit dem Prozess der Primärproduktion verbunden. Daher kann auch die Höhe des hypothetischen, maximalen Potenzials nicht unabänderlich festgelegt werden, sondern ist abhängig von den getroffenen Annahmen und dem aktuellen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnis, v.a. in der Biophysik und der Ökophysiologie.

Im Zusammenhang mit der forstlichen Standortproduktivität wichtige, produktivitätsbestimmende Eigenschaften von Bäumen sind (i) die Fähigkeit, Ressourcen aufzunehmen und zu erwerben, (ii) die Effizienz, Ressourcen für die Photosynthese zu nutzen, und (iii) die Aufteilung und Allokation der Biomasse auf (Stamm-)Holzkompartimente (vgl. Abb. 1) (BINKLEY et al. 2004; CANNELL 1989; INGESTAD & ÅGREN 1992; LANDSBERG & GOWER 1997; POWERS 2001). Letzteres ist besonders wichtig, da sich die forstliche Standortproduktivität auf die akkumulierte Nettoprimärproduktion der oberirdischen Holzbiomasse (mittel- bis langfristige Kohlenstoffspeicher) und weniger auf die Nettoprimärproduktion von Biomasse in Wäldern im Allgemeinen (einschließlich der kurzfristigen Kohlenstoffspeicher) bezieht (PRETZSCH 2009).

Das biologische Potenzial der forstlichen Standortproduktivität

Im Gegensatz zu dem theoretischen Potenzial schließt das biologische Potenzial der forstlichen Standortproduktivität standorts- und bestandesbezogene Produktivitätseinschränkungen mit ein. In der allgemeinen Formulierung bezieht sich das biologische Potenzial auf eine bestimmte Standort-Bestandes-Kombination (Abb. 6). Entsprechend kann das biologische Potenzial untergliedert werden in ein Standortpotenzial und in ein Bestandespotenzial. Während das *biologische Standortpotenzial* die potenzielle Produktivität eines bestimmten Standorts unter der Annahme eines darauf stockenden idealen Bestandes beschreibt, stellt das *biologische Bestandespotenzial* das Potenzial eines bestimmten Bestandes auf einem idealen Standort dar. Dabei bezieht sich die Prämisse eines 'idealen Bestandes' auf ideale Bestandesbedingungen, d.h. Bedingungen ohne bestockungs- oder störungs-bedingte Produktivitätseinschränkungen. Entsprechend ist die Prämisse eines 'idealen Standorts' durch ideale Standortbedingungen gekennzeichnet, d.h. Bedingungen ohne Einschränkungen durch Standortveränderungen, Extremereignisse oder Störungen. In beiden Fällen bezieht sich 'ideal' auf optimale Bedingungen für die Holzproduktion.

Das biologische Standortpotenzial wird durch die gegebenen Standortfaktoren und Standortbedingungen eingeschränkt, während das biologische Bestandespotenzial durch den gegebenen Waldbestand limitiert wird (Abb. 6). Begrifflich kann das Standortpotenzial weiter differenziert werden in ein boden-

bezogenes Standortpotenzial und in ein klimabezogenes Standortpotenzial, je nachdem, ob das Hauptaugenmerk auf die Boden- oder die Klimakomponente der forstlichen Produktion gerichtet ist (Abb. 6). Entsprechend unterscheiden wir beim biologischen Bestandespotenzial zwischen dem baumbezogenen Bestandespotenzial und dem bestandesbezogenen Potenzial, um bei der Produktivitätsabschätzung zwischen Baum- und Bestandeseffekten auf die Produktivität zu differenzieren.

Im konkreten Fall eines gegebenen Bestandes auf einem gegebenen Standort, verschmelzen das standortbezogene und das bestandesbezogene biologische Potenzial so, dass das Minimum der beiden Potenziale das biologische Produktivitätspotenzial der Standort-Bestandes-Kombination bestimmt (Abb. 7).

Das standortbezogene biologische Standortpotenzial ist durch eine ressourcenfokussierte Sichtweise gekennzeichnet; dergestalt, dass die Produktivität durch das Vermögen des gegebenen Standorts, die für das Baumwachstum wesentlichen Bedingungen (Raum, Temperatur) und Ressourcen (Licht, Wasser und Nährstoffe) bereitzustellen, bedingt wird. Vermögen in dem gegebenen Zusammenhang bedeutet, die anhaltende (langfristige) und unabhängige (standortinhärente) Kapazität des Standorts, Baumwachstum in der betreffenden Weise zu ermöglichen.

Änderungen wachstumsrelevanter Standort- und Bestandesfaktoren können Produktivitätseinschränkungen beeinflussen und damit das biologische Standortpotenzial verändern. Das biologische Standortpotenzial ist folglich nicht unveränderlich, sondern kann durch natürliche Prozesse (z.B. Bodenentwicklung, Bodenerosion, Sukzessions-dynamik), Umweltveränderungen (z.B. Klimaerwärmung, N-Deposition) oder durch dezidierte Management-maßnahmen, die den Standort oder Bestand mit dem Ziel modifizieren, inhärente Produktivitäts-einschränkungen teilweise aufzuheben (z.B. Düngung, Bewässerung, Baumartenwahl), verändert werden. Das biologische Standortpotenzial kann auch negativ beeinflusst werden, z.B. durch nicht nachhaltige Landnutzung, die zu Bodenerosion und Standortdegradation führt.

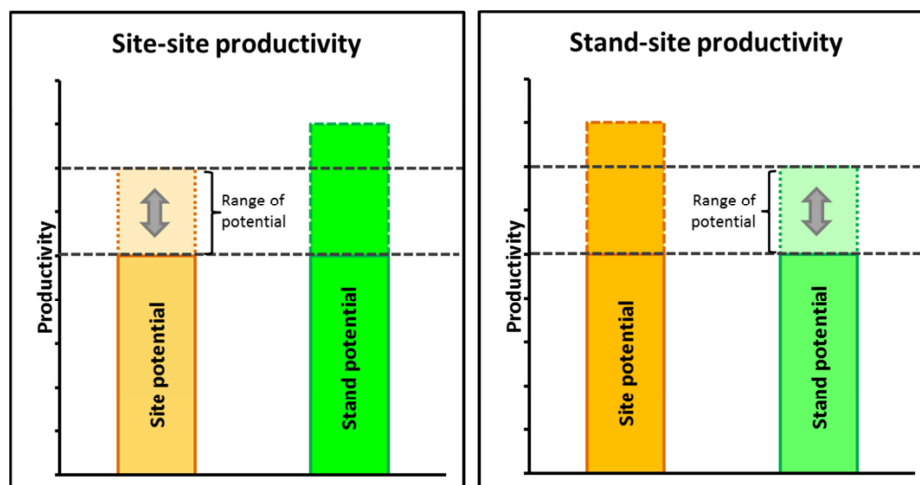


Abbildung 7: Balkendiagramm zur Illustration der Standortproduktivität durch standörtliche Faktoren (standort-bezogene Standort-produktivität, links) oder durch Bestandesfaktoren (bestandes-bezogene Standortproduktivität). Die Potenzialspanse kennzeichnet den Bereich innerhalb dessen die Standort-produktivität in Abhängigkeit von sonstigen Bedingungen variieren kann (verändert nach POWERS 2001).

Relevanz der Produktivitätspotenziale

Aufgrund technischer, wirtschaftlicher, ökologischer und sozialer Produktionseinschränkungen sind reale Produktivitätspotenziale niedriger als das theoretisch maximale Potenzial. Um eine Vorstellung über die Potentialspanne zu bekommen innerhalb derer durch gezielte Bewirtschaftungsmaßnahmen die Produktivität beeinflusst werden kann, ist die Kenntnis der 'Produktivitätslücke' wichtig. Der Waldbewirtschafter ist schließlich daran interessiert zu wissen, wie nahe die tatsächliche Produktivität an der - gemessen an den jeweiligen Produktionszielen und -beschränkungen - effizientesten (oder optimalen) Produktivität ist. Die Produktionsziele werden von dem Eigentümer bzw. Bewirtschafter definiert, und die Produktionseinschränkungen von den gegebenen Umständen gesetzt. Somit liefert die Produktivität

tätslücke Informationen für den Waldbewirtschafter, darüber zu entscheiden, welche Bewirtschaftungsmaßnahmen eventuell zu ergreifen oder umzuschichten sind, um die forstliche Produktion zu verbessern. Wird die potenzielle Produktivität als Management-Benchmark verwendet, ist es wichtig darauf hinzuweisen, dass sich die potenzielle von der tatsächlichen Produktivität auch darin unterscheidet, dass bei dieser Verluste durch biologische Schadfaktoren wie Schädlinge (z.B. Borkenkäfer, blattfressende Insekten) und Krankheiten (z.B. Wurzelfäule, Stammfäule) sowie Verluste durch abiotische Störfaktoren wie Stürme und Waldbrände in der Regel nicht berücksichtigt sind.

In einem ökologischen Kontext kann es sein, dass die Berücksichtigung technischer, wirtschaftlicher oder sozialer Produktionseinschränkungen nicht relevant ist, so dass sich in vielen ökologischen Anwendungen die potenzielle Standortproduktivität auf die Produktivität einer bestimmten Waldaufbauform bezieht, die das standörtliche Potenzial voll ausschöpft (biologisches Potenzial der forstlichen Standortproduktivität). Prozess-basierte Modelle integrieren biophysikalisches Wissen und ökophysiologische Theorien (LANDSBERG 1986; MONSERUD 2003) und stellen deshalb geeignete Werkzeuge dar, Schätzungen der potenziellen Produktivität für einen bestimmten Standort und Vegetationstyp abzuleiten (BINKLEY et al. 2004; LANDSBERG & GOWER 1997; LANDSBERG & SANDS 2011). Während die Prozesse die das Waldwachstum steuern relativ gut bekannt sind (LANDSBERG 1986 und 2003; PALLARDY & KOZLOWSKI 2008), sind das detaillierte mechanistische Verständnis und die quantitative Kenntnis dieser Prozesse noch sehr lückenhaft (CHAPIN et al 2012; SCHLESINGER & BERNHARDT 2013). Prozess-basierte Modelle verwenden in der Regel Verallgemeinerungen wie 'Pflanzenfunktionstypen' anstelle von bestimmten Baumarten (EHLERINGER & FIELD 1993; LANDSBERG & WARING 1997), oder Abstraktionen wie das 'Big-Leaf-Modell' (MONTEITH 1981) oder 'Multi-Layer-Modelle' (DePURY & FARQUHAR, 1997; LANDSBERG et al. 1996), zur Modellierung der potenziellen Produktivität von Baumvegetationsformen. Einige groß-skalige Modelle verwenden die modellierte Produktivität der potenziellen natürlichen Vegetation als Referenz, um diese mit der modellierten Produktivität der aktuellen Vegetation zu vergleichen (CRAMER et al 1999; HABERL et al. 2007; VITOUSEK et al. 1986).

Literaturverzeichnis

- ASSMANN, E.: The Principles of Forest Yield Study. Studies in the Organic Production, Structure, Increment, and Yield of Forest Stands. Pergamon Press, Oxford, 1970
- BEERS, T.W.: Components of growth. *Journal of Forestry* 60, 245–248, 1962
- BINKLEY, D., STAPE, J.L., RYAN, M.G.: Thinking about efficiency of resource use in forests. *Forest Ecology and Management* 193, 5–16, 2004
- BONTEMPS, J.D., BOURIAUD, O.: Predictive approaches to forest site productivity: recent trends, challenges and future perspectives. *Forestry* 87, 109–128, 2014
- CANNELL, M.G.R.: Physiological basis of wood production: A review. *Scand. J. of Forest Res.* 4, 459–490, 1989
- CHAPIN, F.S., MATSON, P.A., VITOUSEK, P.M., CHAPIN, M.C.: Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology, 2nd ed. Springer, New York, 2012
- CHAPIN, F.S., WOODWELL, G.M., RANDERSON, J.T., RASTETTER, E.B., LOVETT, G.M., et al.: Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods. *Ecosystems* 9, 1041–1050, 2006
- CRAMER, W., KICKLIGHTER, D.W., BONDEAU, A., III, B.M., CHURKINA, G., NEMRY, B. et al.: Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): overview and key results. *Global Change Biol* 5, 1–15, 1999
- DePURY, D. G. G., FARQUHAR, G.D.: Simple scaling of photosynthesis from leaves to canopies without the errors of big-leaf models. *Plant Cell Environ* 20, 537–557, 1997
- EHLERINGER, J.R., FIELD, C.B.: Scaling Physiological Processes: Leaf to Globe. Acad. Press, San Diego, 1993
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO): Global Forest Resources Assessment 2010 - Main Report. Rome, FAO Forestry Paper, 163, 2010
- HABERL, H., ERB, K.H., KRAUSMANN, F., GAUBE, V., BONDEAU, A., PLUTZAR, C. et al.: Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *PNAS* 104, 12942–12947, 2007
- HÄGGLUND, B.: Evaluation of forest site productivity. *Forestry Abstracts, Review Article* 42, 515–527, 1981
- INGESTAD, T., ÅGREN, G.I.: Theories and methods on plant nutrition and growth. *Physiol Plant* 84, 177–184, 1992
- KÖRNER, C.: Was steuert das Pflanzenwachstum? Angebot oder Nachfrage. *Biologie in unserer Zeit* 42, 238–243, 2012

- KUUSELA, K.: Forest Resources in Europe 1950-1990. Cambridge University Press, Cambridge. European Forest Institute, Research Report, 1994
- LANDSBERG, J.J.: Physiological Ecology of Forest Production. Academic Press, London, 1986
- LANDSBERG, J.J., GOWER, S.T.: Applications of Physiological Ecology to Forest Management. Academic Press, San Diego, 1997
- LANDSBERG, J.J., SANDS, P.J.: Physiological Ecology of Forest Production: Principles, Processes and Models, Elsevier/Academic Press, Amsterdam, Terrestrial Ecology Series v. 4, 2011
- LEARY, R.A.: Interaction Theory in Forest Ecology and Management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, Hingham, MA, USA. Forestry Sciences 19, 1985
- MONSERUD, R.A.: Evaluating forest models in a sustainable forest management context. Forest Biometry, Modeling and Information Sciences 3, 35–47, 2003
- MONTEITH, J.L.: Coupling of plants to the atmosphere, in: GRACE, J., FORD, E., JARVIS, P. (Eds.), Plants and their Atmospheric Environment. Blackwell, Oxford, 1–29, 1981
- NAGEL, J., SPELLMANN, H., PRETZSCH, H.: Zum Informationspotenzial langfristiger forstlicher Versuchsflächen und periodischer Waldinventuren für die waldwachstumskundliche Forschung. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 183, 111–116, 2012
- PALLARDY, S.G., KOZLOWSKI, T.T.: Physiology of Woody Plants, 3rd ed. Elsevier, Amsterdam, Boston, 2008
- POWERS, R.F.: Assessing potential sustainable wood yield, in: EVANS, J. (Ed.), The Forestry Handbook. Applying Forest Science for Sustainable Management. Blackwell Science, Oxford, 105–128, 2001
- PRETZSCH, H.: Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Parey, Berlin, 2002
- PRETZSCH, H.: Forest Dynamics, Growth and Yield - From Measurement to Model. Springer, Berlin, 2009
- SCHLESINGER, W.H., BERNHARDT, E.S.: Biogeochemistry: An Analysis of Global Change, 3rd ed. Academic Press, Waltham, Mass., 2013
- SKOVSGAARD, J.P., VANCLAY, J.K.: Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. Forestry 81, 13–31, 2008
- SKOVSGAARD, J.P., VANCLAY, J.K.: Forest site productivity: a review of spatial and temporal variability in natural site conditions. Forestry 86, 305–315, 2013
- SOCIETY OF AMERICAN FORESTERS: The Dictionary of Forestry. <http://dictionaryofforestry.org/>, 20th of October, 2014
- UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE (UN-ECE), FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO): Forest resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and New Zealand - Temperate and Boreal-Forest Resource Assessment TBFA-2000. Geneva, Timber and Forest Study Papers, 2000
- VITOUSEK, P.M., EHRLICH, P.R., EHRLICH, A.H., MATSON, P.A.: Human appropriation of the products of photosynthesis. BioScience 36, 368–373, 1986
- WEISKITTEL, A.R., HANN, D.W., KERSHAW, J.A., VANCLAY, J.K.: Forest Growth and Yield Modeling. Wiley-Blackwell, Oxford, 2011
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG Globale Umweltveränderungen: Future Bio-energy and Sustainable Land Use. Earthscan, London, 2010
- ZHANG, X., ZHAO, Y., ASHTON, M.S., LEE, X.: Measuring carbon in forests, in: ASHTON, M., TYRRELL, M., SPALDING, D., GENTRY, B. (Eds.), Managing Forest Carbon in a Changing Climate. Springer, Dordrecht, 139–164, 2012.

Der Zusammenhang zwischen Produktivität und Standort für Fichten-dominierte Bestände in Bayern

Susanne Brandl¹⁾, Wolfgang Falk¹⁾, Thomas Rötzer²⁾, Hans Pretzsch²⁾

¹⁾ Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Freising,

²⁾ Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Technische Universität München, Freising

Zusammenfassung

Die Höhenbonität wird oft als Maß für das Potential eines Standorts verwendet. Standorte gleicher Höhenbonität können sich aber dennoch in der Gesamtwuchsleistung unterscheiden. Ein direkteres und umfassenderes Maß für die Produktivität eines Standorts ist die Nettoprimärproduktion (NPP). Diese wurde basierend auf Daten der Bundeswaldinventur (BWI2 und BWI3) geschätzt. An zwei Regionen wurde exemplarisch untersucht, wodurch sich Fichtenbestände unterschiedlicher Produktivität (NPP) bei gleicher Höhenbonität in Bayern unterscheiden. Analog zu bereits erstellten Site-Index-Modellen (SI-Modelle) für Bayern wurden generalisierte additive Modelle (GAM) angepasst um den Zusammenhang zwischen NPP und Umweltvariablen für Fichten-dominierte Bestände zu modellieren. Dabei ist es entscheidend Bestandesalter und Bestandesdichte angemessen zu berücksichtigen. Die Modelle sollten eine flächenhafte Vorhersage der NPP und damit des Standortpotentials ermöglichen. Das Muster der NPP wurde von der Interaktion zwischen Wärme- und Wasserversorgung dominiert. Der Einfluss des Bodens war schwer zu fassen. Einzig die Basensättigung hatte einen deutlichen Einfluss auf die NPP.

Summary

Height at a certain age (site index) is often used as a measure for site potential. However, sites with the same site index can differ in total volume production. Net primary productivity (NPP) is a more comprehensive measure for site potential than height. It was estimated based on national forest inventory data. In an exploratory analysis stand parameters of spruce stands of two regions in Bavaria with differing NPP but similar site index were compared. The relationship between NPP and environmental variables was modelled for spruce-dominated stands in Bavaria using generalized additive models (GAM). As stand age and stand density greatly influence NPP, they have to be taken into account adequately when modelling NPP. The models enable spatially explicit predictions of NPP. The pattern was dominated by temperature and water supply. Base saturation was the only chemical soil parameter selected as explanatory variable.

1 Einleitung

In der forstlichen Praxis wird traditionell meist die Höhenbonität, auch als Site Index (SI) bezeichnet, verwendet um die Leistung eines Standorts einzuschätzen (ASSMANN 1961). Viele Studien über den Standort-Leistungsbezug basieren auf dem SI (NOTHDURFT et al. 2012, ALBERT und SCHMIDT 2010, SEYNAVE et al. 2005). Im LWF-Projekt „Wachstumspotentiale der Hauptbaumarten“ wurden SI-Modelle für Fichte (BRANDL et al. 2014), Kiefer und Buche erstellt. Die Höhe ist allerdings nur ein Indikator für die Produktivität eines Standorts. Standorte gleicher Höhenbonität können sich im Ertrag unterscheiden. So kann die Gesamtwuchsleistung auf Standorten gleicher Höhenbonität um $\pm 15\%$ variieren, von Assmann und Franz als untergliedertes spezielles Ertragsniveau beschrieben (PRETZSCH 2009). Deshalb stellen sich die Fragen, welche Zielgrößen die Produktivität eines Bestandes am umfassendsten erfassen und welche Möglichkeiten es gibt die Produktivität aus Bundeswaldinventurdaten (BWI) zu schätzen.

In der vorliegenden Studie wurde die Nettoprimärproduktion (NPP) als Zielgröße gewählt, da es sich dabei um eine physiologische Größe handelt. Im Gegensatz zur Höhe erfasst sie direkt die Produktivität eines Bestandes.

Zunächst wurde explorativ untersucht, wodurch sich Standorte gleicher Höhenbonität in Bayern unterscheiden. Es wurde untersucht, inwieweit die NPP als ein Maß für das Standortpotential interpretiert werden kann und als Ergänzung zum klassischen Site Index bzw. der Bonitierung über die Höhe dienen kann. Um die NPP flächendeckend für Bayern vorherzusagen, wurde sie in einem statistischen Modell mit Umwelttriebkraften verknüpft. Weiterhin wurden Vorhersagearten der NPP und des SI aus den bereits erstellten SI-Modellen für Bayern verglichen.

2 Material und Methoden

2.1 Datengrundlage

Datengrundlage waren die Daten der BWI2 und BWI3 für Bayern. Die Berechnung der NPP basiert auf der Aufnahme der Winkelzählprobe 4, für die u.a. Bhd-Messungen, Altersschätzungen und für ein Teilkollektiv auch gemessene Höhen vorliegen. Für das SI-Modell der Fichte wurden die Alpen nicht in die Modellierung miteinbezogen. Für eine bessere Vergleichbarkeit wurde deshalb auch das NPP-Modell vorerst ohne diesen Teildatensatz erstellt. Es wurden nur Traktecken mit einem Fichtenanteil $\geq 50\%$ für die Modellierung verwendet.

Weiterhin stehen flächendeckend, relativ hoch aufgelöste Umweltdaten aus dem bayerischen Standortinformationssystem BaSIS (BECK et al. 2013, HERA et al. 2012) zur Verfügung (Tabelle 1). Diese umfassen den Wasserhaushalt, physikalische und chemische Bodenparameter und Reliefparameter. Als klimatische Größen wurden Monatsmittelwerte von Temperatur und Niederschlag (1971 – 2000) verwendet. An den Punkten der Bodenzustandserhebung wurden die im Standortinformationssystem modellierten physikalischen und chemischen Bodenparameter durch Messwerte ersetzt.

Tabelle 1: Statistische Kennwerte der im Modell verwendeten Umweltvariablen.

Parameter	Abkürzung	Einheit	Min	Max	Mittelwert	SD
Temperatursumme (Schwellenwert: 5 °C)	GDD5	°C	789	1948	1558	185
Wasserbilanz während der Vegetationsperiode (Niederschlag – Verdunstung + nFK)	WB	mm	-88	835	207	148
Basensättigung	BS	%	2	100	42	30

Die NPP wurde als Bestandesgröße betrachtet und flächenbezogen berechnet. Das Vorgehen orientiert sich an den Auswertungsmethoden der BWI (HENNIG et al. 2012, SCHMITZ et al. 2008). Die Höhen und Brusthöhendurchmesser entnommener und eingewachsener Bäume wurden für die Periodenmitte mit der Funktion von Sloboda modelliert (SCHMITZ et al. 2008, DAHM 2006). Die Kompartimente der NPP wurden auf Einzelbaumebene berechnet. Es wurden die Zuwächse zwischen BWI2 und BWI3 berechnet, über die Stammzahl pro ha auf einen Hektar hochgerechnet und durch die Periodenlänge geteilt. Die Kompartimente der NPP wurden dann für jede Traktecke zur jährlichen NPP pro ha aufsummiert.

Die NPP setzt sich zusammen aus:

$$NPP = dB + dCR + turnover_{CR} + turnover_{FR} + turnover_{LN} + turnover_{branches}$$

dB: Zuwachs an oberirdischer Biomasse (Stammholz und Astholz) ($t\ ha^{-1}\ a^{-1}$)

dCR: Zuwachs an Grobwurzeln ($t\ ha^{-1}\ a^{-1}$)

turnover_{CR}: Umsatz an Grobwurzeln ($t\ ha^{-1}\ a^{-1}$)

turnover_{FR}: Umsatz an Feinwurzeln ($t\ ha^{-1}\ a^{-1}$)

turnover_{LN}: Umsatz an Blättern/Nadeln ($t\ ha^{-1}\ a^{-1}$)

turnover_{branches}: Umsatz an Zweigen ($t\ ha^{-1}\ a^{-1}$)

Die oberirdische Biomasse (Stammholz und Astholz) wurde baumartenspezifisch als Funktion von Höhe und Bhd berechnet (ZELL 2008). Die Biomasse von Blättern und Nadeln wurde aus der oberirdischen Biomasse (Stammholz und Astholz) mit den Funktionen von PRETZSCH et al. (2014) geschätzt. Die Schätzung der Grobwurzelbiomasse basiert auf der Arbeit von OFFENTHALER und HOCHBICHLER (2006). Für jede Baumart wurde die empfohlene Funktion oder ein festes Wurzel-Spross-Verhältnis verwendet. Der Turnover von Blättern/Nadeln (turnover_{LN}) von Laubbäumen und der Lärche entspricht der Blattbiomasse und wurde als Mittelwert der Blattbiomasse von BWI2 und BWI3 berechnet. Der Turnover von Nadeln (turnover_{LN}) wurde als baumartenspezifischer Anteil an der Nadelbiomasse geschätzt. Für den Turnover an Feinwurzeln (turnover_{FR}) wurde angenommen, dass er dem Turnover an Blättern/Nadeln entspricht. Der Turnover an Grobwurzeln (turnover_{CR}) wurde als Anteil an der Grobwurzelbiomasse geschätzt (RÖTZER et al. 2010). Der Turnover an Zweigen (turnover_{branches}) wurde aus Daten zum Streufall von 22 Waldklimastationen geschätzt. Investitionen in die Reproduktion wurden nicht berücksichtigt.

Der Stand Density Index nach Reineke (SDI) (REINEKE 1933, ZEIDE 2004) diene als Maß für die Bestandesdichte. Da sich die Arten in ihren Standraumansprüchen unterscheiden, wurde der SDI artspezifisch berechnet. Um den SDI für gemischte Bestände zu verwenden, war es notwendig den artspezifischen SDI zu gewichten. Als Referenz wurde die Fichte verwendet. Für jede Art wurde das 95%-Perzentil der SDI-Verteilung von Reinbeständen berechnet. Wichtungsfaktoren wurden berechnet, indem der Wert des 95%-Perzentils der Fichte durch den Wert des 95%-Perzentils der jeweiligen Baumart geteilt wurde. Für jede Traktecke wurden die SDI-Werte artspezifisch berechnet, mit dem jeweiligen Wichtungsfaktor multipliziert und zum SDI der Traktecke aufsummiert.

Tabelle 2: Bestandeskennwerte der BWI-Traktecken.

Parameter	Min	Max	Mittelwert	SD
mittlerer Bhd (cm)	9.3	61.9	29.8	10.2
mittlere Höhe (m)	3.6	41.4	26.3	6.7
Bestandesalter (a)	10	150	72	29
SDI	382	1900	1072	331
Biomasse (t ha ⁻¹)	50.8	788.5	308.6	114.0
dB (t ha ⁻¹ a ⁻¹)	1.0	18.2	6.4	2.7
NPP (t ha ⁻¹ a ⁻¹)	3.7	35.6	14.7	5.1

2.2 Explorative Datenanalyse

In einem ersten Schritt wurde explorativ untersucht, worauf Produktivitätsunterschiede von Standorten gleicher Höhenbonität im BWI-Datensatz zurückzuführen sind.

Exemplarisch wurden zwei Regionen in Bayern, Schwaben (Wuchsbezirk „Mittelschwäbisches Schotterriedel- und Hügelland“) und Spessart, ausgewählt und anhand verschiedener Maße verglichen. Die Wahl fiel auf Schwaben und Spessart, weil beide Regionen im SI-Modell für die Fichte als sehr günstige Standorte mit größter Höhenwuchseistung identifiziert wurden. Basierend auf Erfahrungswissen gilt Schwaben jedoch als der ertragreichere Standort für die Fichte. Für den Vergleich wurden Traktecken mit einem Fichtenanteil größer 60 % ausgewählt, die sich nicht signifikant in der berechneten relativen Höhe als Maß für die Höhenbonität (BRANDL et al. 2014) und im Bestandesalter unterscheiden.

2.3 Statistische Modellierung

Ziel der Studie war es analog zum SI-Modell für die Fichte ein Modell zu entwickeln, dass anstelle der Höhe die NPP in Abhängigkeit von Umweltbedingungen erklärt und flächendeckende Vorhersagen der NPP ermöglicht. Für die Modellierung wurden generalisierte additive Modelle (GAM) verwendet.

Wir gehen davon aus, dass unterschiedliche Produktivität auf Standorten gleicher Höhenbonität oft auf eine höhere Bestandesdichte zurückzuführen ist. D.h. günstige Umweltbedingungen wirken nicht nur über einen schnelleren Höhen- und Bhd-Zuwachs, sondern v.a. über die Ermöglichung einer höheren Bestandesdichte. Es wird also mehr Biomasse produziert, weil schon mehr stehende Biomasse vorhanden ist. Daher muss bei einer statistischen Modellierung der NPP in Abhängigkeit von Standortbedingungen die Dichte berücksichtigt werden.

Letztendlich geht es darum zwischen der Limitierung der NPP durch die Bestandesstruktur und der Limitierung der NPP durch den Standort, d.h. die Umweltbedingungen, zu differenzieren um einen klaren Effekt der Umweltvariablen auf die NPP herauszuarbeiten. Klare und ökologisch plausible Effekte der Umweltvariablen sind eine Voraussetzung für die Prädiktion der NPP in die Fläche. Für Karten der NPP interessiert das Standortpotential, also die NPP, die unter den herrschenden Umweltbedingungen erreicht werden kann und nicht die unter den variierenden Bestandesstrukturen realisierte NPP.

Dafür wurden zwei Varianten getestet, von denen die erste hier genauer vorgestellt wird. Bei der ersten Variante wurde versucht durch die Verwendung eines zweistufigen Ansatzes Umwelt- und Durchforstungseffekte auf die Bestandesdichte zu trennen. Bei der zweiten Variante wurde der Datensatz nach Umweltvariablen stratifiziert. Innerhalb eines einheitlichen Umweltraums wurden dann jeweils nur die dichtesten Bestände ausgewählt.

Variante 1:

Der SDI ist nicht unabhängig von den Umweltbedingungen: Bessere Standortbedingungen ermöglichen einen höheren SDI. Geht der SDI als erklärende Variable in das Modell ein, so entzieht er den Umweltvariablen Erklärungskraft. Deshalb wurde in einem ersten Schritt der SDI in Abhängigkeit von Umweltvariablen und dem Bestandesalter modelliert. Als Umweltvariablen wurden Variablen herangezogen, die sich bereits im SI-Modell für die Fichte als relevant erwiesen haben. Dazu gehören die Basensättigung (BS) und die Interaktion zwischen Wasserbilanz (WB) und der Temperatursumme über 5 Grad (GDD5). Die Wasserbilanz ist eine aggregierte Größe aus dem Niederschlag und der Verdunstung während der Vegetationsperiode und der nutzbaren Feldkapazität.

$$SDI = f(Alter_{Bestand}) + f(BS) + f(GDD5 * WB)$$

Die Residuen aus diesem Modell wurden als angepasster SDI (SDI_{adj}) bezeichnet und als der Anteil am SDI interpretiert, der nicht auf Umwelteffekte, sondern möglichst rein auf Durchforstungseffekte bzw. die Bestandesstruktur, zurückzuführen ist. Dies ist eine Idealisierung, da diese Effekte nie vollständig voneinander getrennt werden können.

In einem zweiten Schritt wurde die NPP in Abhängigkeit der Residuen des SDI, des Bestandesalters und der Umweltvariablen modelliert.

$$NPP = f(SDI_{adj}) + f(Alter_{Bestand}) + f(BS) + f(GDD5 * WB)$$

Variante 2:

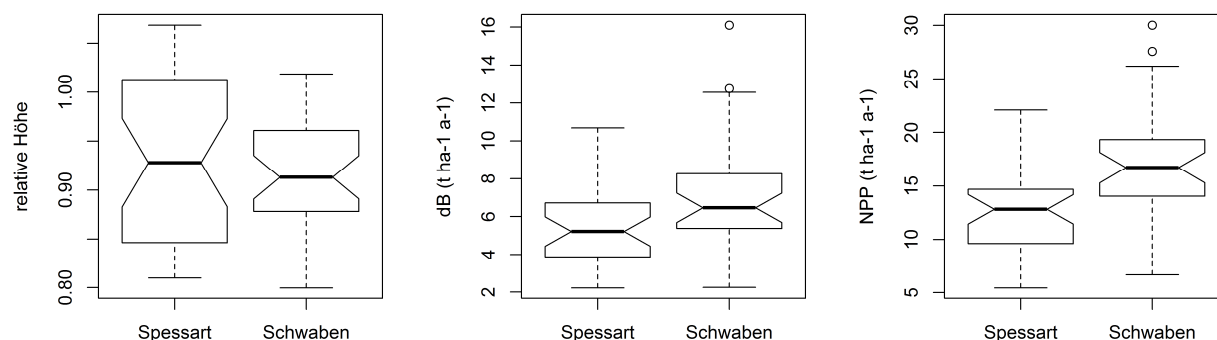
Bei der zweiten Variante wurde der Datensatz nach GDD5 (20 Klassen), WB (20 Klassen) und Tiefengradient der Basensättigung (6 Klassen) stratifiziert. Aus jeder Kombination wurden die 20 % dichtesten Bestände ausgewählt. Die Annahme dahinter ist, dass diese Bestände das Standortpotential voll ausschöpfen und die Dichte im Modell somit nicht mehr berücksichtigt werden muss.

$$NPP = f(Alter_{Bestand}) + f(BS) + f(GDD5 * WB)$$

3 Ergebnisse

3.1 Explorative Datenanalyse

Abbildung 1 zeigt den Vergleich zwischen Traktecken in Schwaben und im Spessart. Schwaben weist höhere NPP und höheren Zuwachs an oberirdischer Holzbiomasse pro ha und Jahr auf. Stehende Biomasse pro ha und SDI sind höher. Die Durchmesser der Einzelbäume hingegen unterscheiden sich nicht signifikant.



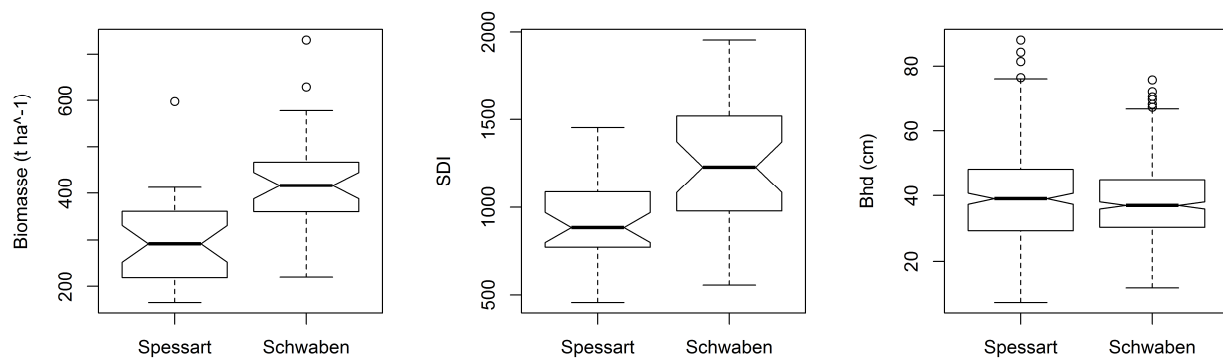


Abbildung 1: Vergleich der relativen Höhe (als Bonitätsmaß), der Produktivitätsmaße NPP und dB, der stehenden oberirdischen Biomasse von Stamm und Ästen und des SDI auf Trakteckenebene und des Bhd der Einzelbäume für die Regionen Schwaben (35 Traktecken) und Spessart (34 Traktecken).

3.2 Statistische Modellierung

Die NPP wird zu einem sehr großen Anteil durch die Bestandesdichte (SDI_{adj}) erklärt. Dies leuchtet ein, da die Bestandesdichte in direktem Verhältnis zur Blattmasse steht und davon ausgegangen werden kann, dass dichte Bestände maximale Blattfläche erreichen und damit maximale Lichtinterzeption. Im Gegensatz zur Höhenbonität ist die NPP stark vom Bestandesalter abhängig. Das Maximum ihrer Produktivität erreichen Bestände im Mittel zwischen 40 und 60 Jahren. Die Effekte der Umweltvariablen sind plausibel (Abbildung 2). Sehr niedrige Basensättigung wirkt sich negativ auf die NPP aus. Bei sehr hoher Basensättigung geht die NPP etwas zurück. Limitierende Effekte von Wasserhaushalt und deutlicher noch von Wärme können abgebildet werden. Die NPP ist am höchsten, wenn sowohl Wärme- als auch Wasserversorgung optimal sind.

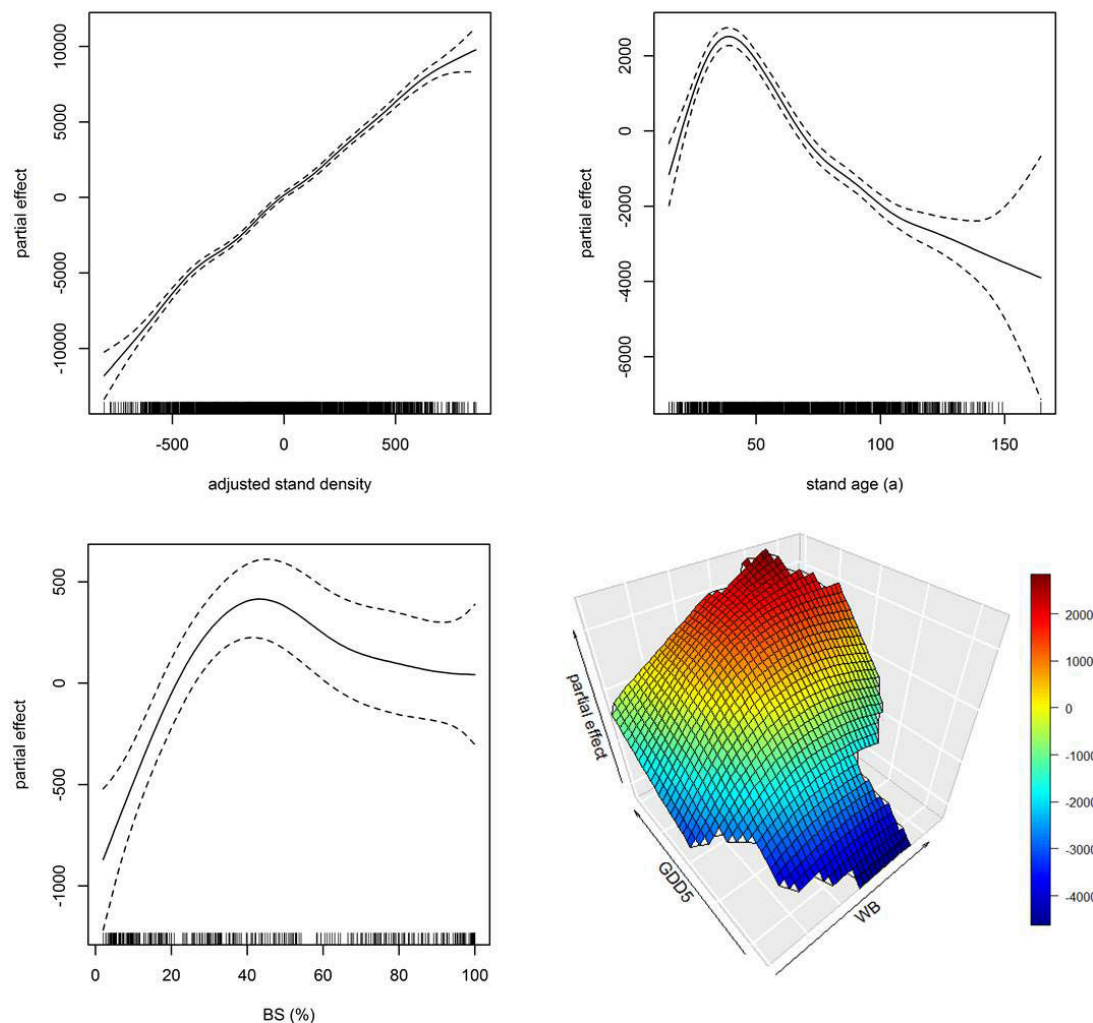


Abbildung 2: Partielle Effekte des angepassten SDI (SDI_{adj}), des Bestandesalters (stand age), der Basensättigung (BS) und der Interaktion zwischen Wasserbilanz (WB) und der Temperatursumme (GDD5) auf die NPP.

Berücksichtigt werden muss hier, dass das hohe R^2 von 0.784 (Tabelle 3) auf den engen Zusammenhang zwischen NPP und Bestandesdichte zurückzuführen ist. Durch die Verwendung der Residuen des SDI als Durchforstungseffekt anstelle des SDI, konnten aber plausible Effekte der Umweltvariablen herausgearbeitet werden.

Tabelle 3: Detaillierte Zusammenfassung des NPP-Modells.

	Schätzung	Standardfehler	T-Statistik	p-Wert
Intercept	14730.42	53.02	277.8	$< 2 \times 10^{-16}$
	edf	df Residuen	F-Statistik	p-Wert
f(SDI _{adj})	6.722	7.869	695.701	$< 2 \times 10^{-16}$
f(Alter _{Bestand})	7.822	8.649	121.878	$< 2 \times 10^{-16}$
f(BS)	3.462	4.247	7.948	1.56×10^{-6}
f(WB,GDD5)	5.235	5.964	44.509	$< 2 \times 10^{-16}$
korrigiertes R^2		0.784		

3.3 Vergleich des SI und der NPP

Die Karten (Abbildung 3) des SI aus dem SI-Modell für die Fichte und der modellierten NPP zeigen ein größtenteils ähnliches Muster mit beispielsweise sehr hohen Site Index-Werten in Schwaben. Im Gegensatz dazu sind die Fränkische Platte, die Frankenalb oder der nordöstliche Teil Bayerns eher ungünstig für das Fichtenwachstum. Deutlich ist in beiden Karten die Temperaturlimitierung in den Hochlagen des Bayerischen Waldes erkennbar. Unterschiede zeigen sich im Nordwesten Bayerns. Dort wird höchstes Höhenwachstum geschätzt, während die modellierte NPP eher im mittleren Bereich liegt.

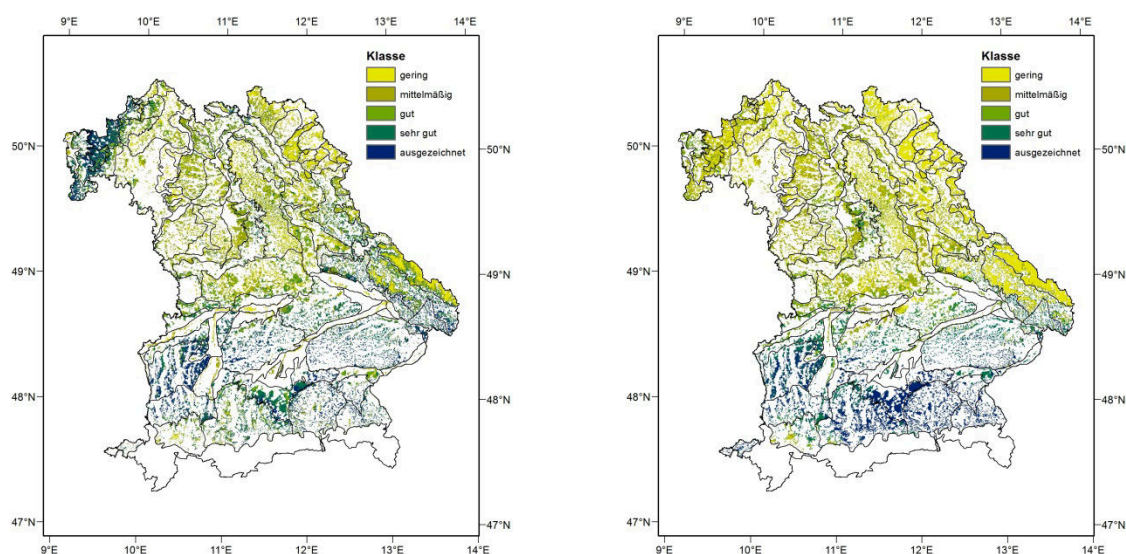


Abbildung 3: Flächenhafte Darstellung des SI für die Fichte (links) und der modellierten NPP (rechts) für Bayern, eingeteilt in fünf Produktivitätsklassen.

4 Diskussion

4.1 Berechnung der NPP

Die Berechnung der NPP aus Daten der Winkelzählprobe 4 ist teilweise mit hoher Unsicherheit behaftet. Besonders bei lichten Beständen liegen der Hochrechnung manchmal nur wenige Bäume zugrunde. Entnommene und eingewachsene Bäume müssen angemessen berücksichtigt werden. Über die Allokation unterirdischer Biomasse ist wenig bekannt und auch die Umsatzraten von Blättern, Zweigen und Wurzeln sind nur grobe Schätzungen, sodass bereits in der Zielgröße NPP ein großes Rauschen steckt. Durch die relativ große Datengrundlage sollte aber dennoch eine belastbare Schätzung möglich sein.

4.2 NPP als Maß für die standortspezifische Produktivität

Das Konzept der Bonitierung über die Höhe wurde ursprünglich für regelmäßig bestockte, gleichaltrige Bestände entwickelt (SKOVSGAARD and VANCLAY 2008). Die Entwicklung hin zu strukturreichen Mischbeständen und hochdurchforstungsartigen Behandlungsregimen schränkt die Aussagekraft des SI ein (PRETZSCH 2009). Einzelbaumbasierte Bestandeswachstumsmodelle können das Wachstum für eine weite Bandbreite an Standortbedingungen vorhersagen, benötigen aber Dimensionsangaben für die Einzelbäume als Input (z.B. MONSERUD und STERBA 1996). Das Wachstum wird dann hauptsächlich durch Größe und Konkurrenz bestimmt. Liegt das Hauptinteresse aber auf der umweltabhängigen Variation der Produktivität und der räumlich expliziten Vorhersage des Standortpotentials, scheint ein Maß wie die hier verwendete NPP geeigneter.

4.3 Dichteabhängigkeit der NPP

Um die Umweltabhängigkeit der NPP abbilden zu können, muss das Zuwachspotential eines Standortes ausgeschöpft werden. Lichte, stark durchforstete Bestände nutzen dieses Zuwachspotenzial aber nicht voll. Daher muss bei einem flächenbezogenen Ansatz die Bestandesdichte berücksichtigt werden. Die Tatsache, dass die Bestandesdichte aber selbst nicht unabhängig von Umweltbedingungen ist erfordert eine zweistufige Modellierung oder eine Stratifizierung des Datensatzes um klare Umwelteffekte herauszuarbeiten.

4.4 SI und NPP

Regionen, die bezüglich der Höhenbonität ähnlich einzustufen sind, können sich dennoch deutlich in der NPP unterscheiden. Karten für Bayern der Modellvorhersagen des SI und der NPP zeigen in weiten Bereichen ein ähnliches Muster, aber auch Bereiche mit deutlichen Unterschieden. So werden beispielsweise die Regionen Schwaben und Spessart als sehr günstig für das Wachstum der Fichte durch das SI-Modell eingewertet. In der Forstpraxis gilt Schwaben jedoch als der ertragreichere Standort für die Fichte. Die Ergebnisse dieser Studie passen zu dieser empirischen Einschätzung. Karten der NPP zeigen niedrigere Leistungsklassen für den Spessart als für Schwaben. Die Unterschiede sind hauptsächlich auf höhere Stammzahlen in Schwaben zurückzuführen, während die Einzelbaumdurchmesser dort nicht höher sind. Somit erfasst der traditionelle SI nicht das gesamte Standortpotential und die Kombination mit der NPP bietet eine umfassendere Einschätzung des Standortpotentials.

4.5 Umweltabhängigkeit der NPP

Statistische Modelle identifizierten klare und ökologisch plausible Effekte von Wärme- und Wasserhaushalt sowie der Basensättigung auf die Produktivität. Auf globaler Ebene ist die NPP niedrig in kalten und trockenen Klimaten und nimmt mit steigenden Temperaturen und besserer Wasserversorgung zu (BARNES et al. 1998). Dieses globale Muster kann auch auf der Maßstabsebene Bayerns nachvollzogen werden. So ist beispielsweise die Temperatur der limitierende Faktor in den Hochlagen des Bayerischen Waldes, während in den warm-trockenen Regionen im Nordwesten Bayerns die Wasserversorgung limitierend wirkt. Innerhalb desselben Klimas variiert die NPP durch den Einfluss des Bodens, der Artzusammensetzung und der Entwicklungsstufe des Ökosystems (BARNES et al. 1998). So beeinflusst im Modell die Basensättigung die NPP. Auf sauren Böden wird die Produktion durch die Verfügbarkeit von basischen Kationen limitiert. Für sehr basenreiche Böden geht die NPP leicht zurück. Dies könnte mit Ca-K-Antagonismus (REHFUESS 1990) und der Immobilisierung von Phosphor (MELLERT und EWALD 2014) erklärt werden. Wie auch bei den SI-Modellen ist der Einfluss der chemischen Bodenparameter schwer zu fassen. Das Muster wird von Temperatur- und Wasserhaushalt dominiert. Insgesamt ist der Erklärungsanteil der Umweltvariablen an der Varianz der NPP vergleichsweise gering. Für eine deutlichere Herausarbeitung des Umwelteffekts auf die NPP wären größere Umweltgradienten und damit die Ausweitung der Datengrundlage auf europaweite Daten wünschenswert. Bezüglich der Bodenparameter ist zudem zu berücksichtigen, dass es sich größtenteils nicht um punktgenaue Daten, sondern um modellierte Werte handelt und damit bereits die erklärenden Variablen mit Unsicherheit behaftet sind.

6 Fazit und Ausblick

Letztendlich stellt die Studie einen Versuch dar den Standort-Leistungsbezug über ein anderes Maß als die Höhe zu erfassen. Eine Betrachtung der NPP kann die traditionelle Höhenbonitierung sicher nicht

ersetzen, ist aber durchaus interessant als Ergänzung zum SI. Da neben der klassischen Holznutzung das Interesse an der Nutzung für Bioenergie wächst, gewinnen Biomasse und NPP, wie sie von den Modellen in dieser Studie vorhergesagt werden, an Bedeutung.

Geplant sind ein detaillierter Vergleich der beiden Varianten für die Modellierung der NPP und eine Validierung der Modelle an Versuchsflächendaten. Weiterhin wird angestrebt den Datensatz zu erweitern um größere Umweltgradienten zu erfassen.

7 Literaturverzeichnis

- ALBERT, M., SCHMIDT, M.: Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and common beech (*Fagus sylvatica* L.). In: *Forest Ecology and Management* 259 (4), S. 739–749, 2010
- ASSMANN, E.: Waldertragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. BLV Verlagsgesellschaft, München, Bonn, Wien, 1961
- BARNES, BURTON V., ZAK, DONALD R., DENTON, SHIRLEY R., SPURR, STEPHEN H.: *Forest Ecology*. 4. Aufl.: John Wiley & Sons, Inc., 1998
- BECK, J., KÖLLING, C.: Das bayerische Standortinformationssystem - Das neue Standortinformationssystem mit seinen zahlreichen Themenkarten ist ein wichtiges Hilfsmittel für die Beratung der Waldbesitzer. In: *LWF aktuell* 94, S. 4–7, 2013
- BRANDL, S., FALK, W., KLEMMT, H., STRICKER, G., BENDER, A., RÖTZER, T., PRETZSCH, H.: Possibilities and Limitations of Spatially Explicit Site Index Modelling for Spruce Based on National Forest Inventory Data and Digital Maps of Soil and Climate in Bavaria (SE Germany). In: *Forests* 5 (11), S. 2626–2646, 2014
- DAHME, S.: Auswertungsalgorithmen für die zweite Bundeswaldinventur. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, Institut für Waldökologie und Waldinventuren. Eberswalde, 2006
- HENNIG, P., KROIHER, F., POLLEY, H., RIEDEL, T., SCHMITZ, F., SCHWITZGEBEL, F.: Arbeitsbericht Institut für Waldökologie und Waldinventuren. Die dritte Bundeswaldinventur - BWI 2012. Inventur- und Auswertungsmethoden. Hg. v. Thomas Riedel. Johann Heinrich von Thünen-Institut, 2012
- HERA, U., RÖTZER, T., ZIMMERMANN, L., SCHULZ, C., MAIER, H., WEBER, H., KÖLLING, C.: Klima en detail. In: *LWF aktuell* 86, S. 34–37, 2013
- MELLERT, K., EWALD, J.: Nutrient limitation and site-related growth potential of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) in the Bavarian Alps 133, S. 433–451, 2014
- MONSERUD, R., STERBA, H.: A basal area increment model for individual trees growing in even- and uneven-aged forest stands in Austria. In: *Forest Ecology and Management* 80, S. 57–80, 1996
- NOTHDURFT, A., WOLF, T., RINGELER, A., BÖHNER, J., SABOROWSKI, J.: Spatio-temporal prediction of site index based on forest inventories and climate change scenarios. In: *Forest Ecology and Management* 279 (0), S. 97–111, 2012
- OFFENTHALER, I., HOCHBICHLER, E.: Estimation of root biomass of Austrian forest tree species. In: *Austrian Journal of Forest Science* 123 (1/2), S. 65–86, 2006
- PRETZSCH, H.: *Forest dynamics, growth and yield. From measurement to model*. Berlin, Heidelberg: Springer, 2009
- PRETZSCH, H., BLOCK, J., DIELER, J., GAUER, J., GÖTTLEIN, A., MOSHAMMER, R.: Nährstoffentzüge durch die Holz- und Biomassennutzung in Wäldern. Schätzfunktionen für Biomasse und Nährelemente und ihre Anwendung in Szenariorechnungen. In: *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 185 (11/12), S. 261–285, 2014
- REHFUESS, K.: *Waldböden*. Hamburg: Parey (2), 1990
- REINEKE, L. H.: Perfecting a stand density index for even-aged forests. In: *Journal Agric. Res.* 46, S. 627–638, 1933
- RÖTZER, T., DIELER, J., METTE, T., MOSHAMMER, R., PRETZSCH, H.: Productivity and carbon dynamics in managed Central European forests depending on site conditions and thinning regimes. In: *Forestry* 83 (5), S. 483–495, 2010
- SCHMITZ, F., POLLEY, H., HENNIG, P., DUNGER, K., SCHWITZGEBEL, F.: Die zweite Bundeswaldinventur - BWI2. Inventur- und Auswertungsmethoden. Zu den Bundeswaldinventuren 2001 bis 2002 und 1986 bis 1988. Johann Heinrich von Thünen-Institut, 2008
- SEYNAVE, I., GÉGOUT, J., HERVÉ, J., DHÔTE, J., DRAPIER, J., BRUNO, É., DUMÉ, G.: *Picea abies* site index prediction by environmental factors and understorey vegetation: a two-scale approach based on survey databases. In: *Canadian Journal of Forest Research* 35, S. 1669–1678, 2005
- SKOVSGAARD, J. P., VANCLAY, J. K.: Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. In: *Forestry* 81 (1), S. 13–31, 2008
- ZEIDE, B.: How to measure stand density. In: *Trees* 19 (1), S. 1–14, 2005
- ZELL, Jürgen: Methoden für die Ermittlung, Modellierung und Prognose der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern auf Grundlage permanenter Großrauminventuren. Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg im Breisgau, 2008

Produktivität von Kiefer und Buche in Mischung im Vergleich zu benachbarten Reinbeständen. Untersuchung entlang eines Produktivitätsgradienten durch Europa

Pretzsch, H.¹, del Río, M., Ammer Ch., Avdagic, A., Barbeito, I., Bielak, K., Brazaitis, G., Coll, L., Dirnberger, G., Drössler, L., Fabrika, M., Forrester, D., Godvod, K., Heym, M., Hurt, V., Kurylyak, V., Löf M., Lombardi, Matović, B., F., Mohren, F., Motta, R., den Ouden, J., Pach, M., Ponette, Q., Schütze, G., Schweig, J., Skrzyszewski, J., Sramek, V., Sterba, H., Stojanović, D., Svoboda, M., Vanhellemont, M., Verheyen, K., Wellhausen, K., Zlatanov, T., Bravo-Oviedo, A.

¹Technische Universität München, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde

Zusammenfassung

Die Produktivitätsrelation zwischen Mischbeständen und Reinbeständen spiegelt den Nettoeffekt der förderlichen und hinderlichen Interaktionen der beteiligten Arten im Mischbestand im Vergleich zum Reinbestand wider. Zahlreiche Untersuchungen berichten von Mehrzuwächsen bis zu 50% durch Beimischung stickstoffbindender Baumarten. Aber auch ohne Luftstickstoffbindung kann die Mischung ökologisch komplementärer Baumarten Mehrzuwächse von 10 bis 30% pro Einheitsfläche erbringen. Aus Untersuchungen geht ferner hervor, dass Mischungseffekte auf ärmeren Standorten positiver ausfallen können als auf fruchtbaren Standorten. Ob die Größenordnung der Mehrzuwächse wirklich immer praktisch relevant ist und ob die Abnahme der Mischungseffekte mit zunehmender Standortgüte generalisierbar ist, ist noch weitgehend ungeklärt. Denn die bisherigen Untersuchungen konzentrierten sich meistens auf einige wenige Standorte oder Baumartenmischungen.

Ziel vorliegender Untersuchung war es, für die bisher relativ selten untersuchte Mischung aus Kiefer und Buche eine verbesserte ertragskundliche Wissensgrundlage zu schaffen. Im Einzelnen sollten (i) Produktivitätsrelationen zwischen Misch- und benachbarten Reinbeständen analysiert werden, (ii) Bestandesmittelwerte und Bestandessummenwerte von Mischbeständen mit jenen in Reinbeständen verglichen werden, und (iii) der Zusammenhang zwischen Umweltbedingungen und Mischungseffekten analysiert werden.

Im Rahmen der COST-Aktion EuMIXFOR FP 1206 wurden in 16 Ländern (Österreich, Bosnien-Herzegowina, Belgien, Bulgarien, Frankreich, Tschechien, Deutschland, Italien, Litauen, Polen, Serbien, Slowakei, Spanien, Schweden, Niederlande, Ukraine) insgesamt 32 Triplets, bestehend aus Rein- und Mischbeständen aus Kiefer und Buche angelegt. Es handelt sich dabei um überwiegend 40- bis 80jährige gleichaltrige Rein- und Mischbestände, die voll bestockt sind, in denen Kiefer und Buche in Einzelmischung vorkommen, und in denen die Zuwachsverhältnisse Vollbestockung widerspiegeln. Die Bestände wurden in den zurückliegenden 5 bis 10 Jahren nicht oder zumindest kaum durchforstet. Alle Parzellen wurden ertragskundlich aufgenommen, über Zuwachsbohrungen beprobt, und dazu verwendet, ertragskundliche Zustands- und Produktivitätsgrößen pro Hektar zu errechnen.

In Mischbeständen war der stehende Vorrat (+12%), die Bestandesdichte (+20%), die Bestandesgrundfläche (+12%) und der mittlere periodische Volumenzuwachs (+8%) durchschnittlich höher als das gewichtete Mittel benachbarter Reinbestände. Kiefer und Buche trugen gleichermaßen zum Mehrzuwachs und zu der Überdichte bei. Der Mitteldurchmesser und die Bestandesmittelhöhe der Kiefer waren dem Reinbestand um +20% bzw. +6% voraus. Dagegen vollzog sich die Durchmesser- und Höhenentwicklung der Buche im Mischbestand langsamer (-8%) als im Reinbestand. Die Schlankheitsgrade der Kiefer waren im Mischbestand signifikant niedriger als im Reinbestand, während sie bei der Buche etwa unverändert blieben. Der Mehrzuwachs und die Überdichte auf den 32 Triplets waren unabhängig von der Höhenbonität der Gesamtwuchsleistung und ausgewählter Klimavariablen, obwohl der Jahresniederschlag auf den Flächen zwischen 520 und 1175 mm J⁻¹ und die Temperatur zwischen 6.0 und 10.5° Celsius variieren. Mehrzuwachs und Überdichte der Mischbestände gegenüber den Reinbeständen waren also entlang des Produktivitätsgradienten ähnlich.

Die Serie von Triplets dient hier zunächst zur Prüfung, ob die Mischungseffekte zwischen Kiefer und Buche auf Bestandesebene überhaupt relevant sind. Weitergehende Untersuchungen auf den Triplets werden Aufschluss über die Ursachen der Mischungseffekte geben. Von besonderem Interesse ist, wie eine verbesserte Versorgung, Aufnahme und Nutzungseffizienz von Licht, Wasser und Nährstoffen zu den Mischungseffekten unter verschiedenen Standortbedingungen beitragen.

1 Einleitung

Im Rahmen des EU-Projektes EuMIXFOR (FP 1206) wurden entlang eines klimatischen Gradienten durch Europa insgesamt 32 Triplets, bestehend aus Rein- und Mischbeständen aus Kiefer, Buche und Kiefer/Buche angelegt. In Europa nimmt die Kiefer eine Fläche von ca. 12×10^6 ha ein und die Buche 49×10^6 ha. Die potentielle Fläche, auf der sich beide Arten dauerhaft mischen, beträgt 32×10^6 ha, die Fläche, auf der beide Arten gegenwärtig in Mischung kultiviert werden, dagegen nur $1,7 \times 10^6$ ha (Brus et al. 2011). Beide Baumarten haben in Europa ein besonders weites und sich überlappendes Verbreitungsgebiet, das von Skandinavien bis Bulgarien und von Spanien bis in die Ukraine reicht. Deshalb erschien diese Baumartenkombination besonders geeignet dafür, Mehrproduktion durch Mischung und insbesondere die Abhängigkeit der Mischungsreaktionen von den Standortbedingungen zu untersuchen.

Im Vergleich zu dem gewichteten Mittel benachbarter Reinbestände können Mischbestände aus mitteleuropäischen Baumarten häufig um 10 bis 20% mehr Stammvolumenzuwachs produzieren (Pretzsch et al. 2010, 2013). Positive Mischungseffekte wurden besonders häufig auf ärmeren Standorten und in ungünstigen Zuwachsperioden beobachtet. Als Ursachen für Mehrzuwächse von Misch- gegenüber Reinbeständen wurden wiederholt komplementäre ökologische Nischen der gemischten Arten (z.B. sich ergänzende Lichtökologie) oder Effekte der gegenseitigen Förderung (Verfügbarmachung von Basen durch tiefwurzelnde Baumarten, Bindung von Luftstickstoff, hydraulische Umverteilung von Wasser von tieferen zu höheren Bodenschichten) genannt.

Während bisherige Mischbestandsuntersuchungen meist auf ein eher enges Standortspektrum begrenzt waren, wurden die 32 Triplets aus Rein- und Mischbeständen in vorliegender Studie so angeordnet, dass sie z.B. ein besonders breites Spektrum der Niederschlagsversorgung abdecken, das von 520 mm Jahresniederschlag bis 1175 mm reicht. Während es für die Baumartenkombination Fichte und Buche oder Eiche und Buche in größerem Umfang und mit relativ weiter regionaler Verbreitung langfristige Versuchsflächen gibt, fehlen solche weitgehend für die Baumartenkombination aus Kiefer und Buche. Durch eine regional besonders breitgestreute Anlage der insgesamt 32 Triplets sollten im Rahmen des Projektes EuMIXFOR FP 1206 folgende Fragen beantwortet werden:

- (i) Wie hoch ist der Bestandeszuwachs von Mischbeständen aus Kiefer und Buche im Vergleich zu benachbarten Reinbeständen?
- (ii) Wie variiert der Zuwachs in Mischbeständen im Vergleich zu benachbarten Reinbeständen über der Zeit?
- (iii) Wie reagieren Mischbestände im Vergleich zu Reinbeständen auf extreme Trockenjahre; wie schneiden sie in Resistenz, Resilienz und Erholung im Vergleich zu Reinbeständen ab?

Im Folgenden wird näher auf die Frage (i) eingegangen. Zunächst werden die Produktivitätsrelationen zwischen Misch- und benachbarten Reinbeständen analysiert. Anschließend werden die Bestandesmittelwerte und Bestandessummenwerte von Mischbeständen mit jenen in Reinbeständen verglichen. Schließlich wird der Zusammenhang zwischen Umweltbedingungen und Mischungseffekten analysiert.

2 Material und Methoden

2.1 Design der Serie von Triplets

Um verallgemeinerbare Aussagen über die Produktivität von Kiefer und Buche im Rein- und Mischbestand zu erhalten, wurden insgesamt 32 Triplets, jeweils bestehend aus Rein- und Mischbeständen aus Kiefer und Buche angelegt (Abbildung 1). Die Anlage erfolgte im Rahmen des EU-Projektes FP 1206 EuMIXFOR und überspannt insgesamt 16 Länder. Abbildung 2 zeigt die Lage der insgesamt 32 Triplets in Rein- und Mischbeständen aus Kiefer und Buche, die im Jahre 2014 angelegt und aufgenommen wurden. Die Flächen liegen zwischen Schweden im Norden und Bulgarien im Süden, und sie erstrecken sich von Westen nach Osten von Spanien bis in die Ukraine. Auf den Plots beträgt die mittlere Jahrestemperatur 6 bis $10,5^\circ$ Celsius und die Summe der jährlichen Niederschläge reicht von 520 bis 1.175 mm yr^{-1} . Die Flächen liegen in einer Seehöhe von 20 m bis 1.250 m über NN.

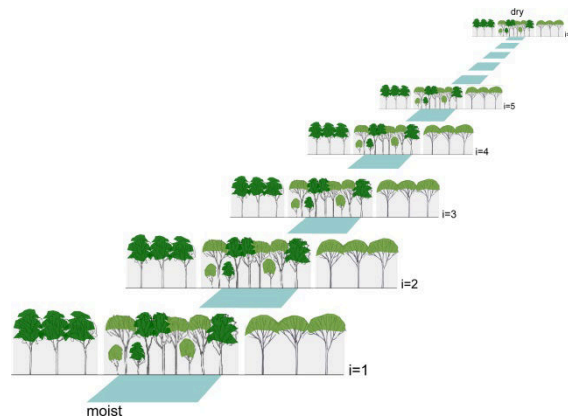


Abbildung 1: Entlang eines Gradienten von hoher bis zu geringer Produktivität, bedingt durch feuchte bzw. trockene Standorte, wurden 32 Triplets angelegt. Jedes Triplet besteht aus Reinbeständen aus Kiefer und Buche und einem Mischbestand aus beiden Baumarten.

Die zu einem Triplet gehörigen Rein- und Mischbestände sind mehr oder weniger gleichaltrig, 60- bis 80jährig, voll bestockt und sehr ähnlich in den Standortbedingungen. Falls überhaupt behandelt, liegen die letzten Eingriffe lange zurück, so dass alle Parzellen maximale Bestandesdichte repräsentieren. Ein geeigneter Anzeiger für die Annäherung an die maximale Dichte und ein Wachstum entlang der self-thinning Linie ist das gehäufte Vorkommen von Bäumen, die aufgrund von Konkurrenz absterben.

Die Parzellen haben eine Flächengröße von 0,02 und 1,3 ha. Auf ihnen erfolgte eine Vollaufnahme der Brusthöhendurchmesser und eine stichprobenweise Messung von Höhen und Kronenansatzhöhen, so dass die Bestandesvorräte ermittelt werden können. Für weitergehende Analysen wurden auf einem Teil der Triplets auch Stammfußkoordinaten eingemessen, Kronen abgelotet, Lichtmessungen durchgeführt und Strukturhebungen mit einem terrestrischen Laser-Scanner vorgenommen. Weiter wurden Probenahmen des Bodens und der Nährelemente in Nadeln und Laub ausgeführt.

An einer Stichprobe von mindestens 20 Bäumen pro Art erfolgten in den Rein- und Mischbeständen Zuwachsbohrungen. Indem bis zum Kern gebohrt wurde, liefern die Bohrkern präzise Altersangaben, aber auch Einblick in die Zuwachsentwicklung in den zurückliegenden Jahrzehnten. Zur retrospektiven Berechnung des Bestandeszuwachses erfolgt zusätzlich eine Stockinventur, bei der evtl. vorhandene Stöcke in 5-Jahres-Stufen eingeordnet wurden.

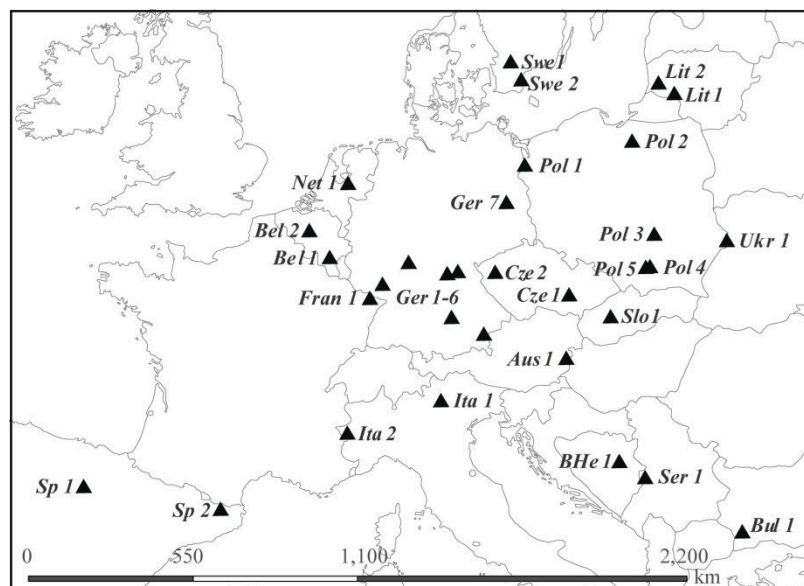


Abbildung 2: Lage von insgesamt 32 Triplets in Rein- und Mischbeständen aus Kiefer und Buche, die im Jahre 2014 angelegt und aufgenommen wurden. Die Triplets verteilen sich auf 16 Länder: Österreich (Aus 1), Belgien (Bel 1-2), Bosnien-Herzegowina (BHe 1), Bulgarien (Bul 1), Tschechien (Cze 1-2), Frankreich (Fran 1), Deutschland (Ger 1-7), Italien (Ita 1-2), Litauen (Lit 1-2), Niederlande (Net 1), Polen (Pol 1-5), Serbien (Ser 1), Slowakei (Slo 1), Spanien (Spa 2), Schweden (Swe 1-2) und Ukraine (Ukr 1).

2.2 Auswertung der Inventur und Zuwachsdaten

Basierend auf den Bestandesinventuren und Bohrkernanalysen erfolgte die Rekonstruktion des zurückliegenden Bestandeszuwachses in folgenden Schritten:

- (1) Zuwachsbohrung von 20 bis 50 Bäumen pro Plot, Jahrringanalyse und Synchronisation der Zeitreihen.
- (2) Berechnung jährlicher Regressionen zum Zusammenhang zwischen Durchmesserzuwachs und Enddurchmesser der Bäume. Diese Regressionen dienen der Berechnung der Zuwächse jener Bäume, von denen der Zuwachs nicht aus Bohrkernanalysen bekannt ist.
- (3) Anwendung von Rindenzuwachs-Funktionen, um neben dem Zuwachs an Xylem retrospektiv auch die Entwicklung der Rinde zu berücksichtigen.
- (4) Anwendung von Altershöhenkurven zur Rückrechnung der Mittelhöhe vor $i=1, \dots, n$ Jahren.
- (5) Anwendung von Einheitshöhenkurven, in die der Mitteldurchmesser, die Mittelhöhe und das Bestandesalter einfließen, so dass individuelle Höhen in Abhängigkeit vom Baumdurchmesser abgegriffen werden können.
- (6) Anwendung von Derbholzformzahl-Funktionen für die einzelbaumweise Berechnung des Stammvolumens.
- (7) Berechnung des Volumenzuwachses aller Bäume retrospektiv für 40 Jahre in Abhängigkeit von ihrem jeweiligen Durchmesser, ihrer Höhe und aktuellen Formzahl.
- (8) Berechnung des Bestandeszuwachses durch Summation der Volumenzuwächse aller Einzelbäume. Für die Berechnung der Mehr- und Minderzuwächse in Misch- gegenüber Reinbeständen wurde der mittlere periodische Zuwachs an Grundfläche und Stammvolumen des Bestandes über die letzten 5 Jahre verwendet, also in der Periode 2009 bis 2013.

2.3 Vergleich der Bestandesmittel- und Bestandessummenwerte im Mischbestand mit den entsprechenden Größen in benachbarten Reinbeständen

Zum Vergleich der Bestandesmittelwerte (Mittelhöhe, Mitteldurchmesser, mittlerer Schlankheitsgrad) wurden die entsprechenden Werte des Mischbestandes durch jene des Reinbestandes der gleichen Art geteilt. Der mittlere Quotient über alle 32 Triplets \pm Standardfehler dient dann der Prüfung, ob die Mittelwerte im Mischbestand größer sind als jene im Reinbestand. Das trifft dann zu, wenn die Konfidenzintervalle den Wert von 1.0 nicht mit einschließen. Quotienten mit ihren Konfidenzintervallen ($\pm 2 \times SE$, $\pm 3 \times SE$, $\pm 4 \times SE$) lassen erkennen, ob signifikante Unterschiede (auf dem Niveau $p \leq 0.05^*$, $p \leq 0.01^{**}$, oder sogar auf dem Niveau $p \leq 0.001^{***}$) bestehen. Liegt das Konfidenzintervall über 1.0, so ist der Mischbestand dem Reinbestand in der entsprechenden Dimensionsgröße überlegen, liegt das Konfidenzintervall unter 1.0, so ist die Größenentwicklung im Mischbestand langsamer als im Reinbestand (vergleiche Tabelle 2).

Für den Vergleich der Summenwerte (stehender Vorrat, Bestandesdichte, mittlerer periodischer Zuwachs an Bestandesgrundfläche und Bestandesvolumen) wird der gemessene Wert des Mischbestandes in Relation gesetzt zum gewichteten Mittel der benachbarten Reinbestände, wobei die Gewichtung mit den Mischungsanteilen m_1 und m_2 erfolgt. Im Falle des Bestandesvolumens ergibt sich beispielsweise $\hat{V}_{1,2} = V_1 \times m_1 + V_2 \times m_2$ für das gewichtete Mittel; es bildet den erwarteten Referenzwert und wird dem entsprechenden Beobachtungswert des benachbarten Mischbestandes gegenübergestellt. Für den Vergleich auf Ebene der Baumarten wird der Beitrag der Baumarten zum Mischbestand mit dem Mischungsanteil auf einen Hektar hochskaliert und dann mit den entsprechenden Summenwerten des benachbarten Reinbestandes verglichen. Wiederum am Beispiel des stehenden Volumens ergibt das $RV_{1,(2)} = VV_{1,(2)} / m_1 / V_1$ bzw. $RV_{(1),2} = VV_{(1),2} / m_2 / V_2$. Für die Berechnung des Mehr- oder Minderzuwachses erfolgt dieser Vergleich anhand des mittleren periodischen Zuwachses an Bestandesgrundfläche und an Bestandesvolumen, also auf der Basis der Produktivität wie folgt. Die erwartete Produktivität des Mischbestandes wird als Referenz verwendet, und der Quotient aus gemessener Produktivität und erwarteter Produktivität resultiert in dem Wert für Overyielding ($RP_{1,2} = p_{1,2} / \hat{p}_{1,2}$, wobei $\hat{p}_{1,2} = m_1 \times p_1 + m_2 \times p_2$). Der analoge Vergleich auf der Artenebene erfolgt nach Hochskalierung auf

Hektarwerte durch Verwendung der Mischungsanteile m_1 und m_2 ($RP_{1,(2)} = pp_{1,(2)} / m_1 / p_1$ und $RP_{(1),2} = pp_{(1),2} / m_2 / p_2$, wobei $p_{1,2} = pp_{1,(2)} + pp_{(1),2}$).

Für die Berechnung der Mischungsanteile m_1 und m_2 wurden zunächst die Stand-Density-Indizes für beide Baumarten im Reinbestand berechnet ($SDIMAX_1, SDIMAX_2$). Sie repräsentieren den regional-typischen maximalen SDI und den Standflächenbedarf der jeweiligen Baumart. Die Werte $SDIMAX_1, SDIMAX_2$ wurden verwendet, um den SDI einer Art in jenen der anderen umzurechnen ($e_{2 \rightarrow 1} = SDIMAX_1 / SDIMAX_2$ und $e_{1 \rightarrow 2} = SDIMAX_2 / SDIMAX_1$). Die Äquivalenzkoeffizienten e_1 und e_2 können dazu verwendet werden, die SDI-Werte von zwei Arten mit unterschiedlichem Stand-raumbedarf zu kombinieren ($SDI_{1,2} = SDI_{1,(2)} + SDI_{(1),2} \times e_{2 \rightarrow 1}$). Hierdurch wird der Bestandesdicht-eindex im Mischbestand vergleichbar mit dem Index im Reinbestand. Auf diese Weise kann eine even-tuelle Über- bzw. Unterdichte im Mischbestand gegenüber benachbarten Reinbeständen aufgedeckt werden. So wird der Stand-Density-Index des Mischbestandes z. B. auf die Art 1 normiert und mit der Bestandesdichte des Reinbestandes der Art 1 vergleichbar

$$(SDI_{1,2} = SDI_{1,(2)} + SDI_{(1),2} \times e_{2 \rightarrow 1}, RD_{1,2} = SDI_{1,2} / SDI_1).$$

Basierend auf dem standardisierten SDI, z.B. für die Art 1 ($SDI_{1,2} = SDI_{1,(2)} + SDI_{(1),2} \times e_{2 \rightarrow 1}$) und dem Anteil der Arten 1 und 2 an dieser standardisierten Dichte ($SDI_{1,(2)} / SDI_{1,2}$ bzw. $(SDI_{(1),2} \times e_{2 \rightarrow 1}) / SDI_{1,2}$) können die Mischungsanteile der Arten 1 und 2

$$m_1 = SDI_{1,(2)} / (SDI_{1,(2)} + SDI_{(1),2} \times SDIMAX_1 / SDIMAX_2)$$

$$m_2 = (SDI_{(1),2} \times SDIMAX_1 / SDIMAX_2) / (SDI_{1,(2)} + SDI_{(1),2} \times SDIMAX_1 / SDIMAX_2)$$

berechnet werden. Auf diese Weise fließt der unterschiedliche Standraumbedarf von Kiefer und Buche in die Berechnung der Mischungsanteile m_1 und m_2 mit ein (Sterba et al. 2014).

2.4 Indikatoren für die Standortbedingungen

Zur Analyse vermuteter Abhängigkeiten des Over- und Underyieldings von den Standortbedingungen wurden die Höhen der Bäume mit den quadratischen Mitteldurchmessern von Kiefer bzw. Buche im Reinbestand im Alter 50 als unspezifische Weiserwert für die Standortbedingungen verwendet. Weil die meisten der Triplets 40 bis 60 Jahre alt sind, wurde die Höhe im Alter 50, nicht jene im Alter 100 verwendet. Damit werden Unschärfen durch die ansonsten übliche Extrapolation bis zum Alter 100 bei der Benutzung von Ertragstafeln vermieden.

Auch von Beständen, die in ihrer Baumhöhe und in ihrem Alter ähnlich sind, kann der Ertrag innerhalb einer Region aufgrund unterschiedlicher Ertragsniveaus variieren. Noch größer ist die Wahrscheinlichkeit einer Variation des Ertragsniveaus im Falle der 32 Triplets, die über eine große Region verteilt liegen. Deshalb wurde auch die Gesamtwuchsleistung im Alter 50 (Y_{50}) für alle 32 Triplets aus verfügbaren Modellen, Ertragstafeln, benachbarten Versuchsflächen ermittelt. Diese GWL Werte bildeten eine weitere Indikatorgröße für die Leistungsfähigkeit der einbezogenen Standorte. Darüber hinaus wurde der Index de Martonne (1926) M verwendet; $M = P / (T + 10)$ mit P als Summe des jährlichen Niederschlages und T als Jahresmitteltemperatur. Er charakterisiert die klimatischen Wuchsbedingungen an den 32 Standorten. Ferner wurde die Produktivität der benachbarten Reinbestände (mittlerer periodischer Volumenzuwachs zwischen 2009 und 2013) als Maß für die Standortbedingungen in die statistische Analyse eingeführt. Als Bestandescharakteristika verwendeten wir in den statistischen Analysen neben der relativen Produktivität (Over- bzw. Underyielding) die Mischungsproportionen, den Quotienten zwischen der Mittelhöhe der Kiefer und der Buche und die relative Bestandesdichte.

3 Ergebnisse

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Bestandescharakteristika auf den 32 Triplets gesondert für die Mischbestände und Reinbestände aus Kiefer und Buche. Im Falle der Mischbestände sind die Mittelwerte und Wertebereiche für den Mischbestand insgesamt, aber auch die Beiträge von Kiefer und Buche im Einzelnen aufgeführt. Die Bestandesalter reichen zwar in Einzelfällen bis zu 149 Jahren, liegen aber im Mittel bei ca. 70 Jahren. Die mittleren Durchmesser und Höhen zeigen an, dass es sich im Wesentlichen um einschichtige und gleichaltrige Rein- und Mischbestände handelt. Die Bestandesgrundflächen, stehenden Vorräte und Volumenzuwächse zeigen an, dass mit den 32 Triplets sowohl Bestände im unteren Leistungsspektrum, als auch besonders fruchtbare Standorte abgedeckt werden. Der mittlere periodische Volumenzuwachs liegt bei $13.6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in den Mischbeständen und bei 11.3 bzw. $14.7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in den Reinbeständen aus Kiefer bzw. Buche. Letztgenannte Werte zeigen an, dass die Mischbestände im Durchschnitt die Produktivität der Kiefernreinbestände überschreiten, nicht aber jene der Buchenreinbestände. Demnach besteht im Durchschnitt kein „transgressive overyielding“ (Pretzsch und Schütze 2009).

Tabelle 1: Übersicht über die Bestandeskennwerte auf den 32 Triplets, die aus insgesamt 32 Mischbeständen und 64 benachbarten Reinbeständen aus Kiefer und Buche bestehen. Die Bestandeskennwerte sind für den Mischbestand insgesamt angegeben sowie gesondert für beide Baumarten in der Mischung. Weiter enthält die Tabelle die Kennwerte für die entsprechenden Reinbestandspartellen. Die Mittelwerte über alle Triplets werden jeweils in Normalschrift angegeben, das Wertespektrum (Minimalwert bis Maximalwert) ist kursiv darunter gesetzt. Angegeben sind das Bestandesalter, die Baumzahl pro Hektar, der quadratische Mitteldurchmesser, die Mittelhöhe, die Bestandesgrundfläche, der stehende Vorrat und der mittlere periodische Volumenzuwachs in den letzten 5 Jahren (Jahre 2009 bis 2013).

Species	n	stand age (years)	N (trees ha ⁻¹)	d _q (cm)	h _q (m)	stand. BA (m ² ha ⁻¹)	stand. V (m ³ ha ⁻¹)	PAIV (m ³ ha ⁻¹ yr ⁻¹)
Sc. pine + E. be.	32	70	990			40.65	444	13.6
		<i>39-149</i>	<i>250-2628</i>			<i>15.85-77.94</i>	<i>134-956</i>	<i>5.1-31.2</i>
Sc. pine mixed	32	70	405	32.3	23.1	23.33	255	6.0
		<i>39-149</i>	<i>50-1529</i>	<i>14.0-70.1</i>	<i>12.1-35</i>	<i>4.35-43.48</i>	<i>44-658</i>	<i>1.7-13</i>
E. beech mixed	32	70	585	22.3	20.9	17.32	189	7.6
		<i>39-149</i>	<i>127-1733</i>	<i>11.2-46.8</i>	<i>12.2-30.8</i>	<i>9.61-36.78</i>	<i>56-392</i>	<i>3.0-18.2</i>
Sc. pine pure	32	69	970	27.6	22.1	40.92	413	11.3
		<i>39-149</i>	<i>82-3200</i>	<i>13.7-45.5</i>	<i>8.7-33.9</i>	<i>13.29-62.93</i>	<i>162-923</i>	<i>2.7-21.9</i>
E. beech pure	32	69	1027	25.1	23.0	34.48	411	14.7
		<i>39-149</i>	<i>220-2745</i>	<i>12.0-49.4</i>	<i>12.4-34.1</i>	<i>17.84-53.37</i>	<i>146-959</i>	<i>6.0-27.6</i>

3.1 Vergleich der Reinbestände aus Buche mit den Reinbeständen aus Kiefer

Für die Einschätzung der Konkurrenzkraft zwischen Kiefer und Buche erfolgt zunächst ein Vergleich der Zustands- und Zuwachsdaten der entsprechenden Reinbestände (Abbildung 3). In dem betrachteten Altersstadium ist die Buche der Kiefer in der Höhenleistung um ca. 10% überlegen. Der Stand Density Index der Buche liegt dagegen um 5 bis 10% unter jenem der Kiefer. Die Bestandesvorräte der Buche sind um ca. 10% höher als jene im Kiefern-Reinbestand. Der mittlere periodische Volumenzuwachs überschreitet im Buchen-Reinbestand in der Mehrzahl der Fälle die Produktivität des Kiefern-Reinbestandes; im Durchschnitt liegt der Volumenzuwachs der Buche um 50% über jenem der Kiefer.

Die Reinbestände befinden sich demnach in einer Altersphase in der die im Jugendstadium eher langsamwüchsige Buche die Kiefer im Höhenwachstum eingeholt hat. Der geringere SDI der Buche gegenüber der Kiefer zeigt den bekannten höheren Standflächenbedarf der Buche im Vergleich zur Kiefer. In den überwiegend 70jährigen Beständen dürfte der Volumenzuwachs der Kiefer bereits wieder absinken, während die Buche nahe der Zuwachskulmination liegt (Abb. 3, a-d).

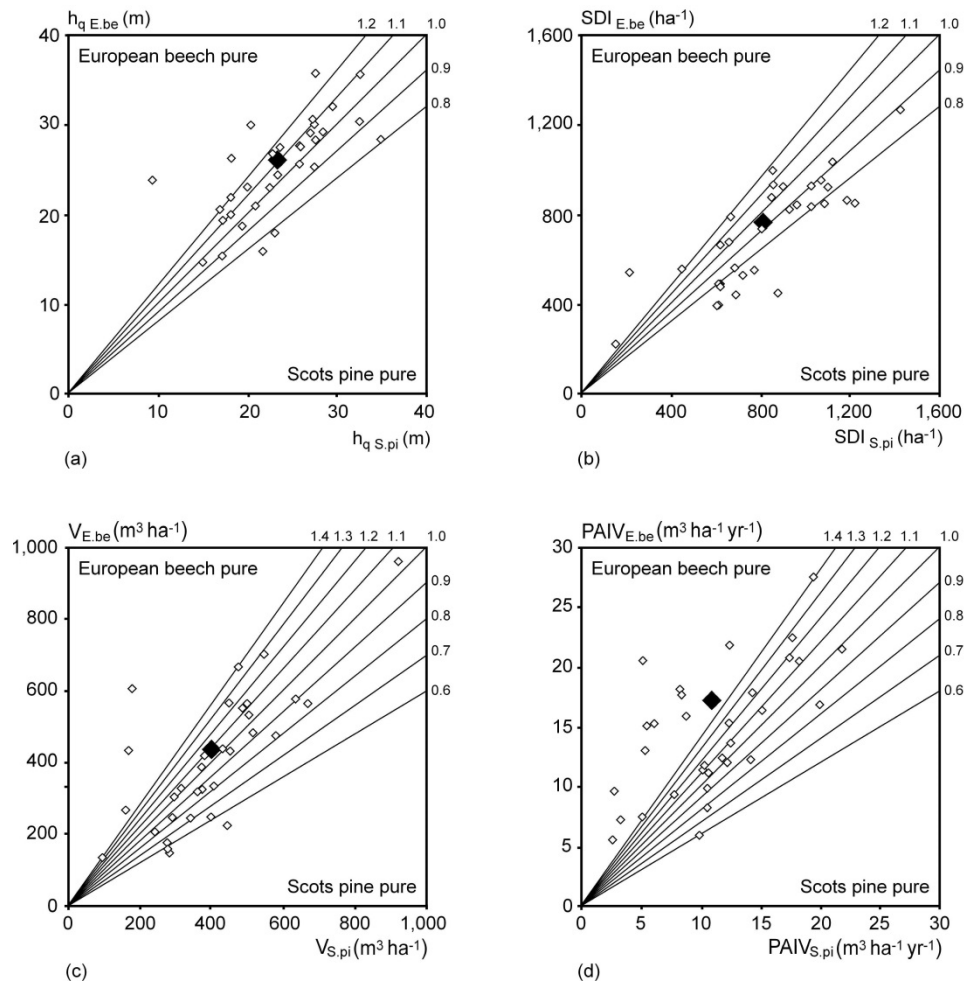


Abbildung 3: Bestandescharakteristika der Kiefer im Reinbestand (x-Achse) verglichen mit der Buche im Reinbestand (y-Achse) auf insgesamt 32 Triplets. Beobachtungswerte nahe der Winkelhalbierenden (1.0-Linie) zeigen Gleichheit von Rein- und Mischbestand an.

(a) Die Mittelhöhe der Buche übersteigt jene der Kiefer im Mittel um ca. 10%, (b) der SDI ist im Kiefern-Reinbestand um durchschnittlich ca. 10% niedriger als im Buchen-Reinbestand, (c) die Vorräte des Buchen-Reinbestandes überschreiten jene des Kiefern-Reinbestandes um 10-15%, (d) der mittlere periodische Volumenzuwachs der Buche im Reinbestand liegt durchschnittlich um 40 – 50% über dem Zuwachs der Kiefer im Reinbestand.

Die kleinen Symbole repräsentieren Beobachtungswerte auf den 32 Triplets, die großen Symbole Mittelwerte über alle Bestände.

Tabelle 2: Deskriptive Statistik (Mittelwerte \pm SE) für die Relation zwischen den Beobachtungswerten im Mischbestand und dem gewichteten Mittel aus den benachbarten Reinbeständen. Quotienten über 1,00 zeigen Überlegenheit des Mischbestandes gegenüber dem gewichteten Mittel benachbarter Reinbestände an. Fett gedruckte Quotienten zeigen signifikante Überlegenheiten (falls größer als 1,00) an bzw. Unterlegenheiten (falls kleiner als 1,00) des Misch- gegenüber den benachbarten Reinbeständen an.

Stand variable	mixed _{obs} /mixed _{exp}		S.pine _m /S.pine _p		E.beech _m /E.beech _p	
	mean	SE (\pm)	mean	SE (\pm)	mean	SE (\pm)
N (trees ha ⁻¹)	1.14	0.07	0.93	0.08	1.35	0.09
dg (cm)			1.20	0.05	0.92	0.03
do (cm)			1.15	0.04	0.96	0.03
hg (m)			1.06	0.03	0.92	0.03
ho (m)			1.05	0.03	0.94	0.03
hg/dg			0.92	0.03	1.01	0.03
ho/do			0.94	0.03	0.99	0.03
G (m ³ ha ⁻¹)	1.12	0.06	1.17	0.07	1.05	0.06
V (m ³ ha ⁻¹)	1.12	0.08	1.25	0.08	0.99	0.08
SDI (ha ⁻¹)	1.20	0.06	1.11	0.06	1.11	0.06
IG (m ³ ha ⁻¹ yr ⁻¹)	1.12	0.06	0.97	0.07	1.25	0.08
IV (m ³ ha ⁻¹ yr ⁻¹)	1.08	0.07	1.10	0.06	1.09	0.07

3.2 Wuchsverhalten von Kiefer und Buche im Misch- gegenüber dem Reinbestand

Aus Tabelle 2 und Abbildung 4 geht hervor, dass die Kiefer in der Durchmesser- und Höhenentwicklung im Mischbestand dem Reinbestand deutlich voraus ist. Das Gegenteil trifft auf die Buche zu. Die Schlankheitsgrade sind bei der Kiefer im Mischbestand deutlich geringer als im Reinbestand. Das resultiert aus ihrem Durchmesser der im Mischbestand um 10 bis 20% höher liegt als im Reinbestand und ihrer Höhe, die nur geringfügig verändert ist. Bei der Buche bleiben die Schlankheitsgrade im Rein- und Mischbestand gleich, wobei Durchmesser- und Höhenentwicklung gleichermaßen abgebremst werden (Abbildung 4).

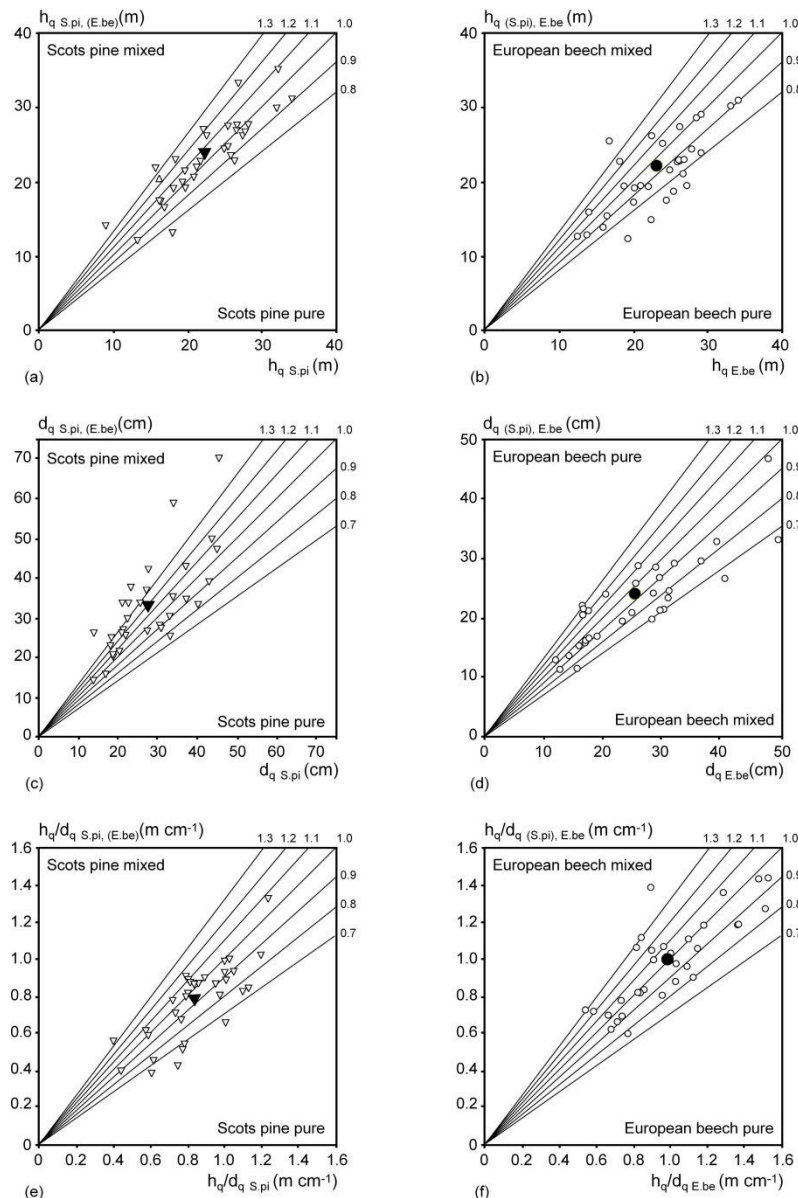


Abbildung 4, a-d: Bestandescharakteristika von Kiefer und Buche im Reinbestand (x-Achse) verglichen mit ihren Kennwerten im Mischbestand (y-Achse). Beobachtungswerte nahe der Winkelhalbierenden (1.0-Linie) zeigen gleiches Wuchsverhalten im Rein- und Mischbestand an. (a und b) Mittelhöhe von Kiefer und Buche, (c und d) Mitteldurchmesser von Kiefer und Buche, (e und f) Schlankheitsgrade von Kiefer und Buche. Die kleinen Symbole repräsentieren Beobachtungswerte auf den 32 Triplets, die großen Symbole Mittelwerte über alle Bestände.

Der SDI, der stehende Vorrat sowie die Zuwächse an Grundfläche und Volumen sind in den Mischbeständen um 10 bis 20% höher als das gewichtete Mittel der benachbarten Reinbestände. Dabei ist die Überlegenheit bei der Grundfläche, bei dem SDI und beim Grundflächenzuwachs signifikant (Tabelle 2, Abbildung 5). Tabelle 2 zeigt weiter, dass beide Baumarten zu dieser Überlegenheit in Dichte, Vorrat und Zuwachs beitragen können.

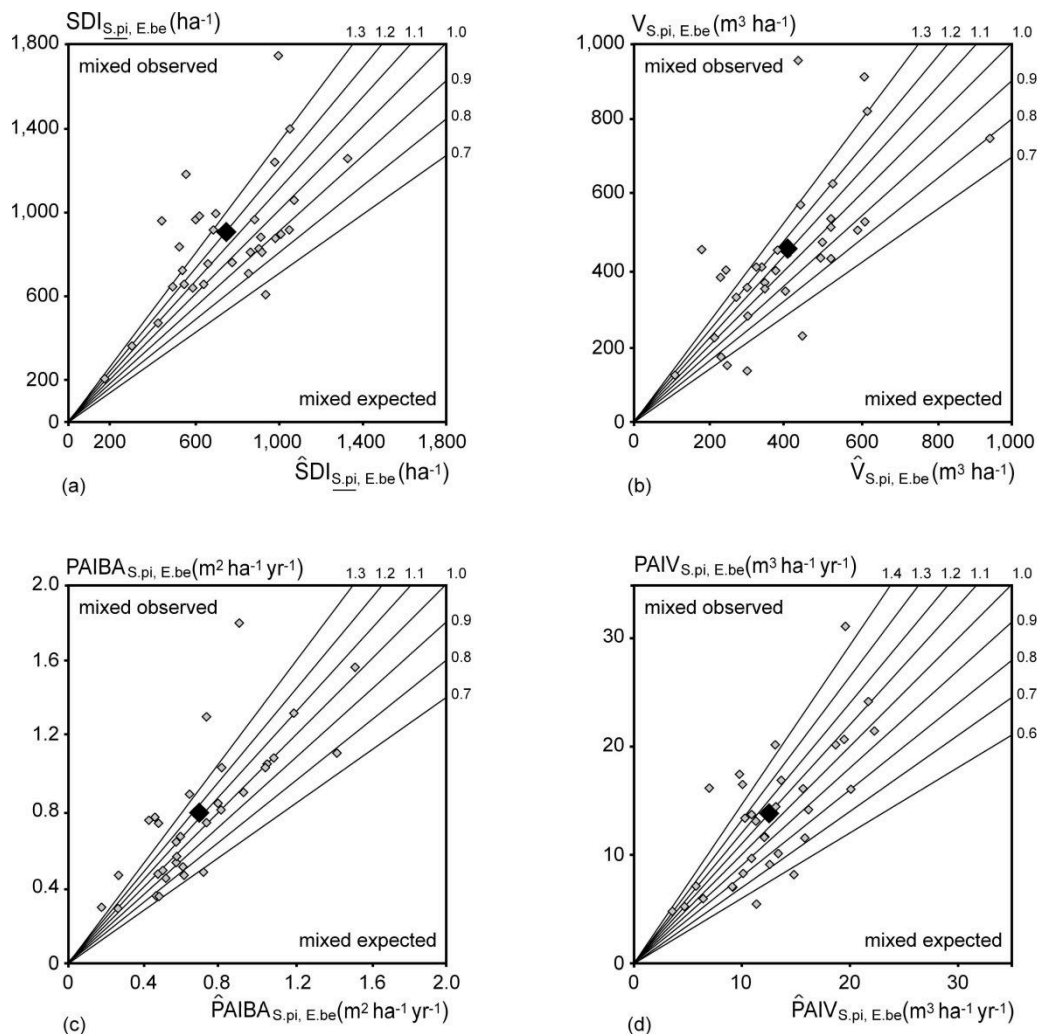


Abbildung 5: Vergleich der Erwartungswerte für den Mischbestand (x-Achse, gewichtetes Mittel aus beiden Reinbeständen) und den Beobachtungswerten (y-Achse) in den Mischbeständen aus Kiefer und Buche auf den 32 Triplets. Beobachtungswerte nahe der Winkelhalbierenden (1.0-Linie) indizieren Gleichheit der Beobachtungswerte im Mischbestand mit dem gewichteten Mittel der benachbarten Reinbestände. Werte oberhalb der Winkelhalbierenden zeigen eine Überlegenheit des Mischbestandes im Hinblick auf Bestandesdichte, stehendem Vorrat, Grundflächenzuwachs und Volumenzuwachs an.

(a) Der Stand Density Index (SDI) liegt im Mischbestand um ca. 20% höher als das gewichtete Mittel benachbarter Reinbestände, (b) die Vorräte im Mischbestand übersteigen die erwarteten Vorräte um 10 – 20%, (c) der mittlere periodische Grundflächenzuwachs liegt im Mischbestand um durchschnittlich ca. 10 % über den Erwartungswerten und (d) der mittlere periodische Volumenzuwachs des Mischbestandes übersteigt das gewichtete Mittel der benachbarten Reinbestände ebenfalls um durchschnittlich ca. 10 %.

3.3 Mehrzuwachs der Mischbestände in Abhängigkeit von Bestandes- und Umweltmerkmalen

Hier wurde untersucht, inwieweit die festgestellten Mehrzuwächse auf Bestandes- und Artenebene von Merkmalen des Bestandes (u. a. Alter, Mischungsanteil, Bestandesdichte, Höhenrelation zwischen Kiefer und Buche) oder von Umweltvariablen (u. a. Bonität, Gesamtwuchsleistung, Niederschlag, Temperatur, Index de Martonne (1926)) abhängen.

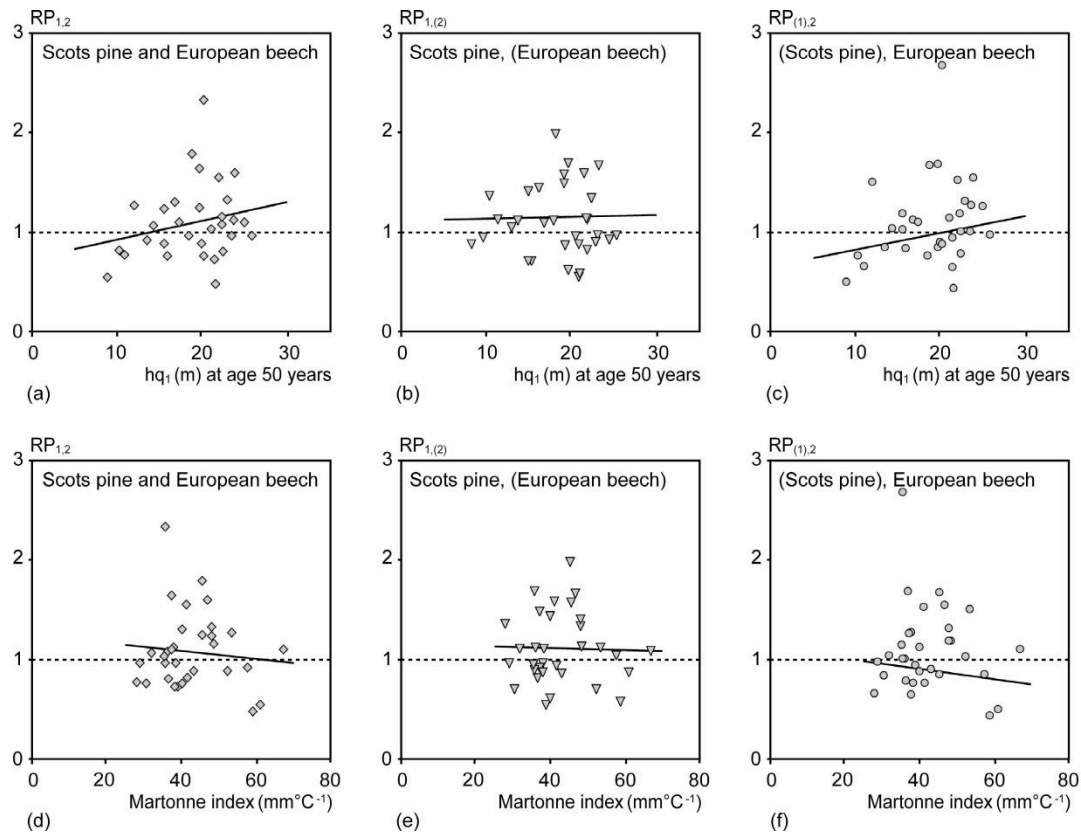


Abbildung 6, a-f: Relative Bestandesproduktivität, RP auf Bestandesebene, $RP_{1,2}$ und auf Artenebene, $RP_{1,(2)}$ und $RP_{(1),2}$ auf den 32 Triplets der Transektstudie.

(a-c) Beobachtungswerte und linearer Ausgliche der relativen Produktivitäten in Abhängigkeit von der Höhe der Kiefer im Alter 50 und (d, f) in Abhängigkeit vom Index nach Martonne. Die Analyse des Zusammenhanges erfolgte über lineare OLS-Regression und erbrachte in keinem Fall einen signifikanten Zusammenhang ($p < 0,05$) zwischen Mehrzuwachs und Wuchsbedingungen.

Die Mehrzuwächse in den Mischbeständen gegenüber den Reinbeständen stehen in keinerlei signifikantem Zusammenhang mit Bonität, Gesamtwuchsleistung, Produktivität der Reinbestände, Temperatur, Niederschlag oder dem Martonne Index. Keiner der zahlreichen Versuche, lineare oder nicht lineare Zusammenhänge zwischen Wuchsbedingungen und Mehrzuwächsen aufzudecken, erbrachte einen signifikanten Zusammenhang. Abbildung 6 zeigt beispielhaft die Mehrzuwächse auf Bestandesebene und Artenebene dargestellt über der Höhe der Baumart Kiefer im Alter 50 (Abb. 6, a-c) und in Abhängigkeit vom Index de Martonne (Abb. 6, d-f). Der in vielen anderen Untersuchungen nachgewiesene Anstieg des Mehrzuwachses in Mischbeständen mit Verschlechterung der Wuchsbedingungen kann auf den 32 Triplets nicht nachvollzogen werden. Hier besteht offensichtlich über unterschiedlichste Standortbedingungen hinweg eine ähnliche Überlegenheiten im Zuwachs.

Ein signifikanter Zusammenhang besteht demgegenüber zwischen der Bestandesdichte und dem Mehrzuwachs (Abbildung 7). Demnach nehmen in Mischung Bestandesdichte und Produktivität etwa proportional zueinander zu. Andere Bestandesparameter trugen nicht zur Erklärung der Mehrzuwächse im Mischbestand gegenüber dem Reinbestand bei.

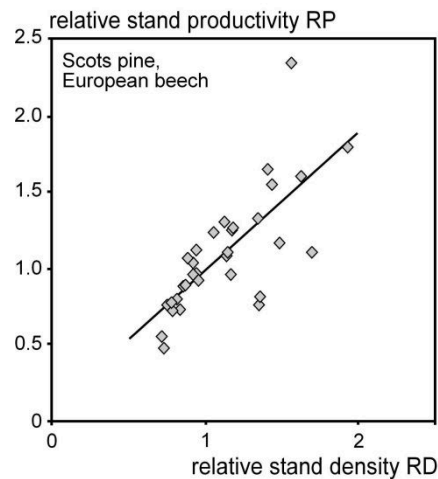


Abbildung 7: Zusammenhang zwischen dem Mehrzuwachs in Mischbeständen aus Kiefer und Buche und der Bestandesdichte im Vergleich zu benachbarten Reinbeständen. Dargestellt sind die Beobachtungswerte der relativen Bestandesproduktivität über der relativen Bestandesdichte (eingezeichnete Rauten) und der über OLS-Regression an die Daten angepasste lineare Zusammenhang zwischen relativer Produktivität und relativer Dichte auf den 32 Triplets ($RP = 0.08(\pm 0.18) + 0.90(\pm 0.15) \times RD$, $n=32$, $R^2 = 0.54$, $p < 0.001$).

4 Diskussion

In Mischbeständen sind der stehende Vorrat (+12%), die Bestandesdichte (+20%), die Bestandesgrundfläche (+12%) und der mittlere periodische Volumenzuwachs (+8%) durchschnittlich höher als das gewichtete Mittel benachbarter Reinbestände. Kiefer und Buche tragen gleichermaßen zum Mehrzuwachs und der Überdichte bei. In Mischbeständen ist der Mitteldurchmesser (+20%) und die Bestandesmittelhöhe (+6%) der Kiefer dem Reinbestand voraus. Dagegen vollzieht sich die Durchmesser- und Höhenentwicklung der Buche im Mischbestand langsamer (-8%) als im Reinbestand. Die Schlankheitsgrade der Kiefer sind im Mischbestand signifikant niedriger als im Reinbestand, während sie bei der Buche etwa unverändert bleiben. Der Mehrzuwachs und die Überdichte auf den 32 Triplets sind unabhängig von der Höhenbonität der Gesamtwuchsleistung und ausgewählter Klimavariablen, obwohl der Jahresniederschlag zwischen den Flächen von 520 - 1.175 mm J⁻¹ und die Temperatur von 6.0 - 10.5° Celsius variiert. Mehrzuwachs und Überdichte der Mischbestände gegenüber den Reinbeständen sind also entlang des Produktivitätsgradienten ähnlich und zeigen keine offensichtlichen Abhängigkeiten von den örtlichen Wuchsbedingungen.

4.1 Mischung moduliert die Entwicklung von Baumgröße, Produktivität und Dichte

Abbildung 8 stellt die gefundenen Mischungsreaktionen in den Kontext der langfristigen Bestandesentwicklung von Misch- gegenüber Reinbeständen. Die vertikalen, gebrochenen dargestellten Linien repräsentieren die Entwicklungsphase, in der sich die 32 Triplets etwa befinden. Abbildung 8a zeigt die unterschiedliche Entwicklung der Kiefer (Pionierbaumart, lichtbedürftig) im Vergleich zur Buche (Klimaxbaumart und schattentolerant). Im Rein- wie im Mischbestand steigt der Größenzuwachs der Kiefer früher an als jener der Buche. Die Buche hält aber länger in der Größenentwicklung an und erreicht dann überlegene Maximalgrößen. Im Mischbestand sind Durchmesser und Höhe der Kiefer dem Reinbestand in der Entwicklung voraus. Dagegen wird die Buche im Mischbestand in ihrer Entwicklung durch die Kiefer abgebremst. Die Bestandesproduktivität liegt im Mischbestand über dem gewichteten Mittel benachbarter Reinbestände (Abbildung 8b). Die Gesamtwuchsleistung und der stehende Vorrat sind im Mischbestand aus Kiefer und Buche dem gewichteten Mittel der benachbarten Reinbestände überlegen (Abbildung 8c). Der Bestandesdichteindex, SDI, ist im Mischbestand um ca. 20% höher als in den benachbarten Reinbeständen. Letzteres bedeutet ein höheres Ertragsniveau und eine größere potentielle Baumzahl im Misch- gegenüber dem Reinbestand (Abbildung 8d).

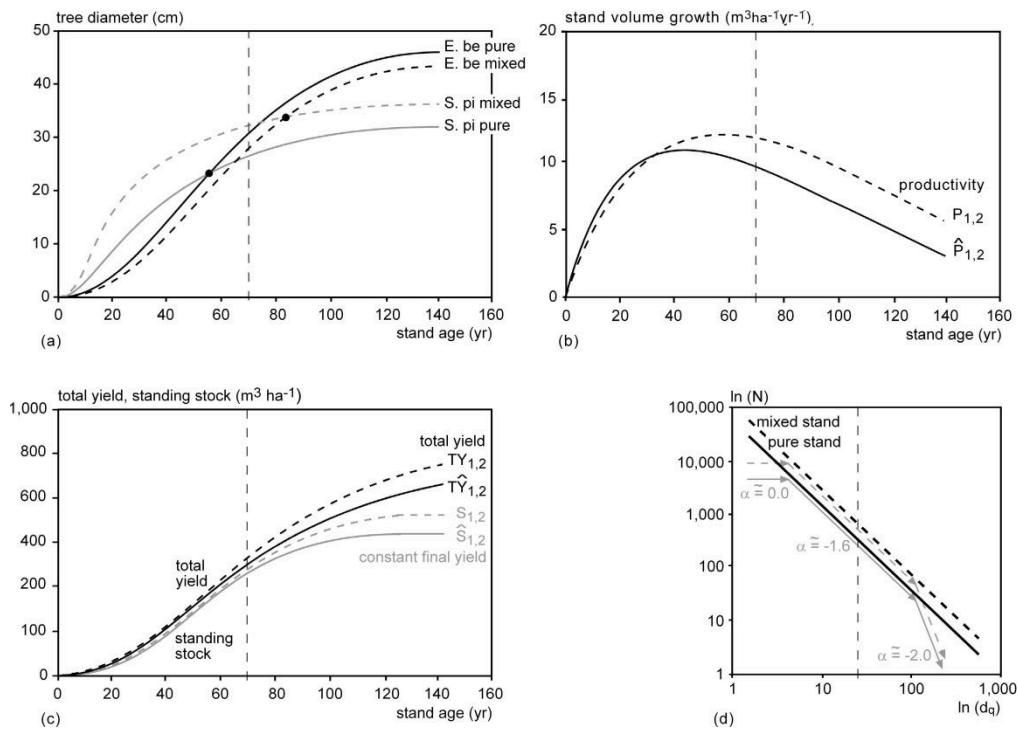


Abbildung 8: Merkmale der Bestandesdynamik in Mischbeständen aus Kiefer und Buche (gestrichelte Linien) im Vergleich zu benachbarten Reinbeständen (ausgezogene Linien) aus Kiefer und Buche. Die gestrichelte vertikale Linie zeigt das mittlere Alter auf den 32 Triplets an.

Die Größenentwicklung der Kiefer verläuft im Mischbestand beschleunigt, während jene der Buche im Mischbestand abgebremst wird, (b) die Produktivität des Mischbestandes überschreitet das gewichtete Mittel der benachbarten Reinbestände um ca. 10 %, (c) Gesamtwuchsleistung und stehender Vorrat liegen im Mischbestand um 10 % über den benachbarten Reinbeständen, (d) die Bestandesdichte repräsentiert über die Baumzahl bei gegebenem Mitteldurchmesser, steigt in ähnlichem Ausmaß an wie die Bestandesproduktivität.

4.2 Analyse der Abhängigkeit von Mehrzuwachs und Überdichte von den Wuchsbedingungen

Zur Prüfung des Zusammenhangs zwischen Produktivität und Standortbedingungen verwendeten wir die Höhenbonität als unspezifischen Weiser für die Standortgüte. Weil die meisten der Triplets mittelhoch sind, wurde die Höhe im Alter 50 verwendet. Die Höhe repräsentiert allerdings nur den vertikalen Aspekt der Produktivität. Auch bei gleicher Höhe und bei gleichem Alter kann die Standortleistung aufgrund unterschiedlichen Ertragsniveaus und unterschiedlicher horizontaler Packungsdichte der Bäume beträchtlich variieren. Deshalb wurden alle Teilnehmer dieser Transekt-Studie gebeten, aus regional verwendeten Modellen (Ertragstafeln, Bestandessimulatoren, Versuchsflächen) die Gesamtwuchsleistung auf den betrachteten Standorten im Alter 50 zu recherchieren. Weil diese Information jedoch aus sehr unterschiedlichen Modellen, z.B. Ertragstafeln aus den 1920er und 1940er Jahren, aus erst kürzlich entwickelten Tafeln, aus Bestandessimulatoren, aus benachbarten Versuchsflächen, oder bei einem Mangel an regionalspezifischen Modellen, aus bestgeeigneten Modellen aus Nachbarländern recherchiert wurde, ist die so ermittelte Gesamtwuchsleistung im Alter 50 mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Sie erbrachte keinen signifikanten Beitrag zur Erklärung der Mehrzuwächse der Mischbestände gegenüber den Reinbeständen. Neben der Höhenbonität und der Gesamtwuchsleistung wurden auch die Produktivität der Bestände (periodischer Volumenzuwachs der letzten 5 Jahre), der Index de Martonne (1926), die jährliche Niederschlagssumme und die mittlere Jahrestemperatur in der statistischen Analyse verwendet. Es zeigte sich jedoch, dass keine dieser Indikatorgrößen für die standörtlichen Wuchsbedingungen einen signifikanten Effekt auf den Mehr- bzw. Minderzuwachs und die Über- bzw. Unterdichte ausüben. Diese Invarianz von Mehrzuwachs und Überdichte ist deshalb erstaunlich, weil die Jahresniederschläge auf den Triplets zwischen 520 und 1.175 mm pro Jahr und die Jahrestemperatur zwischen 6 und 10,5° Celsius variieren.

4.3 Widerspruch zur Stress-Gradienten-Hypothese

Die Stress-Gradienten-Hypothese (SGH) geht davon aus, dass unter großem Stress (z. B. Ressourcenlimitierung) gegenseitige Förderung dominiert, während auf günstigen Standorten Konkurrenzinteraktionen in den Vordergrund treten (Callaway und Walker 1997, Holmgren et al. 1997). Mehrzuwächse werden für ungünstige Standorte vermutet, während negative Mischungseffekte unter günstigen Wachsbedingungen erwartet werden (Callaway und Walker 1997, Río et al. 2013). Diese Hypothese wurde allerdings aus empirischen Studien an krautigen Pflanzen und zwar an Solitärpflanzen entwickelt, und zudem auf der Grundlage so armer Standorte, die kein Baumwachstum zulassen. Auf den hier entlang des Produktivitätsgradienten untersuchten Triplets beträgt der Mehrzuwachs im Mittel 8%, für Kiefer 10% und für Buche 9%. Selbst auf den ärmsten Standorten, die zumeist durch Wasser und Nährstoffe limitiert werden, profitieren Kiefer und Buche von der Mischung, gleiches trifft auch auf besonders wüchsige Standorte zu. Das deutet darauf hin, dass die Mischung aus Kiefer und Buche generell zu einer effizienteren Nutzung von Ressourcen und erhöhtem Zuwachs führt und nicht nur auf armen Standorten, wie von der SGH angenommen.

4.4 Ursachen für den Mehrzuwachs in Misch- gegenüber Reinbeständen

Gleiche Produktivität von Rein- und Mischbestand bedeutet nicht zwangsläufig neutrales Verhalten der gemischten Arten, denn diese können so interagieren, dass sich Mischungseffekte, die auf Artenebene vorhanden sind, auf Bestandesebene ausgleichen (Pretzsch et al. 2010). Jedoch stecken hinter Mehr- und Minderzuwächsen von Misch- gegenüber Reinbeständen immer Veränderungen in der Versorgung mit Ressourcen, der Aufnahme von Ressourcen oder der Nutzungseffizienz von Ressourcen (Binkley et al. 2004, Forrester 2013, Richards et al. 2010). Im Folgenden werden Vermutungen angestellt, woraus der Mehrzuwachs von Kiefer und Buche im Mischbestand resultieren könnte. Weil wir in die bisherigen Analysen keine Ergebnisse aus den noch laufenden ökophysiologischen und standortkundlichen Untersuchungen einfließen lassen können, haben die Vermutungen über die Ursachen der Mehrzuwächse eher spekulativen Charakter. Bei der Mischung von Kiefer und Buche spielen vermutlich alle drei Komponenten (verbesserte Ressourcenversorgung, Ressourcenaufnahme und Nutzungseffizienz) eine entscheidende Rolle für die Erklärung des Mehrzuwachses im Misch- gegenüber dem Reinbestand.

Ein Indikator für ein verbessertes Ressourcenangebot ist die um 20% erhöhte maximale Bestandesdichte in Misch- gegenüber Reinbeständen. Sie bedeutet, dass Bäume im Mischbestand nicht nur schneller wachsen können, sondern dass auch die vorhandenen Ressourcen im Mischbestand höher sind als im Reinbestand und eine größere Anzahl von Bäumen ernähren können, d.h. eine höhere Tragfähigkeit gewährleisten. Ein dichteres und tiefer reichendes Wurzelsystem in Misch- gegenüber Reinbeständen, wie es beispielsweise Bonnemann (1939, S. 40-43) fand und eine verbesserte Humusaufgabe, die Heinsdorf (1999) und Knapp (1991) berichten, sowie ein erhöhter Vorrat an mineralischen Nährstoffen, auf welchen von Mammen et al. (2003) hinweisen, lassen ein verbessertes Angebot an bodengebundenen Ressourcen als wichtige Ursache für die Mehrzuwächse vermuten. Insbesondere auf an mineralischen Nährstoffen stärker verarmten Standorten dürfte die Kiefer besonders von der Bodenverbesserung durch die Buche profitieren und deshalb auch im Zuwachs besonders deutlich ansteigen.

Die Buche profitiert vermutlich besonders von der zusätzlichen Lichtaufnahme in unterschiedlichen Schichten des Mischbestandes im Vergleich zum meist einschichtigen Buchen-Reinbestand (Abbildung 9). Die flache und geschlossene obere Krone von gleichaltrigen Buchen-Reinbeständen kann eine um 5 bis 10% höhere Lichtreflektion verursachen als in tief eingefurchten Kronenoberflächen von Mischbeständen (Otto, 1994, S. 213, Dirnhirn, 1964, S. 132). Während die Lichtintensität in Buchen-Reinbeständen unterhalb des Kronendaches nur 1 bis 2% beträgt, ist sie in Kiefernbeständen mit 15% etwa 10fach (Ellenberg und Leuschner 2010, S. 89). Licht, das durch das eher transparente Kronendach der Kiefer dringt, kann von der schattentoleranten Baumart Buche im mittleren und unteren Kronenbereich noch sehr effizient genutzt werden. Die Kiefer repräsentiert eine lichtbedürftige Art mit hohem Lichtsättigungspunkt ($LSP=660 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) und hohem Lichtkompensationspunkt ($LCP=27 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Sie kann das Lichtangebot im oberen Kronenraum bestmöglich nutzen, allerdings kaum im Schatten überleben, wie das die Buche vermag (LCP und LSP für Blätter bei P_{max} nach Ellenberg und Leuschner 2010, S. 103-105). Die Buche hingegen hat einen besonders niedrigen Lichtsättigungspunkt

(LSP=460 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) und einen ebenfalls geringen Lichtkompensationspunkt (LCP=13 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Sie ist gut dafür ausgestattet, mit wenig Licht im Unterstand unter Kiefer zu wachsen.

In gleichaltrigen Reinbeständen konkurrieren alle Bäume mit ähnlichen Strategien um Ressourcen, die nicht für alle ausreichen. Die physiologischen und morphologischen Eigenschaften dieser Bäume sind ähnlich, sofern intraspezifische Variationen in der Genetik, in örtlichen Standortbedingungen oder Pathogenbefall ausgeklammert werden. Weil dort alle Bäume ähnliche Lichtkompensationspunkte (LCP) und Lichtsättigungspunkte (LSP) haben, sind in monotonen, einschichtigen Beständen alle Individuen physiologisch ähnlich limitiert. Die dominanten Bäume mit hoher Lichtversorgung sind in der Regel die effizientesten, und die Nutzung von Ressourcen und Raum nimmt in der Effizienz vom oberen Kronendach in den unteren Kronenraum ab. Subdominante und unterdrückte Bäume haben häufig ungünstige Relationen zwischen Ressourcennutzung und Wachstum (Assmann 1970). Die Elimination solcher Bäume im Rahmen von Durchforstung lässt mehr Wasser und mineralische Nährstoffe für die verbleibenden Bäume übrig, diese können die frei werdenden Ressourcen besser nutzen als unterständige, und können die Entnahmen von Unterständigen im Zuwachs kompensieren oder sogar um 10 bis 20% überkompensieren (Assmann 1970, Pretzsch 2005). Das kann dazu führen, dass Bestände nach der Entnahme von zwischen- und unterständigen Bäumen pro Einheitsfläche mehr Zuwachs leisten als unbehandelte Bestände.

Kelty (1992) nimmt eine höhere Lichtnutzungseffizienz in Mischbeständen an, wenn dort zwischen- und unterständige Bäume und Äste im unteren Kronenbereich von lichtbedürftigen Arten durch schattentolerante Arten im mittleren und unteren Kronenraum ersetzt werden. Denn die schattentoleranteren Arten gehen in der Regel effizienter mit Wasser und Nährstoffen um und leisten bei gleichem Verbrauch höhere Zuwächse. Eine beigemischte Art kann also die weniger effiziente Art ersetzen oder sogar noch mehr Raum im unteren Kronenraum besetzen, so dass der Kronenraum in Mischbeständen insgesamt effizienter aber auch vollständiger für die Lichtinterzeption ausgenutzt werden kann als in Reinbeständen (Abbildung 9). Aufgrund des Ersatzes der weniger effizienten Kronen oder Bäume im Unterstand kann es zu verbesserter Ressourcennutzung kommen, die wiederum in einer erhöhten Zuwachsleistung von Misch- gegenüber Reinbeständen resultieren kann (Pretzsch 2014).

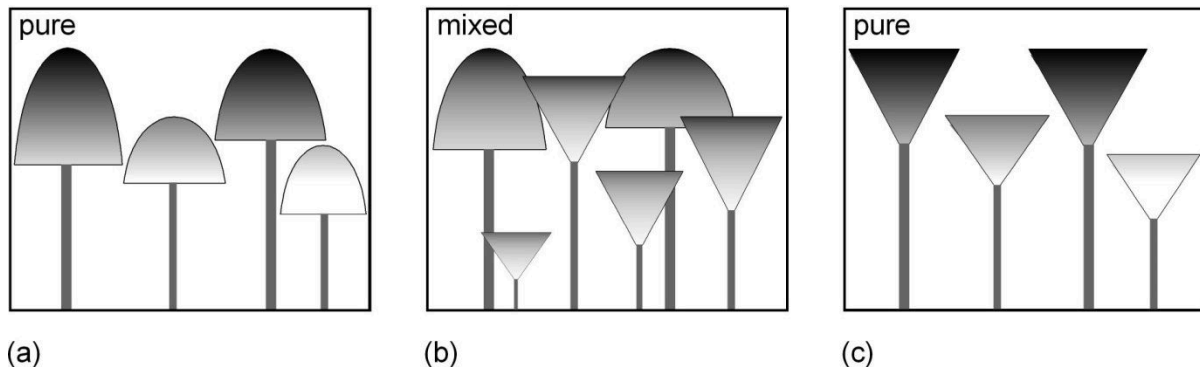


Abbildung 9: Kronen in Mischbeständen aus Kiefer und Buche (b) können im Vergleich zu Reinbeständen (a und c) höhere Packungsdichte, höhere Bestandesdichte, breitere Größenvariationen, variablere Schichtung und tiefere Lichteindringung besitzen. Die dichtere Ausfüllung des Kronenraumes kann in höherer Lichtinterzeption und Mehrzuwachs des Mischbestandes im Vergleich zu den benachbarten Reinbeständen resultieren.

Aus der Komplementarität von Kiefer und Buche im Mischbestand resultieren Mehrzuwächse und erhöhte Dichten in einer für die Praxis relevanten Größenordnung, und das trifft offenbar auf die Mehrzahl der 32 untersuchten Standorte in Europa zu. Solche Abweichungen zwischen der Dynamik, Produktivität, und Dichte von Mischbeständen und benachbarten Reinbeständen sollten in Modellen, Pflege Richtlinien, und waldbaulichen Eingriffen berücksichtigt werden. Bleiben die Mischungsspezifische Dynamik und Dichte bei der Begründung und Pflege von Mischbeständen aus Kiefer und Buche unberücksichtigt, so kann das zu Mischungsspannungen, einer mit der Bestandesentwicklung fortschreitenden Entmischung oder auch zur Unterschreitung der kritischen Dichte und damit zu Zuwachsverlusten führen.

5 Danksagung

Die Transekt-Studie wurde im Rahmen der COST action FP1206 EuMIXFOR durchgeführt. Alle Autoren danken ihren nationalen Förderinstitutionen für die Unterstützung der Anlage, Messung, Auswertung und Publikation der Ergebnisse dieser länderübergreifenden Studie. Der Erstautor dankt außerdem dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die Unterstützung des Projektes W07 „Langfristige Ertragskundliche Versuchsflächen“ (Projekt Nr. 7831-22209-2013). Dank geht ferner an Herrn Ulrich Kern für die Anfertigung der Grafiken.

6 Literatur

- Assmann, E., 1970. The principles of forest yield study. Pergamon Press, Oxford, New York.
- Binkley D, Stape JL, Ryan MG (2004) Thinking about efficiency of resource use in forests. *For. Ecol. Manage.* 193: 5-16
- Bonnemann A 1939. Der gleichaltrige Mischbestand von Kiefer und Buche. *Mitt Forstwirtsch u Forstwiss* 10: (4), 45 p
- Brus, D.J., G.M. Hengeveld, D.J.J. Walvoort, P.W. Goedhart, A.H. Heidema, G.J. Nabuurs, K. Gunia, 2011. Statistical mapping of tree species over Europe. *European Journal of Forest Research* 131 (1): 145–157.
- Callaway RM, Walker LR 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78(7): 1958-1965
- Dirmhirn, I., 1964. Das Strahlungsfeld im Lebensraum, Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main, 426 S.
- Ellenberg, H., Leuschner, C., 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Forrester DI 2013. The spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests: From pattern to process. *For. Ecol. Manage.* 312: 282-292.
- Heinsdorf, D., 1999. Das Revier Sauen - Ein Beispiel für erfolgreichen Waldumbau, Schriftenreihe des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Landesforstanstalt Eberswalde, Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Brandenburg, Band VI, 30 p.
- Holmgren M, Scheffer M, Huston MA 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology* 78(7): 1966-1975
- Kelty, M. J., 1992. Comparative productivity of monocultures and mixed stands. In: Kelty, M. J., Larson, B. C., Oliver, C. D. (Eds.), *The ecology and silviculture of mixed-species forests*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 125-141.
- Knapp, E., 1991. Zur Wuchsleistung der Unterbaubuche im ungleichaltrigen Kiefern-Buchen-Mischbestand vor und nach ihrer Übernahme als Hauptbestand auf Standorten des norostdeutschen Tieflandes, Bericht von der Jahrestagung 1991 der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten in Treis-Karden/Mosel, pp 96-110
- von Mammen, A., Bachmann, M., Prietzel, J., Pretzsch, H. und Rehfuess, K. E., 2003. Bodenzustand, Ernährungszustand und Wachstum von Fichten (*Picea abies* Karst.) auf Probeflächen des Friedenfelser Verfahrens in der Oberpfalz, *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 122. Jg., S. 99-114
- Martonne de E. 1926. Une nouvelle fonction climatologique : L'indice d'aridité. *La Météorologie* 21, 449-458.
- Otto, H. J., 1994. Waldökologie. Ulmer, Stuttgart.
- Pretzsch, H., 2005. Stand density and growth of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.). Evidence from long-term experimental plots. *European Journal of Forest Research* 124, 193-205.
- Pretzsch H, Schütze G. 2009. Transgressive overyielding in mixed compared with pure stands of Norway spruce and European beech in Central Europe: evidence on stand level and explanation on individual tree level. *Eur J Forest Res* 128: 183-204.
- Pretzsch, H., Block, J., Dieler, J., Dong, P. H., Kohnle, U., Nagel, J., Spellmann, H., and Zingg, A. 2010. Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient. *Annals of Forest Science*, 67, DOI:10.1051/forest/2010037
- Richards AE, Forrester DI, Bauhus J, Scherer-Lorenzen M 2010. The influence of mixed tree plantations on the nutrition of individual species: A review. *Tree Physiol.* 30(9): 1192-1208
- Río del, M., Schütze, G., Pretzsch, H., 2013. Temporal variation of competition and facilitation in mixed species forests in Central Europe, *Plant Biology*, 16(1): 166-176

- Pretzsch H., Bielak K., Block J., Bruchwald A., Dieler J., Ehrhart H-P., Kohnle U., Nagel J., Spellmann H., Zasada M., Zingg A. 2013. Productivity of pure versus mixed stands of oak (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL. and *Quercus robur* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) along an ecological gradient. *Eur. J. For.Res.* 132 (2), 263-280.
- Pretzsch, H. 2014. Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. *Forest Ecology and Management*, 327: 251-264.
- Pretzsch, H., del Río, M., Ammer, Ch., Avdagic, A., Barbeito, I., Bielak, K., Brazaitis, G., Coll, L., Dirnberger, G., Drössler, L., Fabrika, M., Forrester, D. I., Godvod, K., Heym, M., Hurt, V., Kurylyak, V., Löf, M., Lombardi, F., Matović, B., Mohren, F., Motta, R., den Ouden, J., Pach, M., Ponette, Q., Schütze, G., Schweig, J., Skrzyszewski, J., Sramek, V., Sterba, H., Stojanović, D., Svoboda, M., Vanhellefont, M., Verheyen, K., Wellhausen, K., Zlatanov, T., Bravo-Oviedo, A. (2015) Growth and yield of mixed versus pure stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) analysed along a productivity gradient through Europe. *Eur J Forest Res*, 134 (5): 927-947
- Sterba, H., del Rio, M., Brunner, A., and Condes, S. 2014. Effect of species proportion definition on the evaluation of growth in pure vs. mixed stands. *Forest Systems*, 23(3), 547-559.

Kiefer unter Trockenstress - Zuwachsreaktionsmuster auf Baum- und Bestandesebene

Enno Uhl

Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Technischen Universität München

Zusammenfassung

Aufgrund des Klimawandels ist in Mitteleuropa mit einer Zunahme von Situationen mit erhöhtem Stress durch Trockenheit zu rechnen. Als Konsequenz daraus ist mit einem veränderten, stressinduzierten Zuwachsverhalten unserer Waldbäume zu rechnen. Die einzelbaumbezogenen Reaktionen, die auch durch die jeweilige, allgemeine Wachstumssituation determiniert werden, können auf Bestandesebene zu einer veränderten Strukturierung und Produktivität führen. Am Beispiel der Baumart Kiefer betrachtet der Beitrag in diesem Zusammenhang die Zuwachsreaktion von Einzelbäumen und Beständen auf Trockenstress. Es wird untersucht, wie das Einzelbaumwachstum und die Zuwachsallokation zwischen den einzelnen Bäumen eines Bestandes durch Trockenstress modifiziert werden. Als Datengrundlage dient ein umfangreicher Kiefernprovenienzversuch mit ausschließlich bayerischen Herkünften. Der Versuch umfasst insgesamt drei Versuchsblöcke, die auf Standorten mit unterschiedlicher Wasserversorgung stocken. Zusätzlich zu den vorliegenden, periodischen ertragskundlichen Erhebungen wurden Stammscheibenanalysen an einer Auswahl von Provenienzen durchgeführt. Erste Auswertung einzelner Provenienzen zeigen keine einheitlichen Reaktionsmuster auf Trockenheit und gleichgerichtete Änderung des Konkurrenzmodus.

Einleitung

Die Klimaszenarien für Mitteleuropa prognostizieren neben einer allgemeinen Temperaturerhöhung auch eine Veränderung der Niederschlagsverteilung im Jahresverlauf. Vor allem in den Sommermonaten sind künftig längere Phasen mit geringem oder ausbleibendem Niederschlag zu erwarten. Dies führt zu einer höheren Trockenstresssituation für unsere Waldbäume. Baumarten zeigen in diesem Zusammenhang aufgrund ihrer ökologischen Eigenschaften ganz unterschiedliche Reaktionsmuster auf Trockenstress (Zang, 2011; Pretzsch et al. 2012, Taeger et al., 2013). Sowohl das Ausmaß an Zuwachseinbrüchen als auch das Resilienzverhalten nach dem Störungsereignis ist unterschiedlich ausgeprägt. Viele Untersuchungen zur artspezifischen Trockenstressreaktion basieren dabei auf Analysen von Einzelbäumen aus der herrschenden Schicht (Pretzsch et al, 2012; Morán-López et al, 2014). Eine Übertragung der Befunde auf mögliche Zuwachsverluste auf Bestandesebene ist dadurch nicht ohne Weiteres möglich. Denn es bleibt unklar, ob Bäume unterschiedlicher sozialer Klasse gleichermaßen im Zuwachs auf Trockenheit reagieren. Gegebenenfalls könnten kompensatorische Effekte des Unterstandes Zuwachseinbrüche auf Bestandesebene geringer ausfallen lassen, als auf Basis der herrschenden Bäume zu erwarten wäre. Von Interesse ist deshalb, wie verfügbare Ressourcen bei Trockensituationen von den einzelnen Bestandegliedern genutzt werden können.

Wenn der Zuwachs als ein Maß für die Ressourcenaufnahme aufgefasst wird, kann die Größen-Zuwachs-Beziehung als Verteilungsmodus der Ressourcen zwischen den Bäumen interpretiert werden. Je steiler die Gerade verläuft, desto mehr ziehen größere Bäume einen Vorteil aus ihrer Stellung gegenüber kleineren Bäumen. Schneidet die Gerade den Ursprung liegt ein größenproportionaler Verteilungsschlüssel vor. Bei positivem Interzept nimmt der Größenvorteil lediglich unterproportional zu. Bei einem negativen Interzept hingegen liegt eine überproportionale Ressourcenaufnahme mit zunehmender Baumgröße vor. Die Größenzuwachsbeziehung rangiert bei Pflanzen innerhalb eines Kontinuums von vollständig-symmetrischer bis größen-asymmetrischer Beziehung (Schwinning und Weiner, 1998). Pretzsch (2010) untersuchte die Größenzuwachsbeziehung für die vier Hauptbaumarten anhand von Daten langfristiger Versuchsflächen. Für Fichte, Buche und Eiche ließ sich ein Schwerpunkt beim größen-asymmetrischen Verteilungsmuster feststellen, Kiefernbestände tendierten zu einer eher größen-symmetrischen Konkurrenzausprägung. Weiterhin wurden standortspezifische Ausprägungen der Verteilungsmuster festgestellt, indem auf ungünstigeren Standorten kleinere Bäume besser an der Ressourcenaufteilung partizipieren. Wenn unter langfristig ungünstigen Bedingungen die Größen-Zuwachs-Beziehung flacher ausgeprägt ist, liegt der Schluss nahe, dass es auch im Fall von kurzfristigen Verschlechterungen der Wuchsbedingungen zu einem Kippen der Geraden kommen kann.

Der vorliegende Beitrag berichtet über erste Ergebnisse einer Untersuchung zur Trockenstressreaktion von Kiefernbeständen unterschiedlicher bayerischer Herkunft. Im Zentrum der Untersuchung steht die Fragestellung, wie sich Trockenstress im Zuwachs von Bäumen unterschiedlicher Größe niederschlägt und ob sich die Zuwachsrelation von jenen unter ungestörten Wuchsbedingungen unterscheidet. Weiterhin soll der Effekt der Trockenheit auf den Bestandeszuwachs analysiert werden. Die Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) toleriert eine weite Amplitude an standörtlichen Wuchsbedingungen, wobei sie aufgrund ihrer Konkurrenzschwäche häufig auf Extrembereiche zurückgedrängt wird. Aufgrund der standörtlichen Vielfalt haben sich in Bayern zahlreiche Kiefernrasen ausgebildet, mit einer entsprechenden Anpassung an die Wuchsbedingungen. Im bayerischen Kiefernprovenienzversuch zeigten verschiedene Provenienzen Unterschiede sowohl hinsichtlich ihrer Produktivität als auch in ihrer Qualitätsentwicklung (Bachmann, 2002).

Im Rahmen des vorliegenden Beitrags werden folgende spezifische Fragen adressiert: (1) Unterscheiden sich Kiefern-Provenienzen hinsichtlich ihrer aktuellen Produktivitätskennwerte? (2) Unterscheiden sich die Kiefern-Provenienzen hinsichtlich ihrer allgemeinen Größen-Zuwachsbeziehung? (3) Wie sensitiv reagieren verschiedene Herkünfte auf Trockenstress? (4) Wird die Größen-Zuwachsbeziehung durch Trockenstress modifiziert? (5) Unterscheiden sich die Befunde aus den Fragen 1 bis 4 auf unterschiedlichen Standorten?

Material und Methoden

Versuchsstandorte

Die Studie umfasst die noch unter Beobachtung befindlichen, langfristigen Versuchsflächen des 1950/1951 etablierten bayerischen Kiefernprovenienzversuchs. Im Rahmen des Versuchs wurden an fünf verschiedenen Standorten insgesamt 41 bayerische Herkünfte von *Pinus sylvestris* L. angepflanzt, um deren langfristige Produktivität und Qualitätsentwicklung zu beobachten. Von den damals angelegten Versuchsflächen stehen heute noch drei unter Beobachtung, dazu zählen die Standorte Bodenwöhr (BOD 333), Geisenfeld (GEI 335) und Nürnberg (NUE 338). Die Standorte unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Wasser- und Nährstoffversorgung und unterstützen dadurch die Analyse der Entwicklung einzelner Kiefernherkünfte unter unterschiedlichen klimatischen und standörtlichen Voraussetzungen. BOD 333 repräsentiert hierbei einen eher ungünstigen Standort mit geringer Nährstoffausstattung und geringem Niederschlagsregime. GEI 335 bietet unter den drei Versuchsstandorten die günstigsten Wuchsbedingungen, dies gilt sowohl hinsichtlich der Wasser- als auch der Nährstoffversorgung. NUE 338 nimmt in Bezug auf die standörtlichen Voraussetzungen eine Mittelstellung unter den drei Standorten ein (Tabelle 1). Eine detaillierte Beschreibung der standörtlichen Verhältnisse sowie der Versuchskonzeption liefert Bachmann (2002).

Tabelle 1: Übersicht über die standörtlichen und klimatischen Wuchsbedingungen auf den Versuchsstandorten

	Bodenwöhr	Geisenfeld	Nürnberg
Anzahl Herkünfte	31 Herkünfte	37 Herkünfte	35 Herkünfte
Abteilungsname	„Haidschlag“	„Kühanger“ / „Ödholz“	„Birkenlach“ / „Kirchenwald“
Höhe über NN [m]	380	375	350
Geländeform	± eben	eben	± eben
Geologie	überprägte Kreideablagerung	Tertiär mit quartären Überlagerungen	dilluvialer Sand bzw. Dünen sand, daneben auch Schotter
Bodenfrische/-art	trockener, nährstoffarmer Sand	frischer, humoser, tw. anmooriger Sand	mäßig frischer bis frischer, tw. trockener bis mäßig trockener Sand bzw. Schotter
Temp. [°C]	8	8,3	8,4
NS [mm] (Veg.P)	700 (370)	770 (420)	730 (370)

Untersuchte Provenienzen

Im Rahmen der Studie wurde lediglich eine Auswahl der insgesamt vorhandenen Provenienzen einbezogen. Dabei sollten die Provenienzen hinsichtlich ihrer bisherigen Produktivitäts- und Qualitätsentwicklung ein breites Spektrum abdecken. Gleichzeitig sollten nach Möglichkeit verschiedene Herkunftsgebiete abgedeckt werden. Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die analysierten Provenienzen.

Tabelle 2: Übersicht über die, in die Untersuchung einbezogenen Provenienzen aus dem Bayerischen Kiefern-Provenienzversuch

bisherige Einschätzung hinsichtlich Produktivitäts- Qualitätsentwicklung ¹⁾	Provenienzen	Nr.	Herkunftsgebiet	Wuchsgebiet
günstige Produktivitäts- und Qualitätsentwicklung	Bamberg-Ost	4	Mittelfränkisches Hügelland MFrHI (85 115)	09.05.05
	Mitterteich	14	Nordostbayerische Mittelgebirge NOBayMG (85 112)	09.10.02
	Falkenberg	10	Nordostbayerische Mittelgebirge NOBayMG (85 112)	09.10.02
	Bayreuth-West	5	Alb (85 116)	09.06.04
Produktivität günstig, Qualität weniger befriedigend	Ebern	9	Mittelfränkisches Hügelland MFrHI (85 115)	09.05.04
	Bodenwöhr-K	8	Ostbayerische Mittelgebirge OBayMG (851 17/18)	09.09.01
Produktivität mittelmäßig bei guter Qualitätsentwicklung	Selb	24/25	Nordostbayerische Mittelgebirge NOBayMG (85 112)	09.08.07
	Schwabach-V	29	Mittelfränkisches Hügelland MFrHI (85 115)	09.05.06
Produktivität und Qualität weniger befriedigend ausgeprägt	Waldsassen	32	Nordostbayerische Mittelgebirge NOBayMG (85 112)	09.10.02
	Riedenburg	21	Alb (85 116)	09.06.02
Alpenherkünfte	Altötting	2	Alpenvorland AlpVI (851 21)	09.13.03
	Berchtesgaden	6	Alpen (851 22/23)	09.15.09

¹⁾ nach Bachmann (2002)

Datenerhebung

Nach der Vollaufnahme aller Parzellen (BHD) und Messung der Höhen der Höhenmessbäume im Jahr 2013 wurden im Zuge der Durchforstung von den ausgewählten Provenienzen jeweils zwischen acht und zwölf Probestämme ausgewählt. Aufgrund der Z-Baumdurchforstung umfasst das Probekollektiv einen breiten Durchmesserbereich. Von jedem Probestamm wurde je eine Stammscheibe in 1,3m Höhe sowie in 70% der Schaftlänge gewonnen. Zusätzlich wurde die lokale Bestandesdichte um jeden Probestamm mittels doppelter Winkelzählprobe (Zählfaktor 4) aus zwei Himmelsrichtungen erfasst.

Datenaufbereitung

Die Messdaten der Vollaufnahme aller Versuchsparzellen wurden mit Hilfe der lehrstuhleigenen Auswertungsprogramme auf flächenbezogene Ertragswerte verdichtet.

Die Jahrringe der Stammscheiben wurden am Digitalpositiometer nach Johann (Biritz und Hatzl GmbH, Österreich) in vier Haupthimmelsrichtungen vermessen. Nach einer sukzessiven, visuellen Synchronisation der Jahrringzeitreihen auf Baumebene und auf Versuchsebene wurden die einzelnen Jahreszuwächse der Stammscheiben zu durchschnittlichen Jahreszuwächsen quadratisch gemittelt. Für die vorliegende Auswertung werden lediglich die Ergebnisse der BHD-Scheibe verwendet.

Statistische Auswertung

Für die Größen-Zuwachs-Beziehungen wurden die Parameter Grundfläche und Grundflächenzuwachs verwendet. Ihr jeweiliger Verlauf wurde mittels eines linearen Regressionsmodells nach folgender Formel ermittelt:

$$ig = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot g \quad (1)$$

ig bezeichnet den Grundflächenzuwachs in m^2a^{-1} und g die Grundflächen in m^2 . α_0 und α_1 sind die Schätzparameter für die Lage und die Steigung der Geraden. Zur Ermittlung der langfristigen Größen-Zuwachsbeziehung wurde aus der Grundfläche der letzten periodischen Aufnahme (2013) und der Grundfläche der ersten ertragskundlichen Aufnahme (BOD333: 1996, GEI355: 1997, NUE:1998) ein durchschnittlicher jährlicher Grundflächenzuwachs berechnet. Dieser wurde dann auf die Grundfläche im Jahr 2013 bezogen. Für den Vergleich der allgemeinen Ausprägung der Größen-Zuwachsbeziehung zwischen den Standorten wurde Formel 1 auf alle Provenienzen, die auf den Standorten existieren, angewendet.

Zur Prüfung möglicher statistischer Unterschiede im Verlauf der Größen-Zuwachs-Beziehung zwischen einzelnen Provenienzen wurde in Formel 1 die Provenienz als Faktor (f) integriert. Zum Test möglicher Unterschiede einer Herkunft zwischen den Standorten wurde der Faktor Standort auf Seite der unabhängigen Variablen eingesetzt.

$$ig = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot g * f \quad (2)$$

Die Trockenstressreaktion der Bäume wurde für das Trockenjahr 2003 ermittelt. Hierbei wurde die Resistenz (R_t) im Anhalt an Lloret (2011) berechnet. Das Zuwachsverhalten im Trockenjahr wurde dazu am mittleren Zuwachs einer dreijährigen Referenzperiode vor dem Trockenereignis relativiert. Die Zuwachsreaktion wurde auf Basis der durch die Jahrringanalyse ermittelten, jährlichen Zuwächse analysiert. Aufgrund des gleichen Alters der Bäume wurde auf eine vorherige Trendbereinigung und Indizierung der Jahrringserien verzichtet.

Weiterhin wurde anhand der jährlichen Zuwachswerte aus der Jahrringanalyse für das Jahr 2003 spezifische Größen-Zuwachsbeziehungen hergeleitet. Diese wurden dann auf Unterschiede zur langfristigen Ausprägung der Größen-Zuwachs-Beziehung hin getestet (Formel 2).

Ergebnisse

Produktivität auf Bestandesebene

Die Kiefernprovenienzen zeigen auf den drei Versuchsstandorten zum Zeitpunkt der letzten Aufnahme 2013 ein unterschiedliches Leistungsniveau. Generell zeigt der feuchtere Standort Geisenfeld (335) über alle Provenienzen eine stärkere Höhenentwicklung des Grundflächenmittelstammes (Abbildung 1). Allerdings unterscheiden sich lediglich die Versuche Geisenfeld und Bodenwöhr (333) signifikant ($p = 0.0462$). Diese Unterschiede schlagen sich tendenziell auch im durchschnittlichen Gesamtzuwachs (DGZ) nieder, allerdings nicht auf signifikantem Niveau. Die Variabilität beider Ertragsgrößen zwischen den Provenienzen ist auf dem Standort Bodenwöhr höher im Vergleich zu den anderen Standorten.

Zum überwiegenden Teil liegt die Höhenentwicklung und die Produktivität der Herkünfte deutlich über dem Niveau der I. Bonität nach Wiedemann (1943), mäßige Durchforstung (Abbildung 2). Die meisten Herkünfte erreichen dabei auf den verschiedenen Standorten unterschiedliche Produktivitätsniveaus, die zum Teil beträchtlich ausfallen. Die beiden Albherkünfte Bayreuth/West und Riedenburg zeigen jeweils ähnliche Leistungslevels auf allen drei Standorten. Die Herkünfte Ebern, Schwabach und Berchtesgaden weisen die größte Schwankungsbreite zwischen den Standorten auf. Ihre jeweils höchste Produktivität erreichen sie jedoch auf unterschiedlichen Standorten.

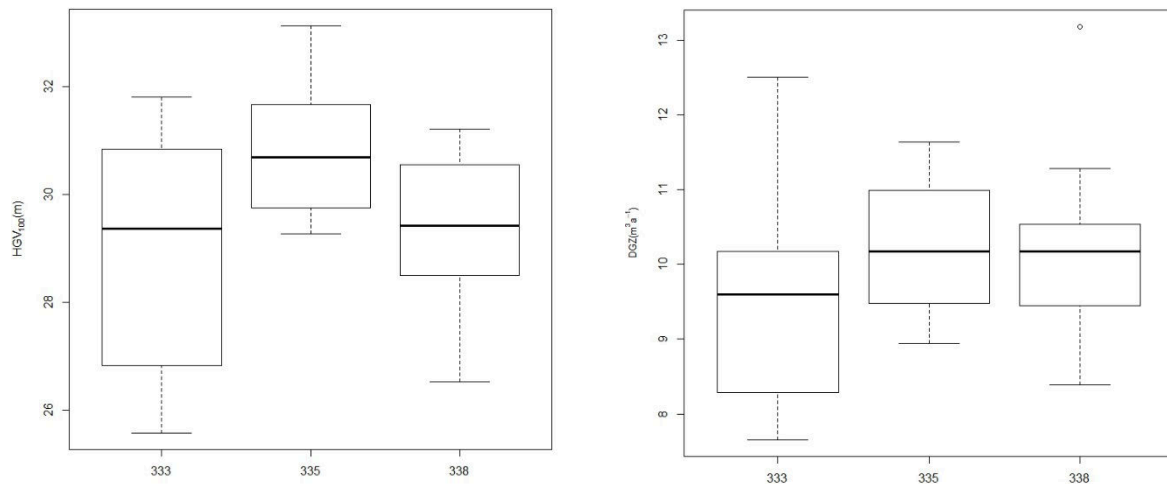


Abb. 1: Verteilung der Höhen der Grundflächenmittelstämme (HGV_{100}) in Metern (links) und die Verteilung des durchschnittlichen Gesamtzuwachses in Kubikmetern pro Jahr (rechts) aller Provenienzen pro Standort jeweils als Boxplot dargestellt. Die aktuelle Höhenentwicklung wurde dabei auf das Bezugsalter von 100 Jahre hochgerechnet. 333 = Bodenwöhr, 335 = Geisenfeld, 338 = Nürnberg.

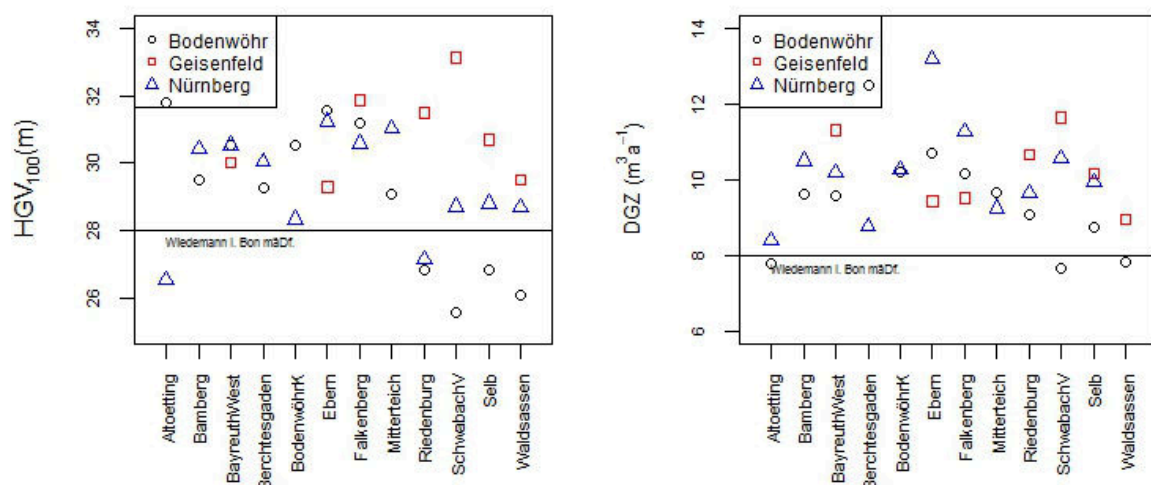


Abbildung 2: Ausprägung der provenienzspezifischen Höhenentwicklung (links) und des durchschnittlichen Gesamtzuwachses (rechts) auf den Standorten Bodenwöhr, Geisenfeld und Nürnberg bis zum Jahr 2013.

Langfristige Größen-Zuwachs-Beziehung

Der Verlauf der allgemeinen Größen-Zuwachsbeziehung unterscheidet sich zwischen den drei Standorten unter Einbezug aller jeweils vorhandenen Provenienzen signifikant. Dies gilt sowohl für den y-Achsenabschnitt als auch für die Steigung der Geraden. Lediglich Geisenfeld und Nürnberg weisen hinsichtlich der Lage ihrer Interzepts keine signifikanten Unterschiede auf. Die negativen Interzepts (Tabelle 3) deuten auf eine jeweils schwach ausgeprägte überproportionale Zuwachsverteilung hin. Am stärksten ist diese Überproportionalität auf dem Standort in Nürnberg ausgeprägt (Abbildung 3).

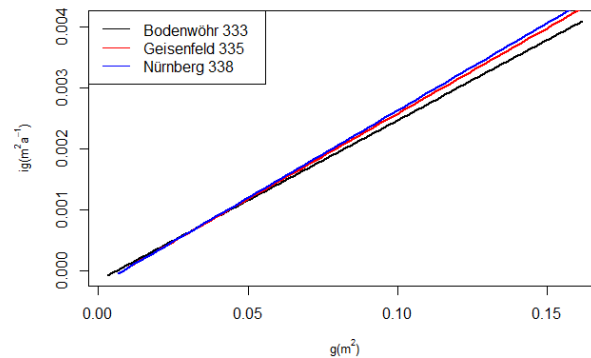


Abbildung 3: Langfristige Größen-Zuwachs-Beziehung auf den untersuchten Standorten für den Zeitraum 1996 bis 2013

Tabelle 3: Regressionsergebnisse nach Formel 2 für den allgemeinen Verlauf der Größen-Zuwachsbeziehung auf den untersuchten Standorten (* $p < 0,1$; ** $p < 0,05$; *** $p < 0,001$).

	Parameter	Schätzwert	Std. Fehler	Signifikanzniveau
BOD 333	a_0	-0,0002	0,0000	***
	a_1	0,0262	0,0002	***
GEI 335	a_0	-0,0002	0,0000	***
	a_1	0,0280	0,0002	***
NUE 338	a_0	-0,0002	0,0000	***
	a_1	0,0286	0,0002	***

Insgesamt weisen aber die Schätzwerte für die Interzepts und die Steigung der einzelnen Provenienzen eine je nach Standort unterschiedlich hohe Variabilität auf (Abbildung 4). In Bezug auf den Lageparameter zeigt der Standort BOD 333 eine geringere Bandbreite im Vergleich zu den anderen Standorten. Gleichzeitig liegt bei dieser Versuchsfläche der Wert mit der höchsten empirischen Wahrscheinlichkeitsdichte (Kernel density) über den der anderen Standorten. Der überwiegende Anteil der Schätzparameter weist ein negatives Vorzeichen auf, in diesen Fällen liegt eine überproportionale Zuwachsverteilung vor.

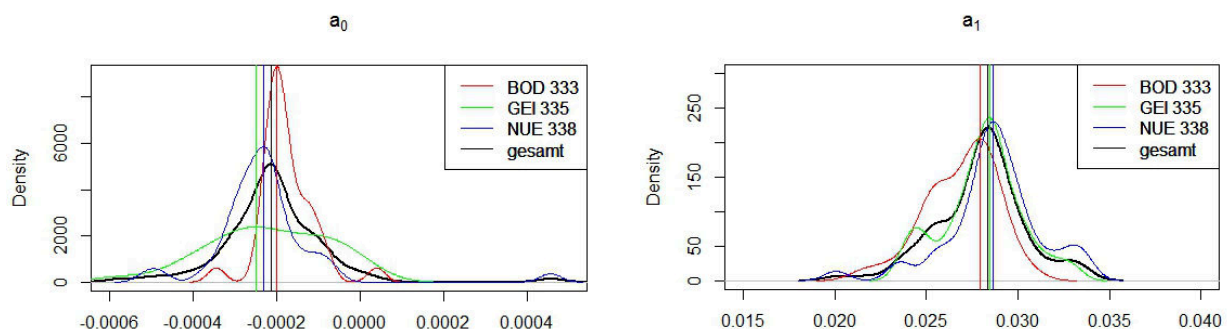


Abbildung 4: Verteilung (Kernel density) der Schätzparameter a_0 (links) und a_1 (rechts) der Regression nach Formel 1 auf den drei Standorten sowie über alle Standorte. Die senkrechten Linien markieren jeweils den Modalwert der Verteilung.

Die Steigungswerte über alle Provenienzen sind auf dem Versuchsstandort Bodenwöhr am breitesten verteilt, der Modalwert der Verteilung ist gleichzeitig von allen Standorten am geringsten. Der Standort Nürnberg weist tendenziell die höchsten Steigungswerte auf. Das heißt, dass größere Bäume mehr von ihrer Größe als Bäume vergleichbarer Größe auf den anderen Standorten.

Im Folgenden werden die Größen-Zuwachs-Beziehungen beispielhaft an einigen Herkunftsfaktoren betrachtet (Ebern, Falkenberg, Schwabach und Waldsassen). Ebern (Herkunftsgebiet: Mittelfränkisches Hügelland) und Falkenberg (Nordostbayerisches Mittelgebirge) repräsentieren Provenienzen mit relativ hoher Produktivität (Abbildung 2). Schwabach (Mittelfränkisches Hügelland) weist diesbezüglich zwischen den drei Standorten die höchste Variabilität auf. Waldsassen (Nordostbayerisches Mittelgebirge) ist von den insgesamt 12 analysierten Herkunftsfaktoren hinsichtlich der Produktivität am schwächsten ausgeprägt.

Abbildung 5 zeigt die langfristige Größen-Zuwachs-Beziehung der betrachteten Herkunftsfaktoren auf den drei Standorten. Alle Lageparameter liegen mit negativem Vorzeichen alle sehr nahe bei null (in wenigen Fällen nicht signifikant) (Tabelle 4). Auf keinem der Standorte unterscheiden sie sich jedoch signifikant voneinander. Hinsichtlich der Steigung treten auf den Standorten Bodenwöhr und Nürnberg signifikante Unterschiede zwischen den Provenienzen auf. Die Herkunft Ebern weist jeweils die geringste Steigung auf, Waldsassen jeweils die höchste.

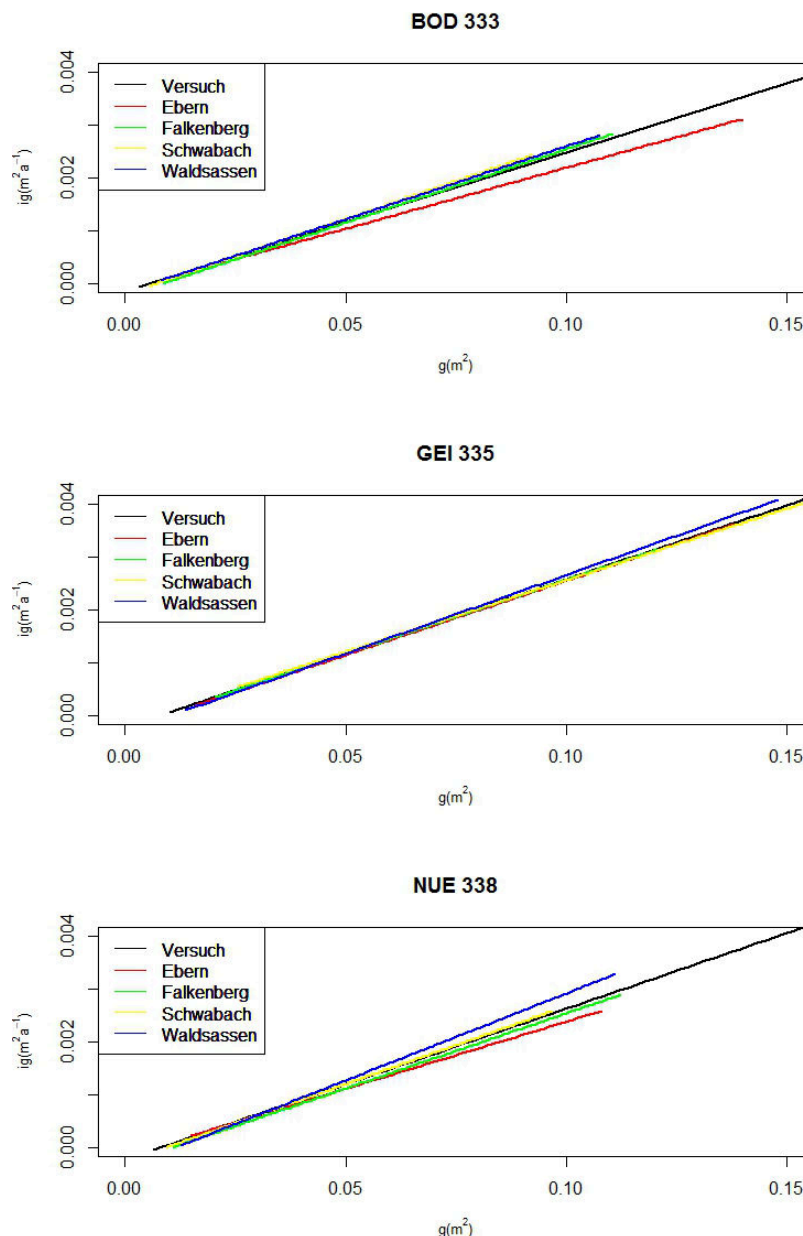


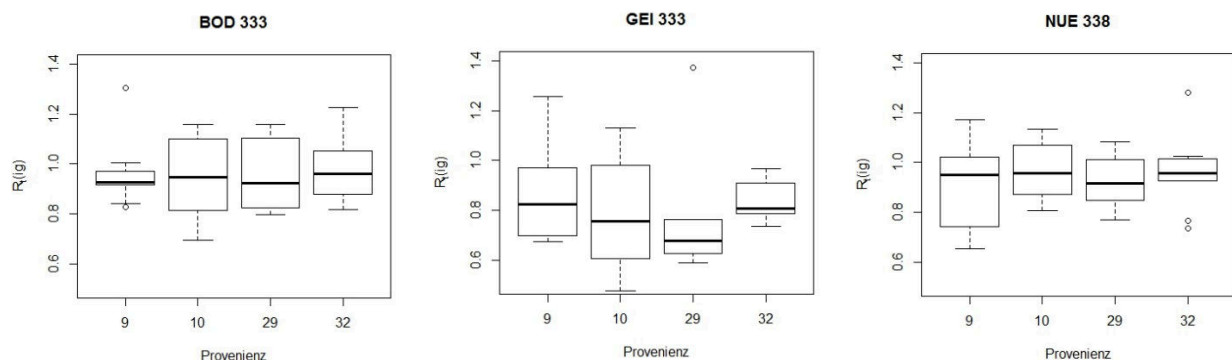
Abbildung 5: Langfristige Größen-Zuwachs-Beziehung für die Herkunftsfaktoren Ebern, Falkenberg, Schwabach und Waldsassen für den Zeitraum 1996 bis 2013, getrennt nach Versuchsstandorten.

Tabelle 4: Schätzwerte und Signifikanzniveaus für die Größen-Zuwachsbeziehung ausgewählter Herkünfte auf verschiedenen Standorten nach Formel 2; Sig. = Signifikanzniveau mit * $p < 0,1$; ** $p < 0,05$; *** $p < 0,001$.

Referenz	a ₀		Provenienz		a ₁		Provenienz	
	Referenz				Referenz			
	Schätzwert	Sig.	Schätzwert	Sig.	Schätzwert	Sig.	Schätzwert	Sig.
BOD 333	-0,00015	***	---		0,026	***	Ebern	-0,0031 **
							Schwabach	0,0022 *
Ebern	-0,00012		---		0,023	***	Falkenberg	0,0047 **
							Schwabach	0,0053 ***
							Waldsassen	0,0045 **
Falkenberg	-0,00024	***	---		0,028	***	Ebern	-0,0047 **
Schwabach	-0,00020	***	---		0,028	***	Ebern	-0,0053 ***
Waldsassen	-0,00016	***	---		0,028	***	Ebern	-0,0045 **
GEI 335	-0,00022	***	---		0,028	***		---
Ebern	-0,00026	*	---		0,028	***		---
Falkenberg	-0,00022		---		0,028	***		---
Schwabach	-0,00015		---		0,027	***		---
Waldsassen	-0,00031	***	---		0,03	***		---
NUE 338	-0,00023	***	---		0,029	***	Ebern	-0,0032 *
							Waldsassen	0,0044 ***
Ebern	-0,00016		---		0,025	***	Schwabach	0,004 *
							Waldsassen	0,0075 ***
Falkenberg	-0,0003	***	---		0,028	***	Waldsassen	0,0045 *
Schwabach	-0,00027	***	---		0,029	***	Ebern	-0,004 *
Waldsassen	-0,00037	***	---		0,033	***	Ebern	-0,008 ***
							Falkenberg	-0,004 *

Reaktion auf Trockenstress

Die analysierten Bäume der vier Provenienzen reagierten auf den Trockenstress im Jahr 2003 nicht einheitlich (Abbildung 6). Die stärksten Zuwachseinbrüche sind am Versuchsstandort Geisenfeld aufgetreten. Während in Bodenwöhr und Nürnberg der mittlere Resistenzwert jeweils bei 0,934 liegt, sinkt er in Geisenfeld auf 0,82 ab. Auch die Unterschiede in der Trockenstressreaktion sind in Geisenfeld am stärksten ausgeprägt. Relativ widerstandsfähig erweist sich die Herkunft Waldsassen auf allen Standorten. Die Provenienzen Falkenberg und Schwabach brechen jeweils stärker im Zuwachs ein.

Abbildung 6: Variabilität der Zuwachsreaktion auf Trockenstress (R_t) ausgewählter Provenienzen auf verschiedenen Standorten (9 = Herkunft Ebern, 10 = Falkenberg, 29 = Schwabach, 32 = Waldsassen) Standort

Insgesamt zeigen die beprobten Bäume eine signifikant abnehmende Resistenz mit zunehmender Baumgröße (Abbildung 7). Auf den Standorten herrschen dabei tendenzielle Niveauunterschiede, allerdings auf nicht signifikantem Niveau. Am stärksten ist der Zusammenhang auf dem Standort Geisenfeld

ausgeprägt. Jedoch gilt der Zusammenhang nicht für jede Herkunft auf jedem Standort. In fünf Fällen ist ein positiver Zusammenhang zwischen Baumgröße und Trockenstressresistenz feststellbar.

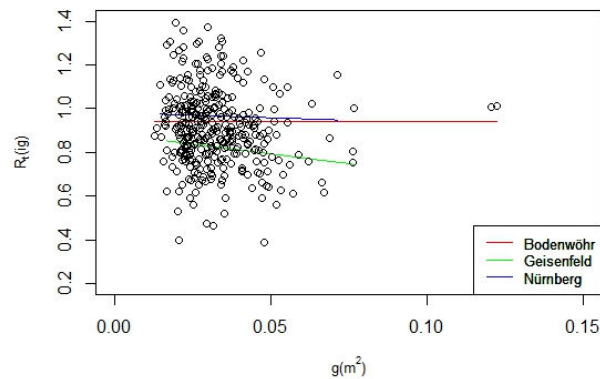


Abbildung 7: Größenabhängiges Resistenzverhalten (R_t) auf Trockenstress auf verschiedenen Standorten.

Größen-Zuwachs-Beziehung unter Trockenstress

Die Größenzuwachsbeziehung im Jahr der Trockenheit (2003) wurde mit der langfristigen Größenzuwachsbeziehung (1996 – 2013) der Probestämme verglichen. Lageparameter und Steigung wurden nach Formel 2 ermittelt. Eine provenienz- und standortsübergreifende, einheitliche Änderung ist dabei nicht zu beobachten (Abbildung 8, Tabelle 5). Die jeweiligen Abweichungen der Parameter für die Lage (a_0) und die Steigung (a_1) zwischen der langfristigen Größen-Zuwachs-Beziehung und der Größen-Zuwachs-Beziehung im Trockenjahr 2003 sind nicht signifikant. Die Lageparameter sind allesamt gering und nicht signifikant von null verschieden. Jedoch sind die Schätzwerte für die Steigungen signifikant (2 Ausnahmen) von null verschieden und schwanken zwischen 0,0135 und 0,0454 im Trockenjahr und zwischen 0,0178 und 0,0377 im langfristigen Trend (Tabelle 5). Dabei kommen jeweils gleich viele Fälle mit einer Zunahme der Steigung als auch mit einer Abnahme vor. Nur auf dem Standort Nürnberg zeigen alle Provenienzen im Jahr 2003 eine höhere Steigung der Größen-Zuwachs-Beziehung im Vergleich zur langfristigen Relation. Tendenziell schlägt sich die provenienz- und standortspezifische, größenbezogene Trockenstressreaktion auch in der Veränderung der Größen-Zuwachs-Beziehung unter Trockenstress nieder. Lediglich bei der Provenienz Waldsassen verhalten sich die größenbezogene Stressreaktion und die Veränderung der Größen-Zuwachs-Relation gegenläufig.

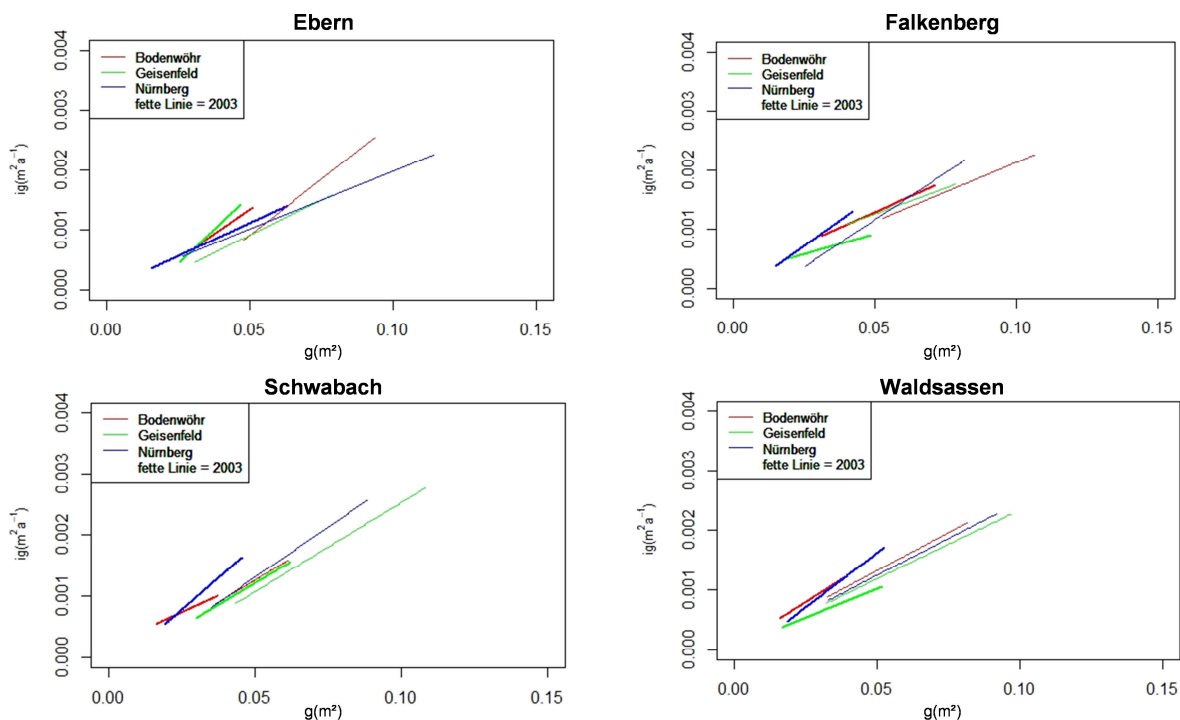


Abbildung 8: Langfristige Größenzuwachsbeziehung und Größenzuwachsbeziehung im Trockenjahr 2003 ausgewählte Provenienzen im Vergleich. Die Veränderung ist für jede Herkunft für die drei unterschiedlichen Versuchsstandorte dargestellt.

*Tabelle 5: Schätzwerte und Signifikanzniveaus für die langfristige und trockenstressbezogene Größen-Zuwachs-Beziehung ausgewählter Herkünfte auf verschiedenen Standorten nach Formel 2; Sig. = Signifikanzniveau mit * $p < 0,1$; ** $p < 0,05$; *** $p < 0,001$.*

				a ₀	a ₁
				Schätzwert	Sig.
Ebern BOD 333	langfristig		-0,0010	0,0377	***
		2003	-0,0003	0,033	*
	langfristig		-0,0003	0,0235	**
		2003	-0,0007	0,0454	**
	langfristig		0,0000	0,0194	***
		2003	0,0000	0,022	**
Falkenberg BOD 333	langfristig		0,0001	0,0201	**
		2003	0,0002	0,0214	*
	langfristig		0,0004	0,0178	*
		2003	0,0002	0,0135	
	langfristig		-0,0004	0,0318	***
		2003	-0,0001	0,0339	**
Schwabach BOD 333	langfristig		-0,0002	0,0285	**
		2003	0,0002	0,0215	
	langfristig		-0,0004	0,0291	***
		2003	-0,0002	0,0282	**
	langfristig		-0,0003	0,0327	***
		2003	-0,0002	0,0411	***
Waldsassen BOD 333	langfristig		0,0001	0,0254	***
		2003	0,0000	0,0300	**
	langfristig		0,0000	0,0230	***
		2003	0,0001	0,0192	**
	langfristig		0,0000	0,0246	***
		2003	-0,0002	0,0361	***

Diskussion

Die Größen-Zuwachs-Beziehung gibt Auskunft über den größenbezogenen Konkurrenzmodus zwischen den Individuen eines Bestandes (Schwinning und Weiner, 1998). Je steiler die Größen-Zuwachs-Gerade verläuft, desto eher ziehen große Bäume einen Nutzen aus ihrer prominenten Stellung. Allgemein wird angenommen, dass sich auf Standorten, auf denen eher Licht limitierend wirkt, Wasser und Nährstoffe aber ausreichend zur Verfügung stehen, eine größen-asyymetrische Konkurrenz einstellt. Große Bäume haben hier einen besseren Zugang zum Licht und können diese Ressource ausschöpfen. Sind eher bodengebundene Ressourcen im Mangel, schlägt sich der Größenvorteil bei der Ressourcenausbeute nicht so durch, so dass sich hier eher größen-symmetrische Konkurrenzsituationen einstellen (Schwinning und Weiner, 1998; Pretzsch, 2010). Wenn auch schwach ausgeprägt, so reihen sich die allgemeinen, langfristigen Größen-Zuwachs-Beziehungen auf den Standorten Bodenwöhr (trocken, geringe Nährstoffausstattung) und Geisenfeld (frisch, gute Nährstoffausstattung) in diese Systematik ein. Auf dem Standort Nürnberg, der aufgrund der beschriebenen Standortbedingungen eher zwischen den Bedingungen in Bodenwöhr und in Geisenfeld liegt, wurde der steilste Verlauf der Größen-Zuwachs-Beziehung festgestellt. Insgesamt entsprechen die Verläufe einer größen-symmetrischen Konkurrenzsituation. Auf den einzelnen Standorten treten provenienzspezifisch mehr oder weniger starke Abweichung vom mittleren Verlauf der Größen-Zuwachsbeziehung auf. Die Rangfolge der Provenienzen bleibt dabei jeweils annähernd gleich.

Die in Verbindung mit dem Klimawandel prognostizierten Veränderungen der Wuchsbedingungen für Bäume in Mitteleuropa umfassen neben einem generellen Temperaturanstieg auch eine Zunahme ext-

remer Witterungsbedingungen, insbesondere eine Zunahme länger anhaltender Trockenperioden während der Vegetationszeit. Eine ausgeprägte Trockenheit bewirkt in der Regel eine Reduzierung des Baumwachstums, da die Wasserversorgung limitiert ist. Zahlreiche Studien belegen einen Zuwachsrückgang bei Bäumen in Verbindung mit Trockenheit (z.B. Pretzsch et al., 2012; Zang et al., 2011; Lloret, et al., 2011). Art- und herkunftsspezifische Unterschiede der Zuwachsreaktion auf Trockenheit sind jedoch aufgrund regionaler Anpassung an jeweils vorherrschende Witterungsbedingungen keine Seltenheit (Taeger et al. 2013, Zang et al. 2011). Die hier untersuchten Provenienzen unterscheiden sich in ihrer Reaktion auf Trockenstress insbesondere auf dem besser versorgten Standort Geisenfeld, auf dem auch der Zuwachsrückgang am stärksten ausfällt. Untersuchungen von Taeger et al. (2013) zu Trockenstressreaktionen anhand internationaler Kiefernprovenienzversuche offenbarten auch Provenienz bezogene Reaktionsmuster auf Trockenheit, die Autoren diskutieren Anpassungen an regionalspezifische Wuchsbedingungen als mögliche Ursachen. Da sich die Provenienzen in vorliegender Studie im Wesentlichen auf Geisenfeld beschränken, spielt vermutlich der Standort eine maßgeblichere Rolle. Das, auf dem Standort in Geisenfeld hoch anstehende Grundwasser könnte zur Ausbildung eines nur flachstreichenden Wurzelwerks geführt haben. Dieses erschließt dann nur bodennahe Schichten, die bei Trockenheit schnell trocken fallen.

Zang (2012) stellte an Kiefern eine Abhängigkeit der Trockenstressreaktion von der Größe der Bäume fest, indem größere Bäume im Trockenjahr 2003 stärker im Zuwachs einbrachen als kleinere Bäume. Auch wenn dieser Zusammenhang auf den hier untersuchten Standorten allgemein zutrifft, ist er nur schwach ausgeprägt und es finden sich auf Provenienzebene auch Fälle mit entgegengesetztem Zusammenhang. Im Falle der hier zunächst analysierten vier Provenienzen korreliert die Veränderung der Größen-Zuwachs-Beziehung im Trockenjahr stark mit der Ausprägung der größenbezogenen Trockenstressreaktion, eine generelle Abflachung der Größen-Zuwachs-Beziehung tritt nicht ein. Ergänzende Analysen werden weitere, beprobte Provenienzen einbeziehen und auch Zuwachsreaktionsmuster anderer Trockenereignisse betrachten.

Literatur

- Bachmann, M. (2002) Der Bayerische Kiefern-Herkunftsversuch von 1950/1951. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 173[6], S. 104 – 114
- Lloret, F., Keeling, E. und Sala, A. (2011) Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos*, doi: 10.1111/j.1600-0706.2011.19372.x
- Morán-López, T., Poyatos, R., Llorens, P., Sabaté, S. (2014) Effects of past growth trends and current water use strategies on Scots pine and pubescent oak drought sensitivity. *European Journal of Forest Research* 133, S. 369-382
- Pretzsch, H. (2010) Zur Verteilung des Zuwachses zwischen den Bäumen eines Bestandes und Abhängigkeit des Verteilungsschlüssels von den Standortbedingungen. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 181[1/2], S. 4-13
- Pretzsch, H., Schütze, G., Uhl, E. (2012): Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation. *Plant Biology* 15, S. 483-495.
- Schwinning, S. und Weiner, J. (1998) Mechanisms determining the degree of size asymmetry in competition among plants. *Oecologia* 113, S. 447-455
- Taeger, S., Zang, C., Liesebach, M., Schneck, V., Menzel, A. (2013) Impact of climate and drought events on the growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) provenances. *Forest Ecology and Management* 307, S. 30-42
- Zang, C., Rothe, A., Weis, W., Pretzsch, H. (2011) Zur Baumarteneignung bei Klimawandel: Ableitung der Trockenstress-Anfälligkeit wichtiger Waldbaumarten aus Jahrringbreiten. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 182[5/6], S. 98-112
- Zang, C., Pretzsch, H., Rothe, A. (2012) Size-dependent responses to summer drought in Scots pine, Norway spruce and common oak. *Trees* 26, S. 557-569

Produktivität und Klimasensitivität von Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) im Rein- und Mischbestand - Untersuchungen entlang eines ökologischen Gradienten

Klaas Wellhausen
Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Technische Universität München

1 Zusammenfassung

Die Baumarten Kiefer und Fichte haben in Deutschland sowohl im Rein-, als auch im Mischbestand eine hohe waldbauliche und ökonomische Bedeutung. Auf Basis von acht neu angelegten temporären Versuchen (Triplets) konnte gezeigt werden, dass Kiefern-Fichten-Mischbestände gegenüber korrespondierenden Reinbeständen eine um mindestens 5,0% beziehungsweise $0,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höhere relative Bestandesproduktivität aufweisen. Diese höhere Bestandesproduktivität wird im Wesentlichen von der Baumart Fichte getragen und äußert sich in höheren Bestandesdichten (+17,9%) und höheren Einzelbaumzuwächsen (+18,5% in den Mischbeständen). Im vorliegenden Beitrag wurde untersucht, ob der Mehrzuwachs gegebenenfalls auch auf eine bessere Abpufferung von ungünstigen Witterungsbedingungen beziehungsweise eine bessere Ausschöpfung von günstigen Bedingungen zurückzuführen ist. Aufbauend auf Analysen von Bohrspänen- und Stammscheiben von insgesamt 571 herrschenden und mitherrschenden Bäumen konnte in ersten Ergebnissen gezeigt werden, dass das Untersuchungsmaterial den dendrochronologischen Grundanforderungen genügt und sich darauf aufbauend baumartenspezifische Klima-(Witterungs-)Zuwachsbeziehungen ableiten lassen. Mit Blick auf die Identifizierung von wachstums-beeinflussenden monatlichen Klimaparametern konnten die in anderen Studien gewonnenen Erkenntnisse auf Basis von baumweisen Regressionskoeffizienten (*response coefficients*) bestätigt werden. So hatten neben den Frühsommerniederschlägen im Juni, die Temperaturen im März des aktuellen Jahres und bei der Fichte zusätzlich die Temperaturen im Oktober des vorangehenden Jahres den größten positiven Einfluss auf das Durchmesserwachstum. In diesem Zusammenhang ließ sich allerdings nicht die angestrebte Differenzierung von Rein- und Mischbestand erreichen. Vor diesem Hintergrund wurde die klimatische Wasserbilanz als aggregierende Größe über der Vegetationszeit in einem generalisierten additiven gemischten Modell (*GAMM response function*) verwendet. Hierbei zeigte sich der erwartete signifikante positive Zusammenhang von Wasserverfügbarkeit (klimatischer Wasserbilanz) in der Vegetationszeit und Durchmesserwachstum. Weiterhin konnte gezeigt werden, dass die Baumart Kiefer im Verhältnis zu ihrem individuellen Zuwachsniveau im Vergleich zur Fichte weniger sensibel auf Wasserlimitierung reagiert (+2.5%). Eine Differenzierung von Rein- und Mischbestand war allerdings auch in diesem zweiten Untersuchungsteil nicht möglich. Gleichzeitig zeigten sich erste Hinweise, dass es offenbar standortspezifische Modifikationen der allgemeingültigen Klima-Zuwachsbeziehungen gibt. So reagierten besser wasserversorgte Standorte tendenziell schneller auf Wasserlimitierung. Diese ersten Befunde müssen im weiteren Verlauf der Untersuchung überprüft und weiter analysiert werden. Darüber hinaus sollen unter anderem noch einzelne Trocken beziehungsweise Extremjahre und das Verhalten von unterständigen Bäumen untersucht werden.

2 Einleitung

Bayern weist gemäß der Bundeswaldinventur 3 mit 417.000 ha fast ein Fünftel der gesamten Kiefernfläche der Bundesrepublik Deutschland auf (BMEL 2014, LWF 2014). Nach der Stichprobeninventur im Bayerischen Staatswald kommt die Kiefer inzwischen häufig in Mischbeständen vor, dabei zu überwiegenden Anteilen in Mischung mit Fichte.

Wissenschaftliche Untersuchungen und Theorien heben die Bedeutung und Vorteile von Artmischungen hervor (HARPER 1977, JUCKER et al. 2014, KELTY 1992, MORIN 2011, OLSTHOORN 1999, PIOTTO 2008, SCHERER-LORENZEN et al. 2005, VANDERMEER 1992). Positive Wechselwirkungen in Mischbeständen werden dabei unter anderem auf folgende Ursachen zurückgeführt: komplementäre ober- und unterirdische Raumbesetzung, abweichende baumartenspezifische jahreszeitliche Phänologie sowie Veränderung des Bestandesinnenklimas und Stoffumsatzes. Idealtypisch führen diese Ursachen zu einer erhöhten Bereitstellung und Ausschöpfung von Licht-, Wasser- und Nährstoffressourcen und damit zu einer höheren Produktivität und gegebenenfalls auch zu einer verbesserten Stabilität und Habitatqualität von Mischbeständen.

Die Fragen zum Wachstum von Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand sind zwar nicht grundsätzlich neu, allerdings gibt es hierzu bis dato nur wenige systematische Untersuchungen (BIELAK et al. 2014, BIELAK 2013, KÜSTERS et al. 2004, PRETZSCH et al. 2002, PRETZSCH et al. 2013). Zudem spiegeln die bisherigen Untersuchungen überwiegend Einzelfallstudien wider (LINDÉN UND AGESTAM 2003, MASON UND CONNOLLY 2013). Grundproblem all dieser Untersuchungen ist es, dass nur wenige langfristige Versuche zur Verfügung stehen, die sowohl Mischbestände als auch Reinbestände beider Baumarten abdecken und zugleich die Anforderungen nach wissenschaftlicher Vergleichbarkeit gewährleisten.

Vor diesem Hintergrund wird in der vorliegenden Untersuchung die Zuwachsrelation und Witterungs-sensitivität der Baumarten Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand auf Basis von acht neuangelegten temporären Versuchen (Triplets) untersucht. Das Versuchsdesign orientiert sich dabei an den Untersuchungen von KENNEL (1965), PRETZSCH UND SCHÜTZE (2009) und LEBOURGEOIS et al. (2013). Die Untersuchungsflächen wurden entlang eines klimatischen Gradienten in den Hauptverbreitungsgebieten von Kiefern-Fichten-Mischbeständen in Bayern und im nordöstlichen Niedersachsen angelegt. Auf Basis von Bohrspänen und Stammscheiben sowie Höhen- und Triebhlängenrückmessungen konnte die Jahring-, Durchmesser- und Volumenentwicklung baumindividuell nachgebildet werden (Berechnungs- und Darstellungsverfahren nach BIBER 2013).

Für die untersuchten Kiefern-Fichten-Mischbestände konnte so im Vergleich zu den korrespondierenden Reinbeständen ein relativer Mehrzuwachs von etwa 5,0% beziehungsweise $0,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ beobachtet werden (s. hierzu und zur Methodik Abbildung 1c und WELLHAUSEN 2014¹). Dieser beobachtete relative Mehrzuwachs wird maßgeblich von der Baumart Fichte getragen (+3,8%, Abbildung 1a), und stellt nach weitergehenden statistischen Analysen eine eher konservative Abschätzung des Mehrzuwachse von insgesamt rund 8% dar.

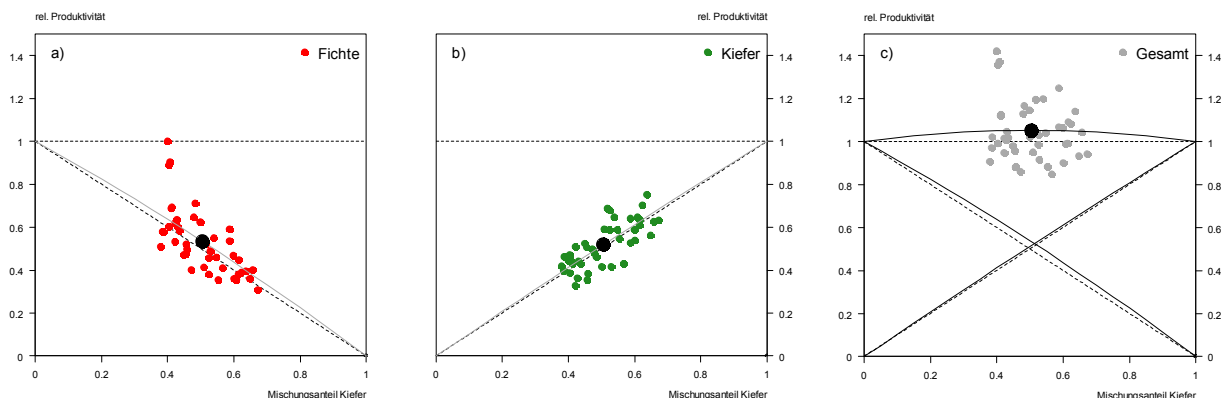


Abbildung 1: Vergleich der relativen Produktivität von Fichte (a) und Kiefer (b) sowie Gesamt (c) im Mischbestand für durchschnittlich sechs rechnerische Aufnahmezeitpunkte je Versuchsstandort. Mittelwerte sind jeweils durch fettgedruckte schwarze Punkte gekennzeichnet. Die durchgezogenen schwarzen Linien geben einen nichtlinearen funktionalen Ausgleich der Punktwolke wider.

Die relative Mehrproduktion äußert sich insbesondere in einer signifikant höheren Bestandesdichte und in einem höheren Einzelbaumzuwachs der Fichte im Mischbestand. Die beobachtete Stammzahl der Fichte im Mischbestand, ausgedrückt über den Stand-Density-Index nach REINEKE (1933), beträgt 551 Nha^{-1} (+ 17,9%) gegenüber dem Erwartungswert von 467 Nha^{-1} (s. Abbildung 2a).

¹ Ergebnisse in WELLHAUSEN (2014) ohne Versuchsstandorte Unterlüß und Schrobenshausen

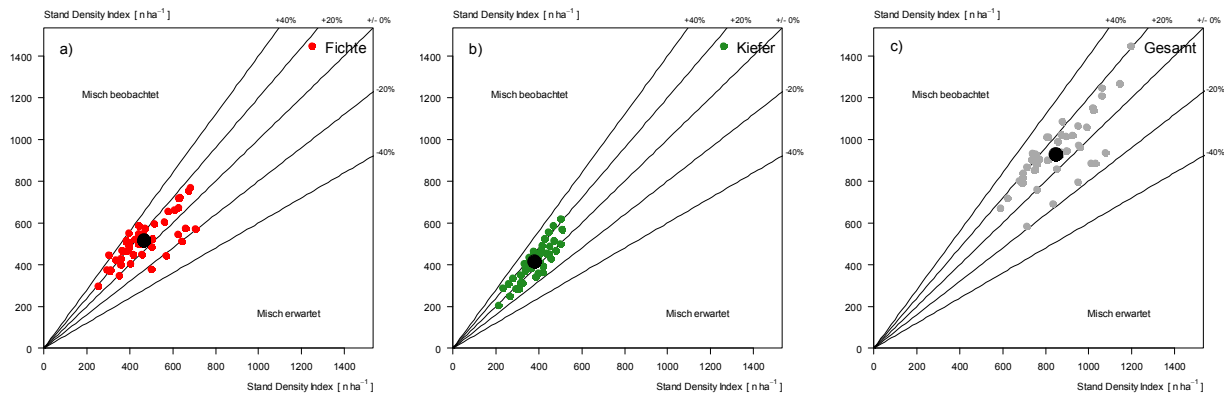


Abbildung 2: Gegenüberstellung der beobachteten und erwarteten Bestandesdichte (Stand Density Index (SDI) nach REINEKE (1933) im Mischbestand: a) Fichte, b) Kiefer und c) gesamter Mischbestand. Der Erwartungswert der Bestandesdichte im Mischbestand ergibt sich aus der auf Basis des Mischungsanteils reduzierten beobachteten Dichte im korrespondierenden Reinbestand (zur Methodik s. u. a. PRETZSCH et al. (2015), WELLHAUSEN (2014))

Gleichzeitig beträgt der beobachtete Einzelbaumzuwachs der Fichte bei einem mittleren Baumvolumen von $1,0 \text{ m}^3$ und einer lokalen 50%-igen Kiefernbeimischung im Mischbestand rund $0,032 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ (+18,5%) anstelle von $0,027 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ im Reinbestand. Dieser Zusammenhang ist in Abbildung 3 modellhaft wiedergegeben. Die Kiefer profitiert dahingegen offenbar weniger vom Wachstum im Mischbestand und zeigt daher eine nur geringfügig erhöhte Bestandesdichte (+8,4 %) und sogar ein verringertes Einzelbaumwachstum (-7,1%) und folglich eine nur leicht erhöhte relative Produktivität (+1,2%).

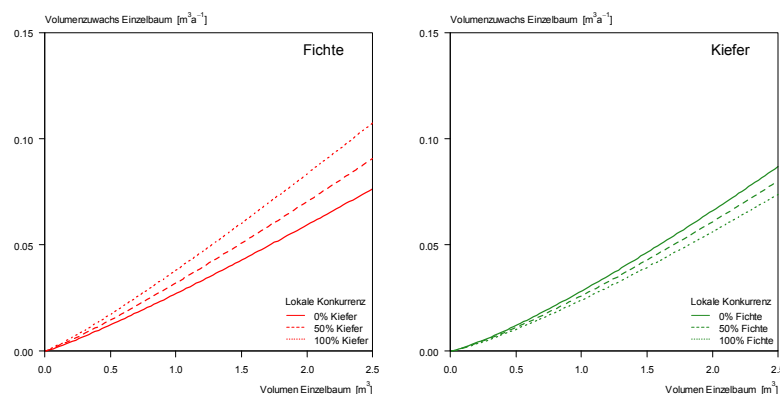


Abbildung 3: Modellhafte Darstellung des Zusammenhangs zwischen volumenbezogenem Einzelbaumzuwachs von Fichte (a) und Kiefer (b) und lokaler baumartenspezifischer Konkurrenzsituation.

In diesem Zusammenhang stellt sich die weiterführende Frage, ob der in den Mischbeständen beobachtete Mehrzuwachs gegebenenfalls auch auf eine bessere Abpufferung von ungünstigen Witterungsbedingungen beziehungsweise eine bessere Ausschöpfung von günstigen Bedingungen zurückzuführen ist (s. hierzu a. Pretzsch et al. 2014). Die Klimasensitivität der Baumarten Kiefer und Fichte ist zwar bereits seit längerem Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen (LEBOURGEOIS et al. 2010, Mäkinen et al. 2002, MARTIN-BENITO et al. 2013, OBERHUBER et al. 1998, ZANG 2011, ZANG et al. 2012) in Wissenschaft und Praxis wird die aktuelle und zukünftige Eignung der beiden Baumarten allerdings weiterhin kontrovers diskutiert; insbesondere die zukünftige Rolle der Kiefer ist dabei strittig (BOURIAUD UND POPA 2008, GRUBER et al. 2012, KÖLLING UND ZIMMERMANN 2007, MARTINEZ-VILALTA et al. 2012). Auch die Frage der Wirkung von Mischbeständen ist in diesem Zusammenhang nicht abschließend geklärt (MARTINEZ-VILALTA et al. 2012,). Vor diesem Hintergrund werden im vorliegenden Beitrag erste Ergebnisse zu folgenden Fragen vorgestellt:

- i. Wie beeinflussen klimatische Umweltfaktoren das Durchmesserwachstum von Kiefer und Fichte?
- ii. Unterscheidet sich die Reaktion auf die identifizierten klimatischen Umweltfaktoren zwischen Kiefer und Fichte und zwischen Rein- und Mischbestand?
- iii. Sind die beobachteten Wachstumsreaktionen von Kiefer und Fichte standortspezifisch?

3 Material und Methoden

3.1 Temporäre Versuchsflächen

Die vorliegende Untersuchung basiert auf acht neu angelegten temporären Versuchen (Tripletts) in Rein- und Mischbeständen aus Kiefer und Fichte. Die acht Tripletts wurden in den Jahren 2013 und 2014 in bedeutsamen Verbreitungsgebieten von Kiefer und Fichte in Bayern und im nordöstlichen Niedersachsen angelegt und umfassen jeweils drei rechteckige Parzellen: je eine Kiefern- und eine Fichten-Reinbestandsparzelle sowie eine korrespondierende Parzelle der beiden Baumarten in einzelstammweiser Mischung. Die Reinbestandsparzellen sind im Mittel 400 Quadratmeter groß und die Mischbestandsparzellen rund 800 Quadratmeter. Das Alter der Bestände liegt zwischen 65 und 95 Jahren. Grundsätzlich wurden pro Tripletts nur Parzellen etwa gleichen Alters ausgewählt. Aufgrund von Unsicherheiten bei der Altersbestimmung im Gelände ergaben sich aber vereinzelt baumartenbezogene Altersabweichungen von bis zu 15 Jahren (s. Tabelle 6 im Anhang).

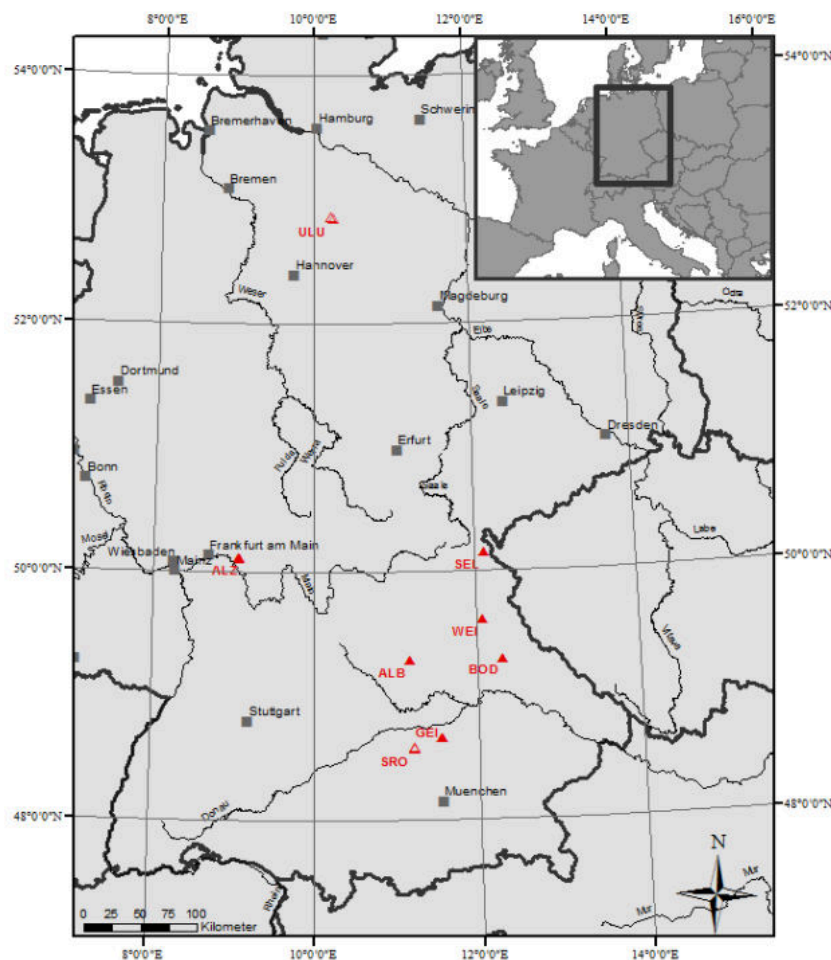


Abbildung 4: Karte der in den Jahren 2013 und 2014 angelegten acht temporären Kiefern-Fichten-Versuchsstandorte (Tripletts). Standorte an denen die insgesamt 1.300 Stammscheiben gewonnen wurden, sind in der Karte durch ausgefüllte Dreiecke gekennzeichnet.

3.2 Boden und Klima

Die temporären Versuchsflächen decken ein enges und hinsichtlich Textur und Nährstoffangebot weitestgehend homogenes Standortspektrum schwach lehmiger Sande (Bodenart) beziehungsweise schwach podsolierter Braunerden (Bodentyp) mit moder- bis rohumusartigen Auflagehorizonten ab. Die auf den Parzellen durchgeführten BZE-konformen Bodenanalysen² weisen für die Versuchsstandorte einen mittleren Schluffanteil von 8,1% und einen mittleren Tonanteil von 6,1% aus (Abbildung 5).

² Versuchsstandort Schrobhausen nicht bodenkundlich beprobt.

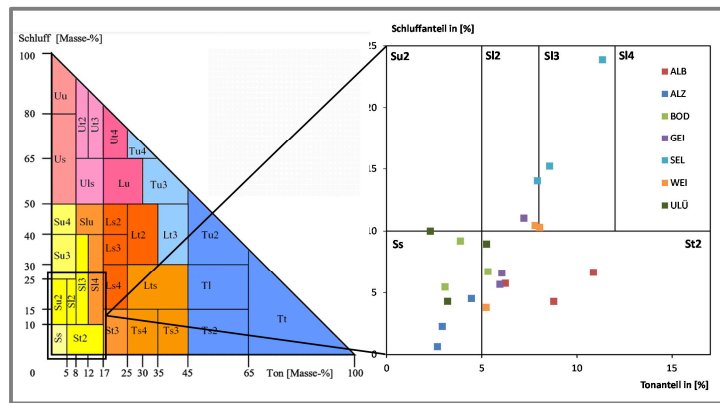


Abbildung 5: Links Korngrößendreieck nach KA5 (AG Boden 2005); rechts Ergebnisse der Korngrößenanalyse für die Versuchsstandorte der vorliegenden Untersuchung (Darstellung nach DAÜLLARY 2015, verändert)

Hinsichtlich des Klimas beziehungsweise der Witterung weisen die Versuchsstandorte im Bezugszeitraum von 1940 bis 2013 folgende Charakteristika auf: Jahresmitteltemperatur von 6,7°C in Selb bis hin zu 9,4°C in Alzenau; mittlere Niederschlagssumme in der Vegetationszeit von 330 mm in Selb bis hin zu 437 mm in Geisenfeld (Datengrundlage DWD 2014).

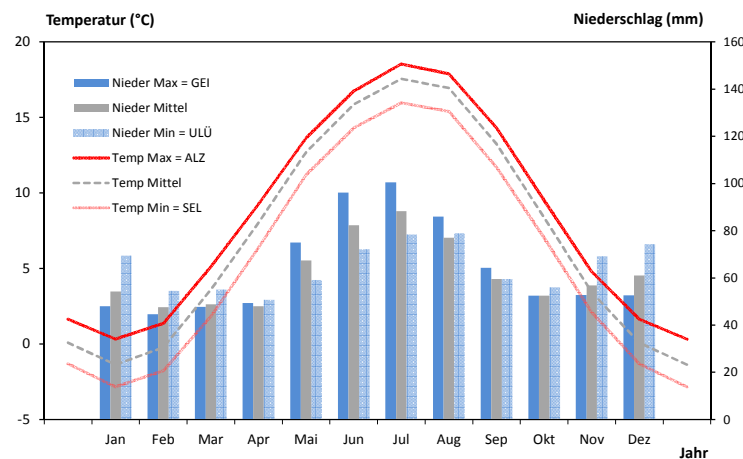


Abbildung 6: Klimaspektrum der untersuchten Versuchsstandorte (Daten: DWD 2014)

3.3 Erhebungs- und Auswertungsmethoden

Der Baumbestand (N=2.750) auf den Versuchsparzellen und in der Parzellenumfassung wurde mit waldmesskundlichen Standardmethoden erfasst (Brusthöhen- und Stockdurchmesser, Baumhöhen, Kronenansatz und -radien, Stammfußkoordinaten). Ergänzend wurden erkennbare Stöcke ausgeschiedener Parzellenbäume (N=305) vermessen und der Ausscheidezeitpunkt anhand des Zersetzungsgrades bis zu 20 Jahre zurückdatiert. Weiterhin wurden von mindestens 20 herrschenden, und wenn vorhanden, von weiteren zehn unter- und zwischenständigen Bäumen (N=800) jeweils zwei Bohrkerne in Nord- und Ostrichtung oder eine Stammscheibe auf Brusthöhe gewonnen. Die Stammscheiben wurden an mindestens fünf herrschenden Fällungsbäumen je Parzelle gewonnen (insgesamt N=199). An diesen Bäumen wurden zudem Triebblängenrückmessungen entlang der Stammachse durchgeführt und sektionsweise Stammscheiben bis in die Krone entnommen sowie Nadelproben gewonnen.

Die Bohrspäne und Stammscheiben wurden mit einem Digitalpositiometer nach Johan (Fa. Biritz) mit einer Genauigkeit von einem Hundertstel Millimeter gemessen und anschließend auf Basis von lokalen „Weiserjahren“ visuell synchronisiert. Die bei Bohrspänen in zwei und bei Stammscheiben in vier Himmelsrichtungen ermittelten Radialzuwächse wurden baumweise zu jährlichen Durchmesserzuwächsen gemittelt. Die Durchmesserentwicklung von nicht gebohrten, überwiegend unter- und zwischenständigen oder bereits ausgeschiedenen Bäumen wurde für die retrospektive Volumenberechnung auf Be-

standesebene einzeljahresweise auf Basis von Durchmesser-Zuwachs-Funktionen geschätzt (zur Methodik s. PRETZSCH et al. 2015).

Auf Basis der Bohrspäne und Stammscheiben sowie der Höhen- und Triebblängenrückmessungen konnten die Jahrring-, Durchmesser- und Volumenentwicklung auf Baum- und Bestandesebene für sechs zurückliegende rechnerische Aufnahmezeitpunkte beziehungsweise einen insgesamt 30 jährigen Betrachtungszeitraum nachgebildet werden. (Berechnungs- und Darstellungsverfahren der Höhen- und Volumenentwicklung nach BIBER 2013). Für den letzten Aufnahmezeitpunkt, in der Regel die Jahre 2013 oder 2014 (s. Tabelle 6 im Anhang), ergab sich ein durchschnittlicher Bestandesvorrat von $512 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ für Kiefer, $630 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ für Fichte und $589 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ für die Mischbestände. Die Bestandesgrundfläche betrug dabei in den Mischbeständen durchschnittlich $50,6 \text{ m}^2$ sowie $50,8 \text{ m}^2$ in den Fichten- und $43,7 \text{ m}^2$ in den Kiefernreinbeständen. Der jährliche Volumenzuwachs in der letzten fünfjährigen Aufnahmeperiode lag für Kiefer bei $15,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für Fichte bei $19,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Der entsprechende Zuwachs in den Mischbeständen lag bei durchschnittlich $18,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Mit Blick auf die Analyse von Klima-Zuwachsbeziehungen wurden die Jahrringmessdaten in ein möglichst homogenes Untersuchungskollektiv aufgeteilt. Untersucht wurden 571 herrschende und mitherrschende Bäume die zum letzten Aufnahmezeitpunkt mindestens 75% der Bestandesoberhöhe erreicht hatten. Weiterhin wurden an diesen Bäumen nur die Jahre untersucht, die zum einen durch die klimatischen Referenzdaten von 1940-2013 abgedeckt sind und zum anderen eine ausreichende Datenbelegung aufwiesen. Das Jahr 1945 wird beispielsweise nur durch die Versuchsstandorte Allersberg und Selb vollständig abgedeckt ($N=126$), wohingegen das Jahr 1955 bereits durch sechs ($N=330$) und das Jahr 1965 durch alle acht Standorte abgebildet wird ($N=486$).

Die Trendbereinigungen der Jahrringchronologien erfolgten in Anlehnung COOK UND KAIRIUKSTIS 1992 und aufbauend auf dem R-Paket „dplR“ (BUNN 2008) in einem dreistufigen Verfahren:

- 1) Alterstrendbereinigung mit einer negativen Exponentialfunktion
- 2) Eliminierung von umwelt- und managementbedingten mittelfristigen Wachstumstrends mithilfe eines kubischen Splines mit einer Wellenlänge von 10 Jahren und einer Frequenzbeschränkung von 0,5
- 3) Bereinigung der Autokorrelation auf Basis autoregressiver Modellbildung bis maximal 3. Grades.

Die in diesem Beitrag vorgestellte Analyse des Witterungseinflusses auf den Jahrringzuwachs erfolgte zunächst mit den R-Paketen „bootres“ und „treeclim“ (ZANG UND BIONDI 2013, ZANG UND BIONDI 2015). Diese Software-Pakete bauen unter anderem auf den bei FRITTS (1976) beschriebenen Methoden der *response functions* auf (s. hierzu a. COOK UND KAIRIUKSTIS 1992, S. 240 ff.). Zur Differenzierung der Klima-Wachstumsbeziehungen nach Baumart (Kiefer-Fichte) und Bestandestyp (Rein-Mischbestand) wurden die ermittelten Response-Koeffizienten (*response coefficients*) anschließend in Anlehnung an HUANG et al. (2010) und ZANG (2011) einer differenzierenden Hauptkomponentenanalyse unterzogen.

In Anlehnung an die Überlegungen von DITTMAR UND ELLING (1999) wurden mit Blick auf eine Absicherung der Ergebnisse auch alternative regressionsanalytische Verfahren gewählt; unter anderem die Verwendung generalisierter, additiver gemischter Modelle (GAMM) (s. hierzu ZUUR et al. 2009). Mit Blick auf diese regressionsanalytischen Ansätze wurden die auf jährlicher Basis vorliegenden monatlichen Temperatur- und Niederschlagswerte rechnerisch zu einer Aggregatgröße der klimatischen Wasserbilanz (KWB) in der Vegetationszeit verknüpft. Die verwendete klimatische Wasserbilanz bildet dabei den Saldo zwischen dem jährlichen temperatur- und strahlungsbedingten Wasserverbrauch (Evapotranspiration) und der niederschlagsbedingten Wassernachlieferung in der Vegetationszeit. Die Wasserverfügbarkeit im Bodenwasserspeicher zu Beginn der Vegetationszeit bleibt dabei zunächst unberücksichtigt. Die Evapotranspiration wurde in der vorliegenden Untersuchung nach TURC in Anlehnung an die Darstellung bei KUNSTLER et al. (2011) berechnet. Die Länge der Vegetationszeit wurde dabei näherungsweise aus Monatsmittelwerten der Temperatur abgeleitet. Hierbei wird die Über- beziehungsweise Unterschreitung einer kritischen Temperaturgrenze von 10°C zugrunde gelegt. Es resultiert eine durchschnittliche Länge der Vegetationszeit von 161 Tagen. Die längste durchschnittliche Vegetationszeit findet sich erwartungsgemäß mit 176 Tagen im wärmebegünstigten Alzenau (Weinbauklima) und die kürzeste mit 141 Tagen in Selb (Ostbayerisches Grenzgebirge).

4 Ergebnisse

4.1 Dendrochronologische Kennzahlen

Auf dem ausgewählten Standortspektrum beträgt der mittlere jährliche Durchmesserzuwachs der 571 herrschenden und mitherrschenden Bäume über die gesamte Alterspanne von 1940 bis 2013 4,1 mm. Bei der Baumart Fichte liegt der Durchmesserzuwachs im Reinbestand bei 4,3 mm und im Mischbestand bei 4,4 mm (s. Tabelle 1, Abbildung 7). Der Durchmesserzuwachs der Baumart Kiefer fällt mit 3,8 mm im Rein- und 3,6 mm im Mischbestand erwartungsgemäß etwas niedriger aus und zeigt zwischen den Bestandestypen nahezu keinen Unterschied. Auch die sonstigen beschreibenden statistischen Maßzahlen wie Maximal- und Minimalwert sowie Standardabweichung und Variationskoeffizient zeigen keine eindeutigen und systematischen Abweichungen zwischen den Bestandestypen. Auffällig ist allenfalls, dass die Maximalwerte des Zuwachses bei der Baumart Fichte höher als bei Kiefer ausfallen und diese Werte den Mittelwert der Fichte entsprechend stark beeinflussen.

Tabelle 1: Jährlicher Durchmesserzuwachs der 571 Untersuchungsbäume für den Zeitraum von 1940-2013

Art	Bestandes- typ	Anzahl Messwerte	Max	Mittel	Median	Min	Standard- fehler	Standard- abweichung	Variations- koeffizient
N			mm a ⁻¹						
Fichte	Misch	6516	22,46	4,40	4,00	0,28	0,0267	2,15	0,49
	Rein	9162	18,05	4,29	3,86	0,16	0,0236	2,25	0,53
Kiefer	Misch	8322	16,06	3,64	3,29	0,25	0,0214	1,95	0,54
	Rein	9267	13,90	3,79	3,56	0,21	0,0184	1,77	0,47

Der Grundflächenzuwachs der Baumart Fichte beträgt im Reinbestand durchschnittlich 12,26 cm²a⁻¹ und im Mischbestand 12,96 cm²a⁻¹. Hierbei fällt auf, dass der Zuwachs der Fichte um rund 13% höher ausfällt als der der Kiefer. Weiterhin fällt auf, dass auch hier die Maximalwerte der Fichte deutlich höher ausfallen und damit offenbar die Spannweite und Standardabweichung der Werteverteilung zunimmt. Letztlich geben auch die höheren Variationskoeffizienten einen Hinweis auf die größere Schwankungsbreite des Grundflächenzuwachses der Baumart Fichte. Dies deckt sich auch mit den Befunden von SPATZ (2015) zur Jahrringvariabilität der hier vorgestellten Untersuchungsbäume.

Tabelle 2: Jährlicher Grundflächenzuwachs der 571 Untersuchungsbäume für den Zeitraum von 1940-2013

Art	Bestandes- typ	Anzahl Messwerte	Max	Mittel	Median	Min	Standard- fehler	Standard- abweichung	Variations- koeffizient
N			cm ² a ⁻¹						
Fichte	Misch	6516	82,41	12,96	10,16	0,16	0,1252	10,11	0,78
	Rein	9162	89,44	12,26	9,85	0,05	0,0925	8,86	0,72
Kiefer	Misch	8322	60,76	10,81	9,58	0,51	0,0682	6,23	0,58
	Rein	9267	59,87	10,48	9,26	0,24	0,0628	6,04	0,58

Mit Blick auf den zeitlichen Verlauf des Durchmesserzuwachses fällt in Abbildung 7 auf, dass der Zuwachs der Fichte in den Mischbeständen bis Anfang der 1980er Jahre deutlich unter dem der Fichtenreinbestände liegt. Bei der Kiefer fallen die Durchmesserzuwächse dahingegen erst ab Mitte der 1980er Jahre geringfügig unter das Zuwachsniveau der Reinbestände. Deutlicher zeigt sich diese veränderte Zuwachsrelation bei der Betrachtung des Grundflächenzuwachses; hier sinkt der zunächst noch deutlich höhere Zuwachs der Kiefer in den Mischbeständen ab Mitte der 1980er Jahre unter das Niveau der korrespondierenden Reinbestände. Die Zuwachsrelation von Fichte im Rein- und Mischbestand gleicht sich dahingegen, wie bereits beim Durchmesserzuwachs festgestellt, weiter an. Als potenzielle Ursache für die veränderten Zuwachsrelationen kommt unter anderem eine zunehmende Konkurrenzkraft der Fichte in den Mischbeständen in Betracht. Diese kann unter anderem auf eine im Altersverlauf nachlassende Konkurrenzkraft der Kiefer (s. hierzu SPATZ 2015), eine fortdauernde standörtliche Verbesserung nach Aufgabe der Streunutzung und Rückgang der atmosphärischen Schwefeldeposition und Bodenversauerung, sowie auf eine in Einzelfällen bewirtschaftungsbedingte Begünstigung der Fichte zurückzuführen sein.

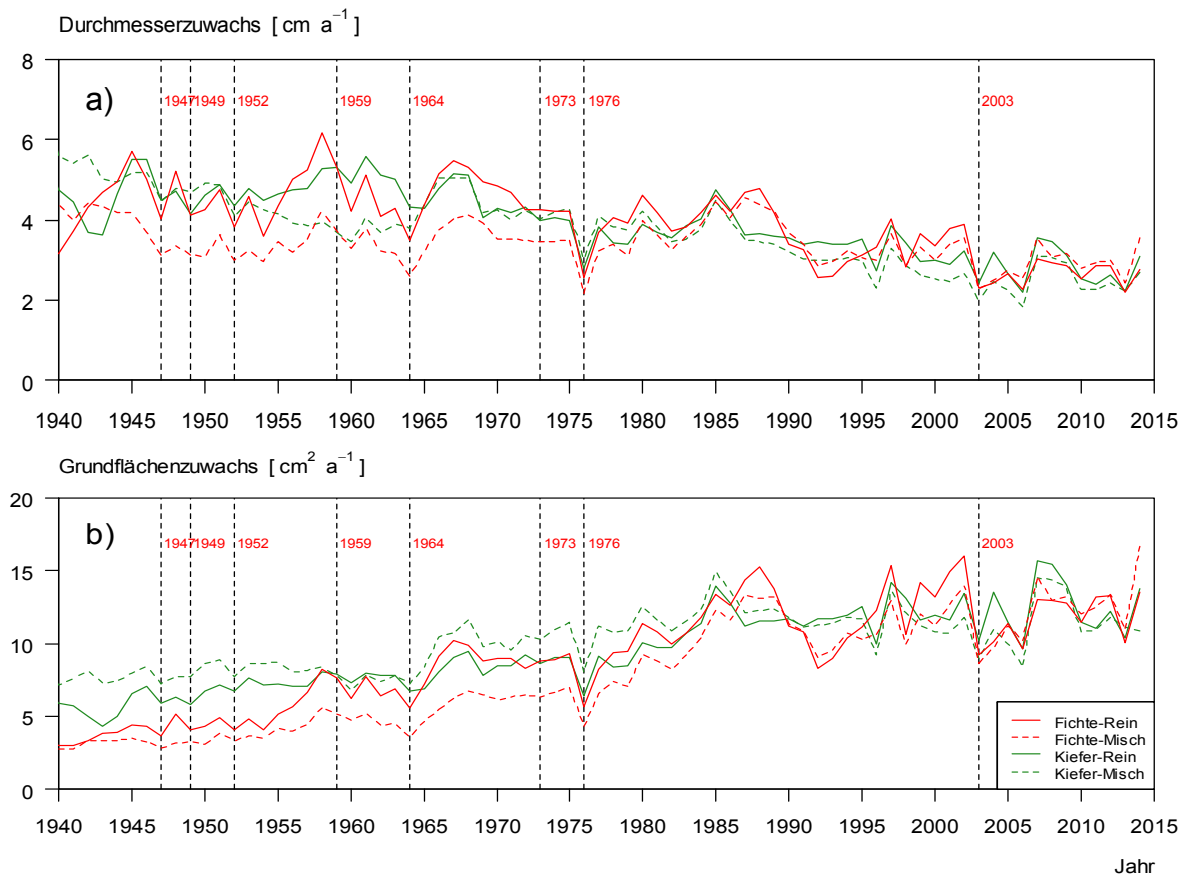


Abbildung 7: Mittlerer Durchmesser- und Grundflächenzuwachs von Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand. Dargestellt ist der durch eine erforderliche Mindestanzahl von Parzellenchronologien und Witterungsdaten abgedeckte gemeinsame Betrachtungszeitraum von 1940 bis 2013. Die senkrechten gestrichelten Linien stellen die in Abbildung 8 identifizierten Trockenjahre dar.

Der Einfluss der Witterung auf das Baumwachstum wird im Folgenden auf Basis des jährlichen Durchmesserzuwachses analysiert. Ein methodischer Vergleich zur Verwendung von Durchmesser- oder Grundflächenzuwachs hatte im Vorfeld ergeben, dass nach der vorgenommenen dreifachen Trendbereinigung (s. Abschnitt 3) ein erwarteter streng linearer Zusammenhang zwischen den beiden Zuwachsgrößen besteht und sich folglich die angestrebten Analyseergebnisse nicht signifikant unterscheiden.

Einen ersten grafischen Eindruck zum Zusammenhang zwischen Durchmesserzuwachs und Witterung (Klima) vermittelt Abbildung 8. Die Witterung wird dabei an dieser Stelle als integrierende Größe der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit wiedergegeben. Zur Hervorhebung der Witterungsschwankungen werden nicht die Absolutwerte der klimatischen Wasserbilanz, sondern die jährlichen Abweichungen vom langjährigen Mittel von 1940 bis 2013 dargestellt (Index). Ein Wert kleiner als minus eins spiegelt Jahre wider, in denen die rechnerische Wasserverfügbarkeit den langjährigen Mittelwert um 100% unterschreitet, diese Jahre sind in Abbildung 8 (oben) hervorgehoben. Bereits der erste visuelle Eindruck zeigt eine gute Übereinstimmung von indexiertem, das heißt trendbereinigtem Durchmesserzuwachs (s. hierzu Abschnitt 3) und der klimatischen Wasserbilanz. Gleichzeitig fällt auf, dass nicht in allen Fällen eines markanten Zuwachseinbruchs, wie zum Beispiel im Jahr 2006, auch unmittelbar eine witterungsbedingte Erklärung gefunden werden kann.

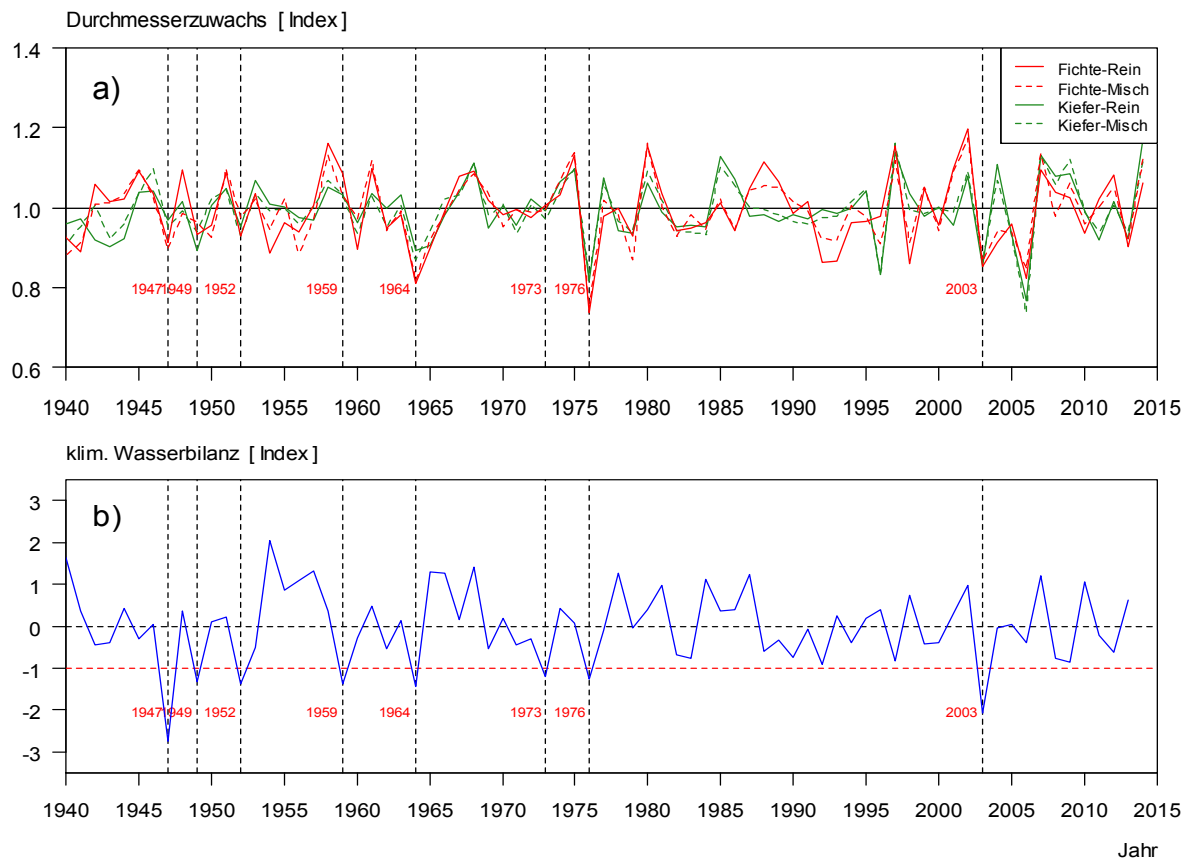


Abbildung 8: Indexierte, d. h. dreifach wachstumstrendbereinigte jährliche Durchmesserzuwächse (a) und indexierte Abweichungen der klimatischen Wasserbilanz vom langjährigen Mittel (Index) (b) für den Referenzzeitraum von 1940-2013. Die senkrechten gestrichelten Linien heben Trockenjahre hervor, in denen der Index der klimatischen Wasserbilanz unter -1 sinkt, d. h. 100% weniger Wasser in der Vegetationszeit zur Verfügung steht als im langjährigen Mittel.

Baumarten- beziehungsweise bestandestypenspezifische Unterschiede im trendbereinigten indexierten Durchmesserzuwachs lassen sich in Abbildung 8 zunächst nicht ausmachen. Allenfalls fällt auf, dass in Einzeljahren oder Einzelphasen Fichte und Kiefer unterschiedlich reagieren, so zum Beispiel in den Jahren 1985, 1996 und 2004. Dies verdeutlicht, dass ein und dieselben Umweltbedingungen offenbar in unterschiedlicher Weise auf die untersuchten Baumarten wirken.

Mit Blick auf die Güte der Datenbasis der in Abbildung 8 dargestellten Mittelwertkurven sind in Abbildung 9 die zugrundeliegenden Chronologien der untersuchten Teilpopulationen (Triplett-Parzellen) abgebildet. Die baumarten- und bestandesspezifischen Mittelwertchronologien zeigen standortübergreifend eine vergleichsweise hohe Synchronität. Dies wird auch durch die dendrochronologischen Kennzahlen der Gleichläufigkeit (GLK) und des Expressed Population Signal (EPS) (COOK UND KAIRIUKSTIS 1992, SCHWEINGRUBER 1988) in Tabelle 3 bestätigt. Unter Berücksichtigung der visuell erkennbaren Abweichungen der standortspezifischen Chronologien ergeben sich mittlere Werte der Gleichläufigkeit von 0,65 bis 0,69. Alle Standortchronologien überschreiten damit den in der Literatur genannten kritischen Grenzwert von 0,60. Weiterhin gibt das EPS mit Werten zwischen 0,92 bis 0,94 einen Hinweis darauf, dass die an den jeweiligen Standorten untersuchten Teilpopulationen (Triplett-Parzellen) starke gemeinsame Signale aufweisen. Auch im Hinblick auf diese Kennzahl unterschreitet keine der Teilpopulationen den in der Literatur genannten kritischen Grenzwert von 0,85.

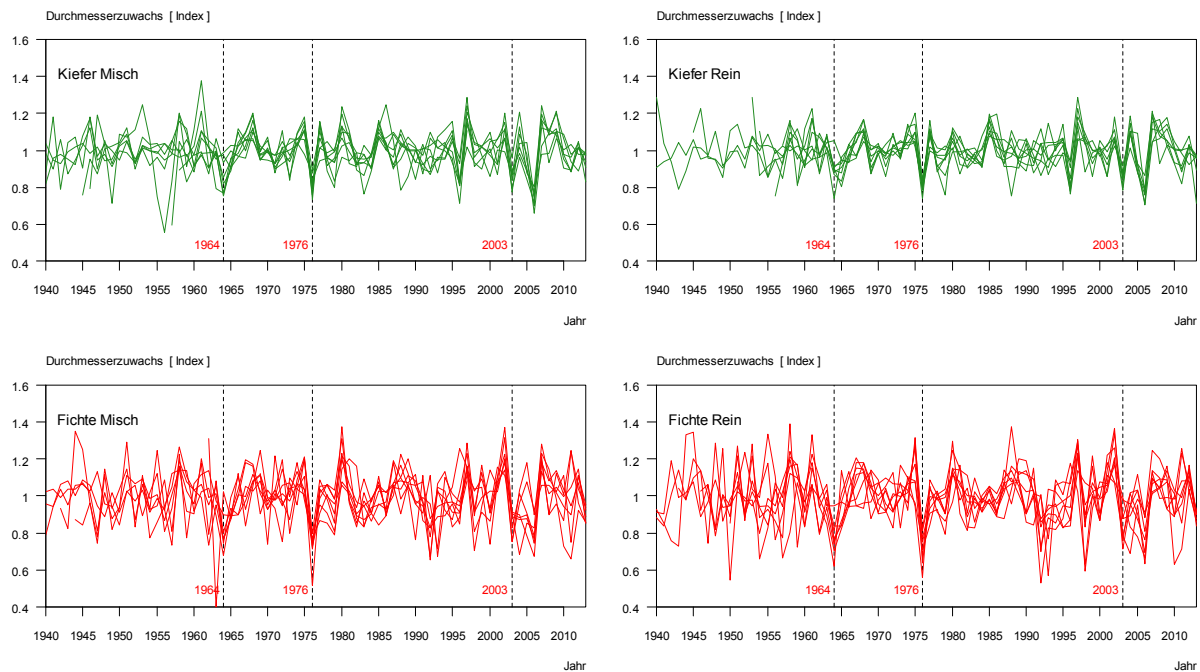


Abbildung 9: Parzellenweise Mittelwertchronologien der indexierten Durchmesserzuwächse für den Untersuchungszeitraum von 1940-2013

Tabelle 3: Mittelwerte von Expressed Population Signal (EPS) und Gleichläufigkeit (GLK) der parzellenweisen Mittelwertchronologien der acht Versuchsstandorte³

Art	Bestandes- typ	Anzahl Messwerte	Expressed Population Signal (EPS)						Gleichläufigkeit (GLK)					
			Max	Mittel	Median	Min	Standard- fehler	Standard- abweichung	Max	Mittel	Median	Min	Standard- fehler	Standard- abweichung
Fichte	Misch	7	0,95	0,93	0,94	0,90	0,007	0,02	0,76	0,69	0,69	0,65	0,014	0,04
	Rein	8	0,97	0,94	0,94	0,89	0,010	0,03	0,73	0,69	0,69	0,64	0,010	0,03
Kiefer	Misch	7	0,94	0,91	0,92	0,87	0,010	0,03	0,71	0,65	0,64	0,61	0,013	0,03
	Rein	8	0,95	0,93	0,92	0,91	0,006	0,02	0,73	0,66	0,65	0,64	0,011	0,03

4.2 Zusammenhang zwischen jährlichem Durchmesserzuwachs und ausgewählten monatlichen Temperatur- und Niederschlagswerten (Bootstrapped Response Coefficients)

Aufbauend auf dem beschriebenen Untersuchungsmaterial wird nachfolgend der Einfluss von Temperatur- und Niederschlag auf das Durchmesserwachstum analysiert. Hierbei kommen sowohl Klimawerte des laufenden als auch des jeweils vorangehenden Jahres zum Einsatz. In einem ersten Schritt wurden hierzu 28 Witterungsparameter (Monatswerte) ohne die einschlägigen Wintermonate vorausgewählt. Die beobachteten indexierte Durchmesserzuwächse (N=33.267) und klimatischen Monatswerte wurden dann baumweise mit den R-Paketen „bootRes“ beziehungsweise „treeclim“ einer Hauptkomponentenregression unterzogen. Witterungsparameter die nur in Einzelfällen signifikante Ergebnisse zeigten, das heißt jeweils nur für einen einzelnen Baum signifikant waren, wurden in einem ersten Schritt aus der Modellbildung ausgeschlossen. So konnten ein reduzierter Satz von 12 Witterungsparametern definiert und in der Folge 6.852 Baum-Witterungsparameter-Kombinationen gebildet werden (s. Abbildung 10).

Wenngleich die ermittelten Koeffizienten überwiegend ökologisch plausible Wirkungsrichtungen zeigten, ließen sich nur für rund 10% der 6.852 Kombinationen signifikante Regressionskoeffizienten (response coefficients) ableiten. Die Wirkungsrichtung und Streuung aller Regressionskoeffizienten ist nach Baumarten getrennt in Abbildung 10 dargestellt. Ergänzend hierzu finden sich in Tabelle 4 die baumartenweisen Mittelwerte der Koeffizienten.

Es zeigt sich, dass das Durchmesserwachstum der Baumart Fichte insbesondere von der Temperatur im vorangegangenen Oktober (temp.prev.oct) und der Temperatur im aktuellen März (temp.curr.mar)

³ Für den Mischbestand am Versuchsstandort Schrobenuhausen konnten aufgrund der geringen Anzahl und Länge der Zuwachschronologien keine dendrochronologischen Kennzahlen berechnet werden.

beeinflusst wird. Diese Größen können unter anderem als Proxy für die Länge der Vegetationszeit und damit für die Ausbildung von Frühholz (März) und die Bildung von Reservstoffen (Oktober) verstanden werden. Weiterhin wirkt sich die Niederschlagsverfügbarkeit im Juni (prec.curr.jun) positiv auf das Fichtenwachstum aus. Hohe Fröhsommer- und Sommertemperaturen wirken diesem Einfluss entgegen (temp.curr.jun/jul). Mit Blick auf die Jahrringbildung im laufenden Jahr spielen bei der Fichte zudem die Spätsommertemperaturen des vorangegangenen Jahres eine gewichtige Rolle. Die Koeffizienten der Baumart Kiefer sind in ihrer Wirkungsrichtung bis auf den Koeffizienten des Oktobers des vorangegangenen Jahres (temp.prev.oct) mit denen der Fichte gleich. Allerdings unterscheiden sich die Koeffizienten zum Teil erkennbar in Ihrer Wirkungsstärke. Beispielsweise wird das Durchmesserwachstum der Kiefer offenbar weniger negativ von Sommer- und Spätsommertemperaturen beeinflusst (s. hierzu a. Abbildung 11 und Abschnitt 4.3). Gleichzeitig spielen bei der Kiefer offensichtlich die Frühjahrsniederschläge (prec.curr.mar) eine größere Rolle.

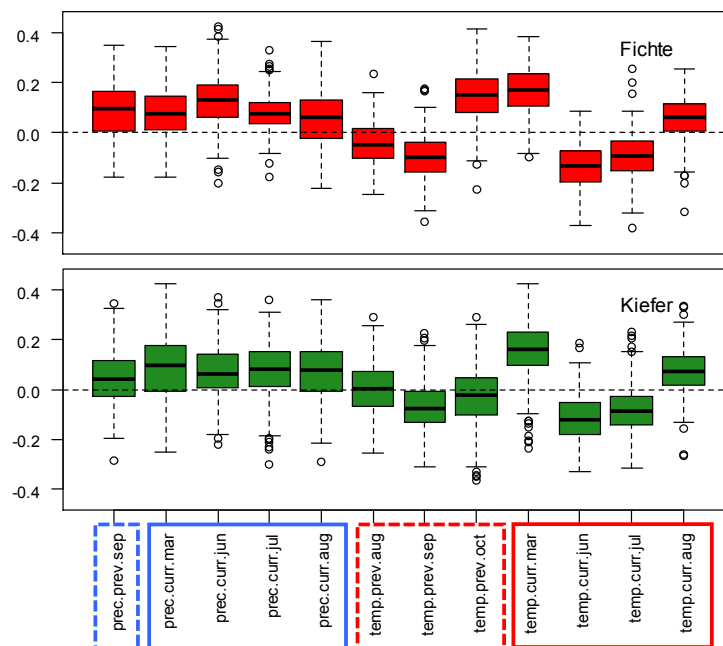


Abbildung 10: Regressionskoeffizienten (response coefficients) der Hauptkomponentenregression von 12 ausgewählten Witterungsparametern und indexierten, das heißt trendbereinigten Durchmesserzuwächsen von Fichte (oben) und Kiefer (unten). Niederschlagsparameter sind auf der X-Achse blau umrahmt und Temperaturparameter rot.

Tabelle 4: Mittelwerte der Regressionskoeffizienten (response coefficients) von Kiefer und Fichte

Art	Parameter											
	prec.prev.sep	prec.curr.mar	prec.curr.aug	prec.curr.jun	prec.curr.jul	temp.prev.aug	temp.prev.sep	temp.prev.oct	temp.curr.mar	temp.curr.jun	temp.curr.jul	temp.curr.aug
Fichte	0,091	0,078	0,059	0,126	0,080	-0,042	-0,094	0,146	0,166	-0,135	-0,093	0,059
Kiefer	0,044	0,087	0,072	0,074	0,079	0,004	-0,066	-0,029	0,157	-0,115	-0,079	0,074

Unabhängig von der geringen Anzahl an signifikanten Ergebnissen wurden die in ihren Wirkungsrichtungen plausiblen baumweisen Regressionskoeffizienten der Witterungsparameter einer weiterführenden Hauptkomponentenanalyse unterzogen. Auf diese Weise soll die Witterungssensitivität der Baumarten (Kiefer und Fichte) und der verschiedenen Bestandestypen (Rein- und Mischbestand) vergleichend gegenübergestellt werden. Die Hauptkomponentenanalyse ermöglicht unter anderem eine Dimensionsreduktion und damit wie in Abbildung 11 (a) eine zweidimensionale Darstellung der einfluss-

reichsten zwei Hauptkomponenten. Die abgebildeten Hauptkomponenten erklären zusammen 31,6% der Gesamtstreuung der baumweisen Regressionskoeffizienten.

Die Hauptkomponente 1 wird maßgeblich von den bereits dargestellten Witterungsparametern Temperatur des diesjährigen März (temp.curr.mar) und vorjährigen Oktobers (temp.prev.oct) beeinflusst, gleichzeitig aber auch von einem feucht-warmen September des Vorjahres (temp + prec.prev.sep). Diese Hauptkomponente könnte damit grob mit „Länge der Vegetationszeit“ umschrieben werden, wenngleich im geringen Umfang auch Sommertrockenheit im laufenden Jahr (temp curr.jun/jul) und Trockenheit im Spätsommer des vorangegangenen Jahres (tem.prev.aug) auf die Hauptkomponente 1 wirken. Insgesamt spiegeln sich Frühjahrs- und Sommertrockenheit allerdings eher in der Hauptkomponente 2 wider. Auf dieser Achse sind zum Beispiel Größen wie Frühjahrs- (prec.curr.mar) und Sommer-niederschlag (prec.curr.jul/aug) oder Sommertemperatur (temp.curr.jun/jul) ausschlaggebend.

Eine signifikante Differenzierung der Baumarten zeigt sich im Wesentlichen mit Blick auf die Hauptkomponente 1 „Länge der Vegetationszeit“ und im bemessenen Maße auch im Hinblick auf die Aspekte „Sommertrockenheit“ (s. Abbildung 11 (b)). Eine Differenzierung von Rein- und Mischbestand innerhalb der Baumarten (Ellipsen in Abbildung 11 (a) und Boxes in (b)) zeigte sich dahingegen als nicht signifikant und erscheint auf Basis des gewählten Verfahrens offenbar nicht möglich. Allenfalls bei der Baumart Fichte zeigt sich in den Mischbeständen eine etwas geringere Streuung der Beobachtungswerte.

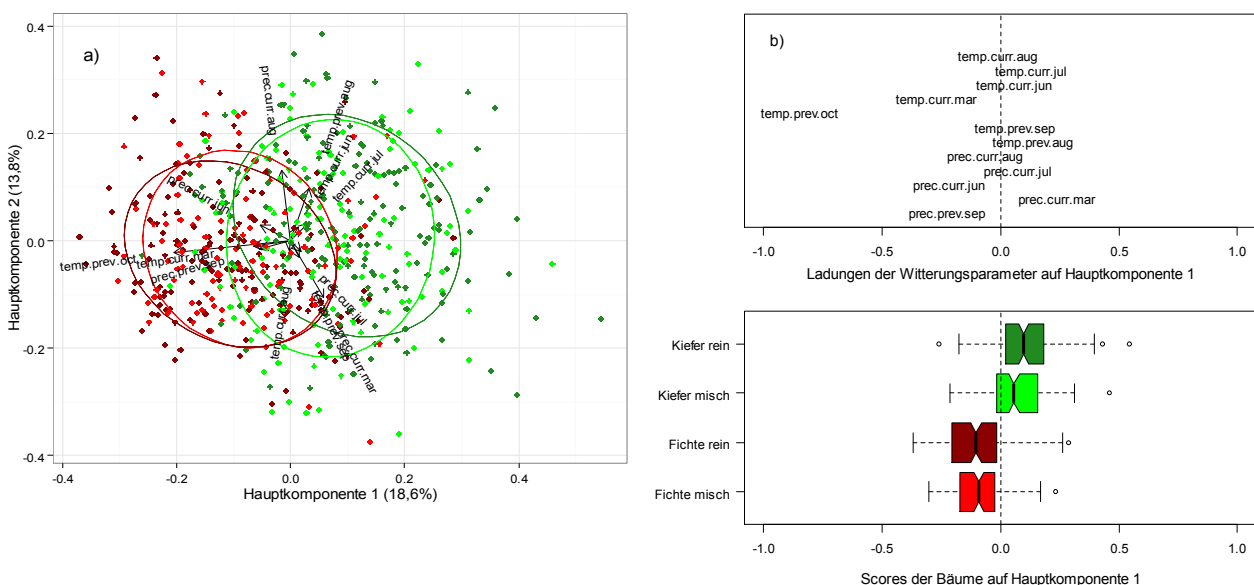


Abbildung 11: (a): Zweidimensionale Darstellung der Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse von baumweisen Regressionsparametern und ausgewählten Witterungsparametern. Die roten Pfeile stellen die Ladungen („Gewichte“) und Wirkungsrichtungen der einzelnen Witterungsparameter dar, je länger ein Pfeil desto stärker sein Einfluss. Die Punkte in der Grafik stellen die „scores“ („Ausprägungen“) der baumweisen Regressionskoeffizienten in Bezug auf die Hauptkomponenten 1 und 2 dar.
(b): Boxplot-Darstellung der baumweisen „scores“ (unten) sowie Ladungen der relevanten Witterungsparameter (oben) über der Hauptkomponente 1

4.3 Zusammenhang von Durchmesserzuwachs und klimatischer Wasserbilanz in der Vegetationszeit (GAMM-Response Function)

Mit Blick auf eine alternative Ermittlung von Klima-Zuwachsbeziehungen wurde der in Abschnitt 3.3 vorgestellte regressionsanalytische Ansatz eines generalisierten additiven gemischten Modells (GAMM) gewählt. Dieser alternative Ansatz verfolgt dabei insbesondere zwei Zielsetzungen: 1. Absicherung der Baumartendifferenzierung aus Abschnitt 4.2 und alternativer Versuch zur Differenzierung von Rein- und Mischbestand. 2. Quantifizierung und modellhafte Abbildung witterungsbedingter Zuwachsschwankungen beziehungsweise von Zuwachsverlusten bei Trockenheit.

Grundlage für diesen alternativen regressionsanalytischen Ansatz bildet die in Abschnitt 3.3 vorgestellte klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit. Diese Wasserbilanz vereint eine Mehrzahl von Umweltvariablen, die in direkter Verbindung mit dem Baumwachstum stehen. Hierzu zählen: die Tempera-

tur, die Globalstrahlung, die Länge der Vegetationszeit sowie die Wassernachlieferung über den Niederschlag.

Ergänzend kann man in einer jährlichen Wasserbilanz grundsätzlich auch den „Füllstand“ des Bodenwasserspeichers zu Beginn der Vegetationszeit berücksichtigen. Unterstellt man zum Beispiel, dass der Bodenwasserspeicher über die Wintermonate vollständig aufgefüllt wurde, kann hilfsweise die gesamte Größe des Bodenwasserspeichers als Startwert für eine Wasserbilanz in der Vegetationszeit angesetzt werden. Der Bodenwasserspeicher wird dabei üblicherweise über die nutzbare Feldkapazität (nFK) angegeben. Die nFK bestimmt sich aus wichtigen Bodenparametern wie Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte und Skelettanteil. Für die hier untersuchten Standorte beträgt die nutzbare Feldkapazität auf einem Meter Profiltiefe etwa -130 mm. Da die ergänzende Verwendung dieses Bodenwasserspeichers in der Wasserbilanz letztlich aber auch mit einer Mehrzahl von Annahmen verbunden ist und zudem keine höhere statistische Erklärungskraft brachte, wurde zunächst auf dessen Verwendung verzichtet.

Ohne die Berücksichtigung des Bodenwasserspeichers weist die Mehrzahl der in Abbildung 12 zugrundeliegenden Beobachtungsjahre eine negative Wasserbilanz auf. Die durchschnittliche klimatische Wasserbilanz aller Versuchsstandorte liegt so bei -86,5 mm. Tatsächlich steht den Bäumen aber wie bereits erläutert ein mehr oder weniger gefüllter rechnerischer Bodenwasserspeicher von durchschnittlich etwa -130 mm zur Verfügung. Vor diesem Hintergrund erscheint es plausibel, dass sich der in Abbildung 12 dargestellte modellhafte Zusammenhang von klimatischer Wasserbilanz und Durchmesserzuwachs erst ab einem Schwellenwert von etwa -130 mm erkennbar negativ auf das Durchmesserwachstum auswirkt.

Dem generalisierten additiven gemischten Modell (GAMM) in Abbildung 12 liegen insgesamt 32.322 Beobachtungen von trendbereinigten Durchmesserzuwachsen und klimatischer Wasserbilanz zugrunde. Das Modell wurde dabei wie in nachstehender Formel 1 formuliert.

$$id(Index)_{ijk} = f(KWB_{ik}, Baumart_i) + \beta_0 * Versuch + \dots + \beta_n * Versuch + b_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad \text{Formel 1}$$

Der indexierte Durchmesserzuwachs ($id(Index)$) eines Einzelbaumes (j) im Jahr (k) auf dem Versuch (i) wird damit von den abhängigen Variablen der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationsperiode (KWB_{ik}), der Baumart ($Baumart_i$) und dem Versuchsstandort ($Versuch_{1..n}$) bestimmt. Die Wirkung der klimatischen Wasserbilanz wird als nichtparametrische Glätterfunktion in Abhängigkeit von der Baumart beschrieben $f(KWB_{ik}, Baumart_i)$.

Damit geben die in Abbildung 12 für Kiefer und Fichte dargestellten Modelle die absolute Zu- oder Abnahme des Durchmesserzuwachses pro Millimeter Verlust oder Zugewinn an Wasser in der Vegetationszeit wieder. In der vorliegenden Form lieferte das Modell eine hochsignifikante Differenzierung der Baumarten Kiefer und Fichte. Bei der Fichte führt beispielsweise ein Trockenereignis wie das Jahr 2003 mit einer mittleren berechneten klimatischen Wasserbilanz von -257 mm zu einem beobachteten Rückgang des Durchmesserzuwachses um durchschnittlich rund 16,3%, wohingegen der Zuwachsrückgang bei der Kiefer nur rund 13,8% ausmacht. Eine ergänzende Berücksichtigung des Bestandestypus Rein- oder Mischbestand erbrachte im Modell keinen signifikanten Erklärungsmehrwert. Damit lässt sich auch auf Basis dieser Methodik keine veränderte Wirkung von Witterungsereignissen in Rein- und Mischbeständen aus Kiefer und Fichte nachweisen.

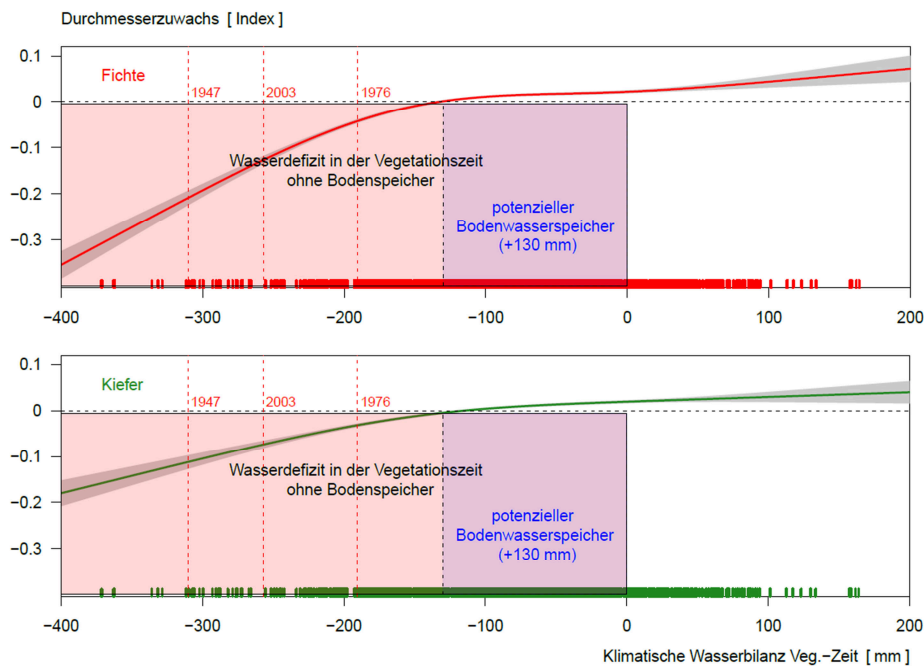


Abbildung 12: Nichtlineare Glätterfunktion eines generalisierten additiven gemischten Modells (GAMM) zum Einfluss der klimatischen Wasserbilanz (KWB) in der Vegetationszeit auf den trendbereinigten Durchmesserzuwachs (Index) der 571 herrschenden und mitherrschenden Fichten (oben) und Kiefern (unten). Die kleinen grünen und roten Balken über den X-Achsen geben die Datenbelegung im jeweiligen Wertebereich wieder. Die hellrot hinterlegte Fläche stellt das jahresweise berechnete Defizit der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit dar. Der hellblau überlagernde Bereich bildet den durchschnittlichen Bodenwasserspeicher auf 1m Profiltiefe aller Versuchsstandorte ab (nutzbare Feldkapazität (nFK) von 130 mm). Die klimatische Wasserbilanz in den Trockenjahren 1947, 1976 und 2003 ist durch senkrechte rote Linien und Jahreszahlen gekennzeichnet.

Dahingegen erbrachte die lineare Berücksichtigung der Versuchsstandorte (*Versuch*) in dem generalisierten additiven gemischten Modell in Formel 1 für einzelne Versuche einen zusätzlichen signifikanten Erklärungsanteil (s. a.Tabelle 5). Dabei wird die im Modell in Abbildung 12 dargestellte Abnahme des Durchmesserzuwachses mit zunehmendem Wasserdefizit offenbar standörtlich modifiziert. Standorte mit vergleichsweise besserer mittlerer Wasserbilanz in der Vegetationszeit scheinen stärker auf Wasserlimitierung zu reagieren (Selb, Unterlüß) als Standorte mit insgesamt unterdurchschnittlicher Wasserbilanz (Alzenau). Die entsprechenden Mittelwerte und Häufigkeitsverteilungen der klimatischen Wasserbilanz sind je Versuchsstandort in Abbildung 13 dargestellt.

Tabelle 5: Parameterschätzung und Signifikanzbeurteilung (***) $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, $p < 0,1$) des generalisierten additiven gemischten Modells Formel 1 zum Zusammenhang zwischen trendbereinigtem Durchmesserzuwachs (*id*(Index)) (s. hierzu a. Abbildung 8) und klimatischer Wasserbilanz in der Vegetationszeit (KWB) sowie Versuchsstandort (*Versuch*).

Variable		Parameter	Koeffizient	Standardfehler	Signifikanz
Versuchsstandort	Bodenwöhr (Referenz als Y-Achsenabschnitt)	β_0	0,9923	0,0021	***
	Allersberg	β_1	0,0039	0,0030	
	Selb	β_2	-0,0057	0,0033	.
	Weiden	β_3	0,0020	0,0036	
	Alzenau	β_4	0,0172	0,0033	***
	Geisenfeld	β_5	-0,0029	0,0032	
	Unterlüß	β_6	-0,0090	0,0034	**
	Schrobenhausen	β_7	-0,0013	0,0037	
f(Klim. Wasserbilanz : Baumart)		nichtparametrischer Glätter (s. Abbildung 12)			***

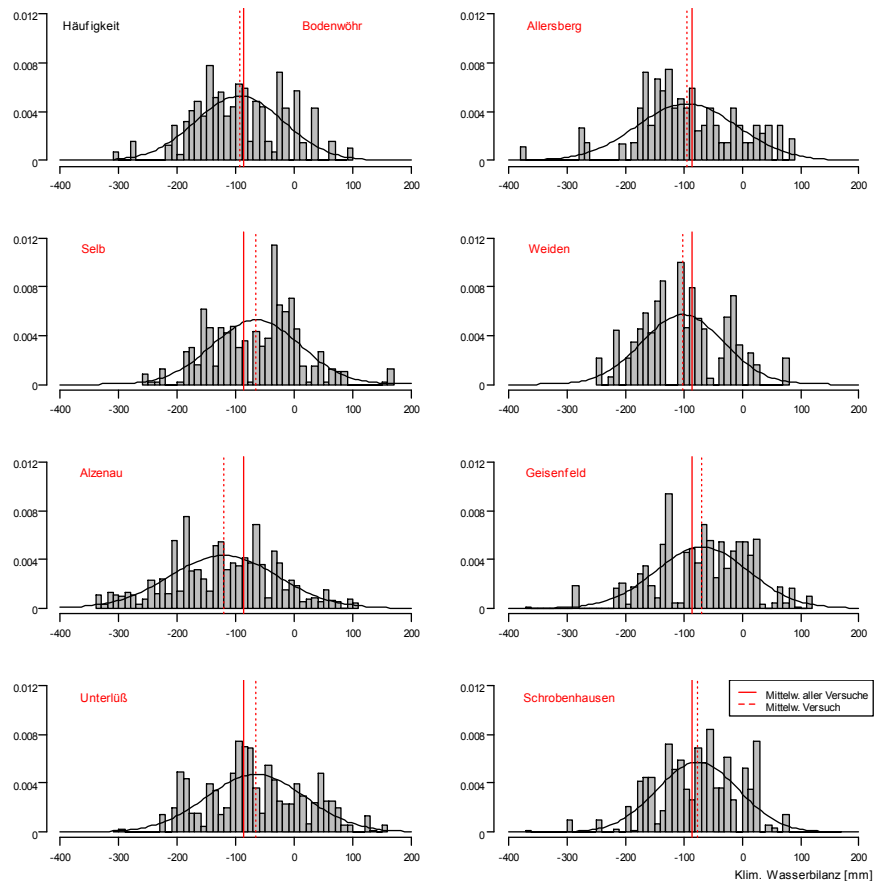


Abbildung 13: Relative Häufigkeitsverteilung und Mittelwert der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit für den Beobachtungszeitraum von 1940-2013. Die senkrechten durchgezogenen roten Linien geben den Mittelwert der klimatischen Wasserbilanz aller Versuchsstandorte wieder, die Gestrichelten den Mittelwert des jeweiligen Versuchsstandortes.

5 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die im vorliegenden Beitrag vorgestellten temporären Kiefern-Fichten-Versuchsstandorte liegen am südwestlichen Rand des großen Hauptverbreitungsgebiet von Kiefer und Fichte und decken ein homogenes Standortspektrum schwach lehmiger Sande in Höhenlagen zwischen 100 - 450m ab. Auch hinsichtlich der Alters- und Bestandesstruktur bieten die ausgewählten Versuchsbestände eine größtmögliche Vergleichbarkeit und Homogenität. Ein bemessener Gradient ergibt sich allenfalls mit Blick auf die klimatischen Eckdaten wie Temperatur, Niederschlag und Globalstrahlung in der Vegetationszeit, sowie eine gewisse Variation in der Länge der Vegetationszeit selbst. Entsprechend dem vergleichsweise homogenen Datenmaterial zeigten die trendbereinigten Baumchronologien hohe dendrochronologische Übereinstimmungs- und Gütemaße.

In diesem Zusammenhang weisen unter anderem COOK UND KAIRIUKSTIS (1992), FRITTS et al. (1965) und MÄKINEN et al. (2003) darauf hin, dass entsprechend homogenes Untersuchungsmaterial aus geschlossenen Waldbeständen oftmals ein schwaches Signal gegenüber Witterungseinflüssen zeigt. Unter Berücksichtigung dieser Rahmenbedingungen erscheint es nachvollziehbar, dass im ersten Untersuchungsteil nur für etwa 10% der baumweisen Response-Koeffizienten signifikante Schätzer berechnet werden konnten. Unabhängig von einer solchen Signifikanzbeurteilung lieferten die Response-Koeffizienten plausible Wirkungsrichtungen der monatlichen Witterungsparameter von Temperatur und Niederschlag. Dabei zeigte sich eine klare Differenzierung der Baumarten Kiefer und Fichte. Die Fichte reagiert im Durchmesserzuwachs offenbar besonders positiv auf die Temperaturen im Oktober des vorangehenden und im März des aktuellen Jahres. Auch auf das Durchmesserwachstum der Kiefer wirkt sich die Märztemperatur sehr positiv aus, wenngleich hierbei offenbar auch eine ausreichende Wasserverfügbarkeit gegeben sein muss. Hohe Sommertemperaturen im Juni und Juli wirken dahingegen bei beiden Baumarten negativ auf das Durchmesserwachstum. Insgesamt decken sich die Ergebnisse damit nicht nur mit bekanntem Praxiswissen sondern auch mit einer ganzen Reihe von wissenschaft-

lichen Untersuchungen (BÜNTGEN et al. 2007, LEBOURGEOIS et al. 2010 MÄKINEN et al. 2002, NEUWIRTH 2005, ZANG 2011).

Die Verwendung der klimatischen Wasserbilanz als integrierende Größe der Wasserverfügbarkeit über die ganze Vegetationszeit brachte im zweiten Untersuchungsteil (GAMM-Response-Funktion) hochsignifikante baumartenspezifische Erklärungsansätze zur jährlichen Schwankung der Durchmesserzuwächse. Die Einbeziehung der Versuchsstandorte als Faktor erbrachte in einigen Fällen einen zusätzlichen signifikanten Erklärungsbeitrag. Die durch das entwickelte Modell abgebildete stärkere relative Witterungssensitivität der Baumart Fichte spiegelte sich in den Beobachtungswerten z. B. durch einen um 2,5%-Punkte größeren Zuwachseinbruch im Jahr 2003 wieder (insg. -16,3%). Diese Beobachtung deckt sich unter anderem auch mit den Ergebnissen von DITTMAR UND ELLING (1999) und ZANG et al. (2011).

Ließ sich sowohl mit dem Ansatz der monatlichen Witterungsparameter (Response-Koeffizienten), als auch mit den Response-Funktionen auf Basis der klimatischen Wasserbilanz eine klare Differenzierung der Baumarten Kiefer und Fichte erreichen, so war dies für die beiden Bestandestypen Rein- und Mischbestand nicht möglich. Damit konnten die Ergebnisse und Überlegungen von LEBOURGEOIS et al. (2013), MARTINEZ-VILALTA et al. (2012) und DEL RIO et al. (2013) zur Wirkung von Witterungseinflüssen und –extremen in Mischbeständen auf Basis der vorliegenden Untersuchung nicht bestätigt werden. Hierzu sind vermutlich höher auflösende dendroökologische oder physiologische Untersuchungen notwendig.

Mit Blick auf die unterschiedliche Reaktion der Versuchsstandorte auf Einschränkungen in der Wasserbilanz zeichnete sich folgende Tendenz ab: Standorte die aufgrund geringerer Strahlungs- und Temperaturintensität eine im Durchschnitt bessere Wasserbilanz aufweisen, gleichzeitig aber über vergleichsweise geringe Niederschläge in der Vegetationszeit verfügen, reagieren besonders sensibel auf Veränderungen in der klimatischen Wasserbilanz (Selb, Unterlüß). Standorte die dahingegen temperatur- und strahlungsbedingt über vergleichsweise niedrige klimatische Wasserbilanzen, gleichzeitig aber über etwas höhere Vegetationszeitniederschläge verfügen, reagieren dahingegen weniger stark im Durchmesserzuwachs. Diese Befunde müssen im weiteren Verlauf der Untersuchung noch näher analysiert und gegebenenfalls durch die Verwendung alternativer Maße der Wasserversorgung abgesichert werden.

Darüber hinaus sollen die erarbeiteten Ergebnisse wenn möglich noch durch alternative statistische Verfahren und eine Analyse von Extremjahren ergänzt werden. Weiterhin soll das Zuwachsverhalten von hauptständigen und unterständigen Bäumen gegenübergestellt werden.

6 Danksagung

Mein Dank gilt Hans Pretzsch für die wissenschaftliche Leitung der Untersuchung und Gerhard Schütze, Christian Zang, Michael Heym und Peter Biber für die Unterstützung bei der Jahrringmessung sowie bei der Datenaufbereitung und -analyse. Den Kollegen der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft danke ich für die Unterstützung bei der Beschaffung, Aufbereitung und Auswertung der Boden- und Klimadaten. Weiterhin danke ich allen studentischen und wissenschaftlichen Hilfskräften, die bei den aufwendigen Außenaufnahmen und Laborarbeiten mitgewirkt haben. Abschließend danke ich dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Bayerische Forstverwaltung) für die Projektförderung und den Bayerischen Staatsforsten, den Niedersächsischen Landesforsten, der Stadt Alzenau und dem Privatforstbetrieb Dickow (i.V.m. der Niedersächsischen Landwirtschaftskammer) für die Bereitstellung der Untersuchungsflächen und –bäume und für die personelle Unterstützung.

7 Literatur

- Biber, P. (2013): Kontinuität durch Flexibilität - Standardisierte Datenauswertung im Rahmen eines waldwachstumskundlichen Informationssystems. *Allgemeine Forst Und Jagdzeitung*: 184 (7/8). S. 11.
- Bielak, K., Dudzinska, M. und Pretzsch, H. (2014): Mixed stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst] can be more productive than monocultures. Evidence from over 100 years of observation of long-term experiments. *Forest Systems*: 23 (3). S. 573-589.
- Bouriaud, O. und Popa, I. (2008): Comparative dendroclimatic study of Scots pine, Norway spruce, and silver fir in the Vrancea Range, Eastern Carpathian Mountains. *Trees*: 23 (1). S. 95-106.

- Bunn, A. G. (2008): A dendrochronology program library in R (dplR). *Dendrochronologia*: 26 (2). S. 115-124.
- Büntgen, U., Frank, D. C., Kaczka, R. J., Verstege, A., Zwijacz-Kozica, T. und Esper, J. (2007): Growth responses to climate in a multi-species tree-ring network in the Western Carpathian Tatra Mountains, Poland and Slovakia. *Tree Physiology*: 27 (5). S. 689-702.
- Cook, E. R. und Kairiukstis, L. A. (1992): *Methods of dendrochronology: Applications in the environmental science*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London. 394 S.
- Däullary, A. (2015): Zusammenhang zwischen Standort und Leistung. Untersuchung ausgewählter Rein- und Mischbestände aus Kiefer und Fichte entlang eines ökologischen Gradienten. Masterarbeit, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement, Technische Universität München. 51 S.
- del Rio, M., Schutze, G. und Pretzsch, H. (2013): Temporal variation of competition and facilitation in mixed species forests in Central Europe. *Plant Biol (Stuttg)*: 16(1): S. 166-176
- Dittmar, C. und Elling, W. (1999): Jahrringbreite von Fichte und Buche in Abhängigkeit von Witterung und Höhenlage. *Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch*: 118 (1-6). S. 251-270.
- DWD (2014): Räumlich explizite Temperatur-und Niederschlagswerte für Deutschland in monatlicher Auflösung.
- Fritts, H. C. (1976): *Tree Rings and Climate*. Academic Press, London, New York, San Francisco. 567 S.
- Fritts, H. C., Smith, D. G., Cardis, J. W. und Budelsky, C. A. (1965): Tree-Ring Characteristics Along a Vegetation Gradient in Northern Arizona. *Ecology*: 46 (4). S. 393-401.
- Gruber, A., Pirkebner, D., Florian, C. und Oberhuber, W. (2012): No evidence for depletion of carbohydrate pools in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) under drought stress. *Plant Biol (Stuttg)*: 14 (1). S. 142-148.
- Harper, J. L. (1977): *Population Biology of Plants*. Academic Press, London, New York. 776-778 S.
- Huang, J., Tardif, J. C., Bergeron, Y., Denneker, B., Berninger, F. und Girardin, M. P. (2010): Radial growth response of four dominant boreal tree species to climate along a latitudinal gradient in the eastern Canadian boreal forest. *Global Change Biology*: 16 (2). S. 711-731.
- Jucker, T., Bouriaud, O., Avacaritei, D. und Coomes, D. A. (2014): Stabilizing effects of diversity on aboveground wood production in forest ecosystems: linking patterns and processes. *Ecology Letters*: 17 (12). S. 1560-1569.
- Kennel, R. (1965): Untersuchungen über die Leistung von Fichte und Buche im Rein- und Mischbestand. *Allgemeine Forst Und Jagdzeitung*: 136 (7). S. 149-161, 173-189.
- Kölling, C. und Zimmermann, L. (2007): Die Anfälligkeit der Wälder Deutschlands gegenüber dem Klimawandel. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*: 67 (6). S. 259-268.
- Kunstler, G., Albert, C. H., Courbaud, B., Lavergne, S., Thuiller, W., Vieilledent, G., Zimmermann, N. E. und Coomes, D. A. (2011): Effects of competition on tree radial-growth vary in importance but not in intensity along climatic gradients. *Journal of Ecology*: 99 (1). S. 300-312.
- Lebourgeois, F., Gomez, N., Pinto, P. und Mérian, P. (2013): Mixed stands reduce *Abies alba* tree-ring sensitivity to summer drought in the Vosges mountains, western Europe. *Forest Ecology and Management*: 303 S. 61-71.
- Lebourgeois, F., Rathgeber, C. B. K. und Ulrich, E. (2010): Sensitivity of French temperate coniferous forests to climate variability and extreme events (*Abies alba*, *Picea abies* and *Pinus sylvestris*). *Journal of Vegetation Science*: 21 (2). S. 364-376.
- Lindén, M. und Agestam, E. (2003): Increment and Yield in Mixed and Monoculture Stands of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* Based on an Experiment in Southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*: 18 (2). S. 155-162.
- Mäkinen, H., Nöjd, P., Kahle, H.-P., Neumann, U., Tveite, B., Mielikäinen, K., Röhle, H. und Spiecker, H. (2002): Radial growth variation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) across latitudinal and altitudinal gradients in central and northern Europe. *Forest Ecology and Management*: 171 (3). S. 243-259.
- Mäkinen, H., Nöjd, P., Kahle, H.-P., Neumann, U., Tveite, B., Mielikäinen, K., Röhle, H. und Spiecker, H. (2003): Large-scale climatic variability and radial increment variation of *Picea abies* (L.) Karst. in central and northern Europe. *Trees*: 17 (2). S. 173-184.
- Martin-Benito, D., Beeckman, H. und Canellas, I. (2013): Influence of drought on tree rings and tracheid features of *Pinus nigra* and *Pinus sylvestris* in a mesic Mediterranean forest. *European Journal of Forest Research*: 132 (1). S. 33-45.
- Martinez-Vilalta, J., Lopez, B. C., Loepfe, L. und Lloret, F. (2012): Stand- and tree-level determinants of the drought response of Scots pine radial growth. *Oecologia*: 168 (3). S. 877-888.
- Mason, W. L. und Connolly, T. (2013): Mixtures with spruce species can be more productive than monocultures: evidence from the Gisburn experiment in Britain. *Forestry*: 87 (2). S. 209-217.
- Morin, X., Fahse, L., Scherer-Lorenzen, M., Bugmann, H. (2011): Tree species richness promotes productivity in temperate forests through strong complementarity between species. *Ecol Lett*: 14 (12). S. 1211-1219.

- Neuwirth, B. (2005): Interannuelle Klima/Wachstums-Beziehungen zentraleuropäischer Bäume von AD1901 bis 1971 - Eine dendroklimatologische Netzwerkanalyse. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn. 165 S.
- Oberhuber, W., Stumböck, M. und Kofler, W. (1998): Climate-tree-growth relationships of Scots pine stands (*Pinus sylvestris* L.) exposed to soil dryness. *Trees*: 13 (1). S. 19-27.
- Olsthoorn, A. F. M., Bartelink, H. H., Gardiner, J. J., Pretzsch, H., Hekhuis, H. J., Franc, A. (1999): Management of mixed-species forest: silviculture and economics. IBN Scientific Contributions, Wageningen.
- Piotto, D. (2008): A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations. *Forest Ecology and Management*: 255 (3-4). S. 781-786.
- Pretzsch, H., Biber, P. und Ďurský, J. (2002): The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management*: 162 (1). S. 3-21.
- Pretzsch, H., Bielak, K., Bruchwald, A., Dieler, J., Dudzinska, M., Ehrhart, H.-P., Jensen, A. M., Johannsen, V. K., Kohnle, U., Nagel, J., Spellmann, H., Zasada, M. und Zingg, A. (2013): Mischung und Produktivität von Waldbeständen. Ergebnisse langfristiger ertragskundlicher Versuche. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*: 184 (7/8). S. 177-196.
- Pretzsch, H., del Río, M., Ammer, C., Avdagic, A., Barbeito, I., Bielak, K., Brazaitis, G., Coll, L., Dirnberger, G., Drössler, L., Fabrika, M., Forrester, D. I., Godvood, K., Heym, M., Hurt, V., Kurylyak, V., Löf, M., Lombardi, F., Matović, B., Mohren, F., Motta, R., den Ouden, J., Pach, M., Ponette, Q., Schütze, G., Schweig, J., Skrzyszewski, J., Sramek, V., Sterba, H., Stojanović, D., Svoboda, M., Vanhellefont, M., Verheyen, K., Wellhausen, K., Zlatanov, T. und Bravo-Oviedo, A. (2015): Growth and yield of mixed versus pure stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) analysed along a productivity gradient through Europe. *European Journal of Forest Research*: 134 (5). S. 927-947.
- Pretzsch, H., Rotzer, T., Matyssek, R., Grams, T. E. E., Haberle, K. H., Pritsch, K., Kerner, R. und Munch, J. C. (2014): Mixed Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) and European beech (*Fagus sylvatica* [L.] stands under drought: from reaction pattern to mechanism. *Trees-Structure and Function*: 28 (5). S. 1305-1321.
- Pretzsch, H. und Schütze, G. (2009): Transgressive overyielding in mixed compared with pure stands of Norway spruce and European beech in Central Europe: evidence on stand level and explanation on individual tree level. *European Journal of Forest Research*: 128 (2). S. 183-204.
- Scherer-Lorenzen, M., Körner, C. und Schulze, E.-D. (2005): Forest Diversity and Function - Temperate and Boreal Systems. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Schweingruber, F. H. (1988): Tree rings: basics and applications of dendrochronology. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Boston, Lancaster, Tokyo. 276 S.
- Spatz, S. (2015): Vergleichende Analyse morphologischer und holzqualitätsbestimmender Merkmale in Rein- und Mischbeständen aus Fichte (*Picea abies* (L.) Karst) und Kiefer (*Pinus sylvestris* L.). Masterarbeit, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement, Technische Universität München.
- Vandermeer, J. (1992): The ecology of intercropping. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wellhausen, K. (2014): Analyse der Produktivität von Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Fichte (*Picea abies* (L.) Karst) im Rein- und Mischbestand auf Basis temporärer Versuchsflächen. Beiträge zur Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im DVFFA: S. 127-139.
- Zang, C. und Biondi, F. (2013): Dendroclimatic calibration in R: The bootRes package for response and correlation function analysis. *Dendrochronologia*: 31 (1). S. 68-74.
- Zang, C. und Biondi, F. (2015): treeclim: an R package for the numerical calibration of proxy-climate relationships. *Ecography*: 38 (4). S. 431-436.
- Zang, C., Pretzsch, H. und Rothe, A. (2012): Size-dependent responses to summer drought in Scots pine, Norway spruce and common oak. *Trees-Structure and Function*: 26 (2). S. 557-569.
- Zang, C., Rothe, A., Weis, W. und Pretzsch, H. (2011): Tree suitability under climate change conditions: susceptibility of major forest tree species from tree-rings widths. *Allgemeine Forst Und Jagdzeitung*: 182 (5-6). S. 98-112.
- Zang, C. S. (2011): Growth reactions of temperate forest trees to summer drought - a multispecies tree-ring network approach. Dissertation, Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Technische Universität München. 137 S.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A. und Smith, G. M. (2009): Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer, 574 S.

8 Anhang

Tabelle 6: Ertragskundliche Basisdaten für die temporären Versuchsf Flächen zum letzten rekonstruierten Aufnahmezeitpunkt im Jahr 2013/2014. Zuwachs- und Vorratswerte in Vorratsfestmeter mit Rinde.

Versuchsstandort	Parzelle Baumart	Fläche m²	Aufn- zeitpunkt Jahr	Alter Jahre	Grundfläche m² ha⁻¹		Mischungsanteil			SDI N ha⁻¹	Durchmesser		Höhe		Vorrat m³ ha⁻¹		Zuwachs m³ ha⁻¹ a⁻¹		Ober-/Mittel- HöheAlter100 m	
							Grund- fläche	Trocken- masse %	relSDI (max Trioll)		d _o	d _G	h _o	h _G						
Bodenwöhr	BOD	Kie, (Fi) (Kie), Fi	661	2013	80	24,0	48,8	49%	55%	51%	464	35,3	28,4	27,0	25,2	276,1	537,6	6,5	15,7	28,0
			2013	80	24,8	51%	45%	49%	548	35,7	19,7	26,7	20,0	261,5		9,2		30,0		
		Fi Ki	542	2013	85		43,6				897	33,9	24,3	28,2	24,7		537,7		22,3	30,6
			411	2013	65		36,3				734	31,7	25,6	25,3	24,0		393,8		10,9	29,8
Allersberg	ALB	Kie, (Fi) (Kie), Fi	1212	2008	78	22,4	43,8	51%	56%	55%	447	32,7	26,3	23,5	21,9	224,9	425,8	6,6	12,6	24,8
			2008	78	21,4	49%	44%	45%	498	32,0	16,9	24,6	18,5	200,9		6,0		28,3		
		Fi Ki	395	2008	73		48,5				1.012	36,7	23,3	27,2	22,5		547,5		17,0	32,3
			285	2008	73		40,4				806	32,6	26,4	25,0	24,0		439,8		12,0	28,0
Selb	SEL	Kie, (Fi) (Kie), Fi	641	2013	85	26,7	51,5	52%	58%	59%	500	41,2	30,8	31,1	28,1	343,0	626,2	9,1	19,3	30,0
			2013	93	24,8	48%	42%	41%	520	38,4	22,8	29,6	21,3	283,2		10,1		29,8		
		Fi Ki	251	2013	93		51,6				1.028	36,3	26,8	30,8	27,7		701,1		17,2	31,4
			357	2013	75		43,3				848	35,7	27,5	28,2	25,9		514,1		14,2	29,1
Weiden	WEI	Kie, (Fi) (Kie), Fi	650	2013	60	22,8	49,4	46%	52%	48%	428	36,7	30,7	26,4	25,6	266,4	552,1	8,3	20,4	33,2
			2013	60	26,6	54%	48%	52%	585	39,9	19,8	29,1	19,9	285,6		12,2		38,5		
		Fi Ki	457	2013	60		44,4				853	43,1	29,9	27,9	24,2		534,6		17,1	37,2
			251	2013	60		46,3				940	35,3	27,7	25,9	25,3		529,0		17,9	32,9
Alzenau	ALZ	Kie, (Fi) (Kie), Fi	586	2013	75	17,9	50,5	35%	39%	38%	334	38,2	30,9	29,9	28,7	231,9	645,1	5,8	16,2	32,7
			2013	75	32,6	65%	61%	62%	655	41,4	26,0	30,7	25,5	413,2		10,4		35,4		
		Fi Ki	483	2013	60		42,5				929	35,6	20,2	28,0	23,3		495,0		20,3	37,3
			509	2013	85		40,3				734	39,7	33,0	29,1	26,9		496,1		13,9	28,9
Geisenfeld	GEI	Kie, (Fi) (Kie), Fi	941	2013	75	25,1	63,8	39%	44%	40%	439	43,1	36,2	32,3	31,0	354,4	875,4	10,3	28,4	35,2
			2013	75	38,7	61%	56%	60%	769	46,8	26,9	33,2	26,7	521,1		18,1		38,0		
		Fi Ki	300	2013	70		61,4				1.143	46,0	32,7	31,4	29,2		855,6		20,3	37,5
			541	2013	65		50,3				939	42,9	33,7	29,8	29,2		668,2		21,9	35,8
Unterlüß	ULÜ	Kie, (Fi) (Kie), Fi	894	2014	63	18,0	44,7	40%	43%	46%	363	34,4	25,7	23,8	22,9	186,8	471,0	5,2	12,7	29,0
			2014	65	26,7	60%	57%	54%	574	36,2	21,3	25,2	21,4	284,1		7,5		32,3		
		Fi Ki	268	2014	65		54,7				1.215	32,1	19,3	23,9	20,0		543,9		15,0	31,0
			306	2014	63		46,6				912	34,2	27,5	23,2	22,3		475,1		13,5	28,4
Schrobenhs.	SRO	Kie, (Fi) (Kie), Fi	650	2014	68	25,4	58,3	43%	46%	43%	515	32,8	25,2	27,0	26,2	296,4	693,4	8,0	22,5	31,6
			2014	68	32,9	57%	54%	57%	753	34,0	17,7	31,1	23,1	397,1		14,5		37,9		
		Fi Ki	637	2014	73		62,5				1.192	45,7	30,4	35,1	30,6		932,3		24,8	40,7
			475	2014	68		52,8				1.081	34,8	26,4	28,5	27,6		646,0		18,5	33,2

Der Hainich - Einheit aus naturbelassen und naturnah bewirtschafteten Laubwäldern

*Dirk Fritzlar, Forstamtsleiter, Forstamt Hainich-Werratal
Andreas Biehl, Revierleiter Revier Langula*

Exkursionsziel und -inhalte

Besuch der Buchenplenterwälder im Naturwaldreservat mit forstlicher Zielsetzung „Plenterwald Hainich“ im Forstrevier Langula im mittleren Hainich.

Der Hainich

Der Hainich ist ein Muschelkalkhöhenzug am Westrand des Thüringer Beckens, zwischen den Städten Mühlhausen, Bad Langensalza und Eisenach. Er ist eines der größten zusammenhängenden Laubwaldgebiete in Mitteleuropa.

Nach ehemals militärischer Nutzung des Südtails des Hainich wurde im Dezember 1997 im Bereich zweier ehemaligen Truppenübungsplätze auf einer Fläche von 7.600 Hektar der 13. Nationalpark Deutschlands geschaffen. Auf allen anderen Flächen des Hainich, vor allem im mittleren und nördlichen Teil finden wir bewirtschafteten Dauer(laub)wald vor. Weit verbreitet ist hier die Betriebsform Plenterwald mit trupp- und gruppenweiser Ungleichaltrigkeit.

1999 erfolgte die Ausweisung eines Naturwaldreservates „Plenterwald Hainich“ auf ca. 6.600 ha. Der Hainich ist das größte Thüringer FFH-Gebiet.

Der Hainich gehört zum Mitteldeutschen Trias-Berg- und Hügelland und erstreckt sich über eine Höhenlage von 350 bis knapp 500 m ü. NN. Das Klima ist subatlantisch getönt. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt je nach Höhenlage 6,5 bis 8,0 °C, die durchschnittlichen Jahresniederschläge liegen zwischen 650 und 800 mm. Der Standort ist geprägt von Verwitterungsböden des Muschelkalkes und von einer häufig unterbrochenen Decke pleistozänen Lösslehms meist mittlerer Mächtigkeit. Die tonigen Decken der Kalksteinverwitterung sind der Terra fusca und der Braunerde-Terra fusca zuzuordnen. Sie sind von reicher Trophie. Auf den Lösslehmdecken sind Parabraunerden und Fahlerden gebildet, die dank der kräftigen Trophie und der guten Wasserspeicherkapazität sehr leistungsfähige Laubholzstandorte darstellen.

Auf den Lösslehmdecken im Bereich des Hügellandes ist die natürliche Waldgesellschaft der Waldmeister-Buchenwald. Sie wird auf den tonigen Kalksteinverwitterungsböden (Terra fusca) vom Waldgersten-Buchenwald abgelöst. Letzterer ist meist edellaubholzreicher. Mit zunehmender Kontinentalität zum Thüringer Becken hin nimmt der Traubeneichenanteil sowie der Anteil sonstigen Laubholzes zu.

Die Baumartenzusammensetzung gestaltete sich aber auch je nach Bewirtschaftungsart. Während in früherer Zeit (19. Jahrhundert und früher) insbesondere durch die Mittelwaldwirtschaft lichtbedürftigere Laubbaumarten wie Eiche, Aspe und andere Lichtbaumarten dominierten, ist heute in den geschlossenen Waldbeständen die Buche mit ihrer Schattenverträglichkeit die Hauptbaumart.

Bemerkenswert ist, dass sich die Plenterwaldungen zum größten Teil in der Hand altrechtlicher Genossen- und Interessentenschaften befinden. Hervorgegangen aus einer unregelmäßigen Nutzung über einen schlagweisen Mittelwaldbetrieb sah die forstwirtschaftliche Zielsetzung seit den 70er Jahren des 19. Jahrhunderts eine festgeschriebene plenterartige Behandlung der Waldbestände vor. Als Relikt des Mittelwaldbetriebes wurde diese bis etwa in die 30er Jahre des letzten Jahrhunderts noch schlagweise vollzogen. Erst danach wurden die plenterartigen Eingriffe in kurzen Hiebsintervallen auf größerer Fläche durchgeführt.

Die Plenterwaldungen heutiger Prägung setzen sich aus 82 % Buche, 13 % sonstigen Laubbaumarten (im besonderen Esche und Ahorn, aber auch Linde) sowie 4 % Eiche zusammen. Nadelholz ist nur mit einem Prozent vertreten. Der Anteil der einzelnen Baumarten schwankt allerdings revier- und bestandesweise. Der durchschnittliche Vorrat beträgt ca. 380 Vfm/ha.

Die Bewirtschaftung der Bestände trägt der Ungleichaltrigkeit und dem gestuften Bestandesaufbau Rechnung. Jeder Eingriff ist Nutzungs-, Pflege- (Vorratspflege) und Verjüngungshieb zugleich.

Die Besonderheit des Plenterwaldes (Plenterprinzip) liegt u.a. darin, dass:

- alle Durchmesserstufen (Altersstufen) auf kleinster Fläche vertreten sind,
- es keine Umtriebszeit gibt,
- die Vorratshaltung und Struktur der Bestände an Hand der Durchmesserverteilung beurteilt werden,
- der Hieb bei passiver Einstellung zur Verjüngung auf den stärksten Stamm geführt wird.

Im Forstamtsbezirk sind Idealstrukturen selten anzutreffen. Vorratsreiche und vorratsarme Bestände mit einzelstamm- bzw. trupp- und gruppenweisem Aufbau wechseln sehr häufig, wobei auch femelartige Bestockungsteile nicht ausgeschlossen sind. Besonderes Einfühlungsvermögen der örtlich wirtschaftenden Forstleute ist bei der Behandlung der Bestände gefragt.

Exkursion in die Waldungen der FBG Hainich (Revier Langula)

Die drei Waldgenossenschaften mit Namen Laubgenossenschaft Langula, Oppershausen und Großengottern bilden mit 1.209 ha den Grundstock der Forstbetriebsgemeinschaft Hainich. Hinzu kommt etwas Kleinprivatwald sowie etwas Kommunalwald. Von der Betriebsfläche dieser drei Genossenschaften sind 1.111 ha Plenterwald.

Bei den Waldgenossenschaften handelt es sich um altrechtliche Waldgenossenschaften, welche nach 1990 eine Anerkennung nach den Thüringer Waldgenossenschaftsgesetz (heute Thür. Waldgesetz) erhielten. Sie sind Eigentümer von Grund und Boden. Das Eigentum der Mitglieder ist ideeller Art in Form von Anteilseigentum.

Die drei Waldgenossenschaften haben Beförsterungsverträge mit dem Forstamt Hainich-Werratal. Sämtliche Betriebsarbeiten werden durch heimische Unternehmer durchgeführt. Der Holzverkauf erfolgt im Wesentlichen durch das Forstamt.

Zusammenfassung

Neben Vegetationsklassifizierungen und Standortscharakteristika (Boden, Temperatur, Niederschlag) kann die Bonität über den, in einem definierten Zeitraum erfolgten, Höhenzuwachs bestimmt werden. In der Vergangenheit wurden drei Methoden zur Erstellung von Oberhöhenfächern vorgestellt. Bei der Streifenmethode wird um Alter und Oberhöhenbeobachtungen ein Fächer gelegt der diese möglichst gut umhüllt. Bei Stammanalysen werden die Höhenentwicklungen einzelner Bäume zu durchschnittlichen Höhenentwicklungen für einzelne Ertragsklassen zusammengefasst. Bei Dauerversuchen werden, ähnlich wie bei Stammanalysen, Höhenentwicklungen zu durchschnittlichen Höhenentwicklungen einzelner Ertragsklassen zusammengefasst. Hierbei liegen jedoch die zeitlichen Entwicklungen der Oberhöhen zunächst nur für einen kürzeren Zeitabschnitt vor.

Oberhöhenfächer können per Hand, durch arithmetisches Mitteln, Median oder Regression erstellt werden. Bei der Regression wurde unterschieden zwischen (1) nichtlinearer Regression und (2) nichtlineare Regression mit gemischten Effekten. Höhenfächer können durch Ausgleich von (1) Höhe über dem Alter, (2) Höhenzuwachs über dem Alter oder (3) Höhenzuwachs über der Höhe erstellt werden. Es kann weiters danach unterschieden werden, ob diese Daten als (1) Einzelbeobachtung oder als (2) Wachstumsgang vorliegen. Ob die Höhe über dem Alter, der Höhenzuwachs über dem Alter oder der Höhenzuwachs über der Höhe ausgeglichen wird, spielt eine geringere Rolle. Vorteilhaft erwiesen sich Methoden, die den Wachstumsgang verarbeiten können. Von den untersuchten Methoden war dies die Regression mit gemischten Effekten. Als Datengrundlage dienten die 1915 publizierten Stammanalysen von Guttenberg.

Solange essentielle standörtliche Veränderungen vorliegen, können temporär gültige Oberhöhenfächer mit den Daten Höhe und mindestens zwei Höhenzuwächsen erstellt werden. Mit ihnen kann über Höhe und Höhenzuwachs die Bonität retrospektiv für etwa die letzten 15-30 Jahre bestimmt werden. Diese Oberhöhenfächer sind laufend mit neuen Daten zu aktualisieren solange sich der Standort weiter verändert.

1 Einleitung

Die Produktivität eines Bestandes kann mit verschiedenen Verfahren geschätzt werden. Neben Vegetationsklassifizierungen und Standortscharakteristika (Boden, Temperatur, Niederschlag) kann die Bonität über den, in einem definierten Zeitraum erfolgten, Höhenzuwachs bestimmt werden. Dabei wird üblicherweise die Höhenentwicklung eines Teilkollektivs des Bestandes betrachtet. Dieses Teilkollektiv kann beispielsweise als Prozentsatz oder fixe Anzahl je Hektar der stärksten oder höchsten Stämme, oder über deren kumulative Kreisfläche sowie über ihre soziologische Stellung (z.B. vorherrschend und herrschend), definiert sein. Es ist vorteilhaft, wenn sich dieses Teilkollektiv im Laufe der Bestandesentwicklung möglichst nicht verändert und in der Praxis leicht zu bestimmen ist. Mit Hilfe von Oberhöhenfächern, welche die Entwicklung der Oberhöhe eines Bestandes über dem Alter zeigen, kann von einer konkreten Oberhöhe eines Bestandes, bei gegebenem Alter, auf eine Oberhöhe bei einem Referenzalter (in der Regel 100 Jahre) geschlossen werden. Die Oberhöhe im Referenzalter wird als Oberhöhenbonität bezeichnet. Bei dieser Vorgehensweise ist es entscheidend, dass die Oberhöhenverläufe des Fächers mit der realen Entwicklung der Bestandesoberhöhe gut übereinstimmen. Um dieser Forderung möglichst gerecht zu werden, sollten Messungen, als Datengrundlage zu Erstellung entsprechende Oberhöhenfächer, Verwendung finden. Um aus Messungen Oberhöhenfächer abzuleiten wurden in der Vergangenheit drei Methoden vorgestellt. Perthuis de Laillevault (1803) stellte die Streifenmethode vor, die von Baur (1876) zur Erstellung von Höhenfächern verwendet wurde. Dabei werden die Wertepaare Alter und Oberhöhe erhoben und ein Höhenfächer erstellt, der diese Beobachtungen möglichst gut umhüllt. Hartig (1868) verwendete Stammanalysen, welche die Höhenentwicklung einzelner Bäume über dem Alter zeigen, und bestimmte mit ihnen durchschnittliche Höhenentwicklungen für einzelne Ertragsklassen, und setzt mit diesen einen Höhenfächer zusammen. Hierbei sind gewisse Diskrepanzen zwischen Bestandesoberhöhe und Einzelstammhöhen zu erwarten. Lorey (1884) verwendete beobach-

tete Höhenzuwächse auf Dauerversuchsflächen. Diese Daten von Dauerversuchen sind ähnlich jenen der Stammanalyse, jedoch liegt hier die zeitliche Entwicklung der Oberhöhe zunächst nur für einen kürzeren Zeitabschnitt vor. Die Erstellung eines Oberhöhenfächers mittels beobachteter Höhenzuwächse kann unter Verwendung des vor Ort angesprochenen Alters erfolgen. Alternativ kann auf das aufgenommene Alter verzichtet werden und dieses aus der Höhe und dem neu zu erstellenden Fächer iterativ abgeleitet werden. Auch kann ein Fächer über Höhe und Höhenzuwachs erstellt werden, und aus diesem anschließend ein Fächer über Alter und Oberhöhe erstellt werden.

Oberhöhenfächer sind statisch. Bei ihrer Anwendung wird unterstellt, dass sich Bestände in Zukunft hinsichtlich ihrer Oberhöhe so entwickeln wie dies Bestände in der Vergangenheit getan haben. Dazu müssen alle Bedingungen, die den Höhenzuwachs determinieren, in deren Auswirkung auf die Höhenentwicklung in der Zukunft gleich wie in der Vergangenheit sein. Dass davon in der Regel nicht ausgegangen werden kann, hat beispielsweise Eidmann (1961) thematisiert, was in der Folge ausführlich diskutiert wurde (Weck 1961, Hildebrandt 1961, Moosmayer 1961, Weihe 1962, Assmann 1962, Mitscherlich 1962 und Moosmayer 1962). Es bestehen langfristige Trends hinsichtlich Temperatur, Niederschlag, CO₂, schädliche und nützliche Immissionen, Streunutzung, Waldweide, Bodenbearbeitung, Kurturverfahren, ausgewählte Herkünfte etc. Solange diese Veränderungen im Bereich der Messgenauigkeit von Alter, Höhe und Höhenzuwachs liegen, werden bestehende Höhenfächer wohl noch praktikable Ergebnisse liefern können. Wenn eine laufende Standortsveränderung vorliegt, beeinflusst der Zeithorizont der verwendeten Daten den Verlauf des Fächers. Oberhöhenfächer, die aus Stammanalysen abgeleitet wurden, geben in der Regel den Wachstumsgang der letzten 100-200 Jahre wieder. Jene, die aus Höhenzuwächsen der letzten 20-30 Jahre abgeleitet wurden, geben den Wachstumsgang dieser letzten 20-30 Jahre wieder. Unter der Annahme, dass Veränderungen der letzten 20-30 Jahre eher mit den Veränderungen der nächsten 20-30 Jahre übereinstimmen werden, als jene der letzten 100-200 Jahre, ist die Erstellung von Oberhöhenfächern, basierend auf Zuwachsbeobachtungen der letzten 20-30 Jahre, von diesem Gesichtspunkt aus, der Vorzug zu geben.

Im Folgenden sollen unterschiedliche Methoden zur Herleitung von Oberhöhenfächern beschrieben und verglichen werden.

2 Daten

Die Fichte ist derzeit in Österreich die häufigste Baumart. Daher wurden publizierte Höhenverläufe von österreichischen Fichten in der Literatur gesucht. Die Ertragstafeln von Feistmantel (1854) als auch ihre Überarbeitung von Rokitsansky (1876) und Weiss (1909) enthalten selbst in den Tafeln keine Höhenangaben. Die dritte Auflage der Tafeln von Weiss wurde mit einer Höhentabelle von Mocker ergänzt. Sowohl die Überarbeitung der Ertragstafel von Feistmantel durch Jelem (1948) als auch die Tafeln von Guttenberg (1896, 1915), Schiffel (1904), Riebel und Pelleter (1929) sowie deren Überarbeitungen durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1952), Frauendorfer (1954), Griess (1966) und Marschall (1975) enthalten Höhenangaben. Einzelstammdaten in Form von Stammanalysen wurden jedoch nur von Guttenberg (1915) publiziert, die auch in dieser Arbeit verwendet werden.

Im Zeitraum 1879 bis 1882 wurden von Guttenberg in Salzburg (Hintersee, Annaberg, Blühnbach, Leogang, Fitztal, Filzmoos, Rauris) und der Steiermark (Salzkammergut) 125 Modellstämme gewonnen, wovon 18 Stämme aufgrund ihres abweichenden Wachstumsganges verworfen wurden. Von den verbleibenden 107 Stämmen wurde deren Höhenentwicklung in 10 Jahresschritten bis zum Alter 150 angegeben, wobei diese Angaben aus Stammanalysen stammen, die Querschnitte in Stockhöhe, 1,3 m und danach meist in Abständen von 4 m, bei jüngeren und kurzen Stämmen, sowie gegen den Wipfel zu in Abständen von 2 m, hatten, abgeleitet wurden.

Diese Stämme wurden von Guttenberg in fünf Standortsklassen eingeordnet (21 in die erste (=wüchsigste), 37 in die zweite, 20 in die dritte, 21 in die vierte, 8 in die fünfte). Von den untersuchten Stämmen der I. Standortsklasse hatten 4 ein Alter zwischen 60-80 Jahren, 4 (81-100), 5 (110-125), 8 (140-160) und 2 175 Jahre. Von der II. Standortsklasse sind 19 zwischen 80-100, 9 (100-120), 6 (130-150), 5 (160-180). Von der III. Standortsklasse sind 5 zwischen 90-110, 9 (115-130), 6 (140-160) und 8 (170-210). Von der IV Standortsklasse ist einer 83, 9 (120-125), 8 (150-160), 5 (175-240) und einer 315. Von der V Standortsklasse sind 3 110-135, 4 (160-180) und 4 (280-320). Die untersuchten Bäume von gut-

wüchsigen Bonitäten erreichten damit im Schnitt ein weniger hohes Alter im Vergleich zu den geringwüchsigen.

Eine Übersicht der Baumhöhen bei gegebenen Altersstufen gibt Tabelle 1. Danach liegen die Baumhöhen im Alter 100 zwischen 7,7 m und 37,0 m und haben im Mittel eine Höhe von 23,6 m. Nicht alle Probestämme erreichten ein Alter von 150 Jahren, daher sinkt deren Anzahl von anfänglich 107 auf 39.

Tabelle 1: Höhenverteilung der Probestämme in Meter bei gegebenen Altersstufen

Alter	Min.	25%	50%	Mittel	75%	Max.	n
30	1.3	5.15	7.20	7.45	10.10	12.9	107
70	4.4	13.90	20.10	19.21	24.00	30.1	105
100	7.7	17.92	23.45	23.59	29.25	37.0	82
150	11.9	23.05	26.60	27.45	31.80	39.9	39

3 Methoden

Die Methoden, um Oberhöhenfächer zu erstellen, lassen sich hinsichtlich der von ihnen verwendeten Daten unterscheiden. Wenn ausschließlich die Information Alter und Höhe verwendet wird, handelt es sich um das Streifenverfahren, das von Perthuis de Laillevault (1803) vorgestellt und von Baur (1876) zur Erstellung von Höhenfächern erstmals eingesetzt wurde. Bei diesem werden auf den orthogonal gelegenen Achsen Alter und Höhe die einzelnen Beobachtungen eingezeichnet und anschließend über die so erzeugte Punktwolke ein Höhenfächer gelegt, der diese möglichst gut umhüllt. Dabei ist es hilfreich, wenn in allen Altersbereichen die Oberhöhenbonitäten gleich häufig vertreten sind. Bei wiederholten Bestandesaufnahmen oder Stammanalysen können auf den Achsen Alter und Höhe nicht nur Punkte sondern Linien, welche die Höhenentwicklung einzelner Bestände oder Bäume über der Zeit darstellen, eingezeichnet werden. Diese Linien können im Ursprung, also im Alter null, beginnen, müssen dies jedoch nicht. Auch über diese Abbildung kann ein Höhenfächer gelegt werden, der den Linienverläufen möglichst gut folgt. Neben der Möglichkeit Höhenentwicklungen in Form von Linien über Alter und Höhe aufzutragen, können diese auch über Alter und Höhenzuwachs oder über Höhe und Höhenzuwachs aufgetragen und anschließend ebenfalls mit einem Linienfächer ausgeglichen werden. Damit gibt es drei Möglichkeiten einen Höhenfächer zu erstellen: aus (1) Alter und Höhe (2) Alter und Höhenzuwachs oder (3) Höhe und Höhenzuwachs. Dabei kann weiters danach unterschieden werden, ob diese Daten als (1) Einzelbeobachtungen oder als (2) Serie vorliegen. Bei Einzelbeobachtungen können auf den beiden Achsen lediglich Punkte aufgetragen werden, bei Serien hingegen können Linien, welche die Entwicklung von einem Punkt zum nächsten zeigen, gezeichnet werden. Weiters besteht die Möglichkeit, dass zum Erreichen einer bestimmten Höhe in einem gegebenen Alter verschiedene Höhenverläufe und damit verschiedene Altershöhenfächer existieren. Der Übergang zwischen diesen unterschiedlichen Höhenverläufen kann abrupt (z.B. unterschiedliches Grundgestein) oder kontinuierlich (z.B. entlang eines Höhengradienten) verlaufen. Für die Höhenfächererstellung sollte, sobald unterschiedliche Höhenverläufe erkannt werden, eine Teilung der Daten erfolgen, sowie ein einfach zu erhebender Parameter ermittelt werden, mit dem diese Datenteilung gut erklärt werden kann.

Neben der Unterteilung nach den verwendeten Daten kann auch nach der Art und Weise, wie man zu dem Höhenfächer kommt, unterschieden werden. Dabei können die Daten „per Hand“ optisch durch Ziehen von Linien ausgeglichen werden. Es können die Kurven durch Berechnung von Mittelwerten oder Medianen, mittels Regression und Funktion sowie weiteren, hier nicht besprochenen Methoden erstellt werden. In dieser Arbeit werden die Methoden (1) arithmetisches Mittel, (2) Median und (3) Regression miteinander verglichen.

Bei der Methode Mittelwert/Median wurde hier zunächst je Alters- oder Höhenstufe vom gesamten Datensatz der Mittelwert/Median gebildet. Danach wurde von allen Punkten, die über bzw. unter oder auf diesem Wert lagen, abermals das Mittel/Median gebildet und abschließend abermals das Mittel/Median, von den Punkten die über bzw. unter den zuletzt gebildeten Mittelwerten/Medianen lagen, berechnet. Damit kann ein Fächer, der aus fünf Höhenentwicklungen besteht, erzeugt werden.

Bei der Regression wird unterschieden zwischen (1) nichtlinearer Regression und (2) nichtlineare Regression mit gemischten Effekten, wobei die Gruppierung nach dem Baum erfolgt. Mit der Regression

wurden die Koeffizienten für die Richard Funktionen bestimmt, wobei h die Baumhöhe, t das Alter und c Koeffizienten sind.

$$h = c_0(1 - e^{c_1 t})^{c_2} \quad (1)$$

Der Höhenzuwachs kann folgendermaßen beschrieben werden

$$ih = c_0(1 - e^{c_1 t_1})^{c_2} - c_0(1 - e^{c_1 t_0})^{c_2} \quad (2)$$

$$ih = c_0(e^{c_1(t_1-t_0)}((h_0/c_0)^{(1/c_2)} - 1) + 1)^{c_2} \quad (3)$$

wobei ih der Höhenzuwachs zwischen den Altern t_0 und t_1 und h_0 die Höhe zum Zeitpunkt t_0 ist. Sobald lediglich die Differenz zwischen t_0 und t_1 Verwendung findet, wird nur noch der Zeitraum, in dem der Höhenzuwachs erfolgte, benötigt. Das konkrete Baumalter muss nicht mehr beobachtet werden.

Bei der Regression mit gemischten Effekten werden die Koeffizienten je Gruppierungskriterium gebildet. In diesem Fall also je Baum. Um einen Höhenfächer zu erhalten, wurden mit den baumindividuellen Koeffizienten und der Oberhöhenfunktion die Oberhöhenbonität (Höhe im Alter 100) des Einzelbaumes bestimmt und anschließend ein funktionaler Zusammenhang zwischen Oberhöhenbonität und Koeffizienten gesucht.

Solange nur Punktinformationen verwendet wurden (alle Methoden außer jenen mit gemischten Effekten), wurde gleich wie beim Mittelwert und Median zunächst eine Kurve mit dem gesamten Datensatz bestimmt. Anschließend wurde der Datensatz geteilt in den Bereich größer gleich bzw. kleiner gleich der ersten Kurve und hierfür eine Kurve bestimmt. Dieser Vorgang wurde ein weiteres Mal wiederholt, womit fünf Höhenverläufe den Höhenfächer beschreiben. Zusätzlich wurden die Daten auch nach den fünf Standortklassen von Guttenberg aufgeteilt und für jede dieser Klassen die Methoden separat angewendet.

- Fächer von Guttenberg (Guttenberg)
- Daten: Alter und Höhe
 - Iterative Datenteilung in 5 Gruppen
 - Mittelwert je 10-jahres Altersstufe (AHMean)
 - Median je 10-jahres Altersstufe (AHMean)
 - Richardsfunktion (AHRichard)
 - Aufteilung nach den guttenbergschen Standortklassen: (AHSIMean), (AHSIMean) und (AHSIRichard)
- Daten: Alter und Höhenzuwachs
 - Iterative Datenteilung in 5 Gruppen
 - Mittelwert je 10-jahres Altersstufe (AlhMean)
 - Median je 10-jahres Altersstufe (AlhMean)
 - Richardsfunktion (AlhRichard)
 - Aufteilung nach den guttenbergschen Standortklassen: (AlhSIMean), (AlhSIMean) und (AlhSIRichard)
- Daten: Höhe und Höhenzuwachs
 - Datenteilung in 5 Gruppen
 - Mittelwert je 2m Höhenstufe (HIhMean)
 - Median je 2m Höhenstufe (HIhMean)
 - Richardsfunktion (HIhRichard)
 - Aufteilung nach den guttenbergschen Standortklassen: (HIhSIMean), (HIhSIMean) und (HIhSIRichard)
- Richardsfunktion - Regression mit gemischte Effekte mit Gruppierung nach Baum
 - Daten: Alter und Höhe (AHMixRichard)
 - Daten: Alter und Höhenzuwachs (AlhMixRichard)
 - Daten: Höhe und Höhenzuwachs (HIhMixRichard)

Guttenberg hat mit seinen Daten fünf Höhenkurven erstellt, die im Alter 100 die Höhen 13.1 m, 17.7 m, 22.5 m, 27.4 m und 33.0 m erreichen. Mit den beschriebenen Methoden sollen ebenfalls fünf Kurven, welche die gleichen Höhen im Alter 100 erreichen, erzeugt werden. Deren Höhe im Alter 30, 70 und 150 werden miteinander verglichen. Bei Höhenfächern, wo nur fixe Stufen zwischen deren einzelnen Höhenverläufen bestehen, wurde für Bonitäten zwischen deren Kurven linear interpoliert. Für Bonitäten außerhalb ihres Rahmens wurde die am nächsten liegende Kurve verwendet und multiplikativ auf das gewünschte Niveau gebracht.

Von jenen Probebäumen, die das Alter 100 erreichen, wurde deren Höhe im Alter 100 als deren Oberhöhenbonität festgelegt. Abweichungen zwischen der beobachteten Höhenentwicklung und jener aus dem jeweiligen Höhenfächer, welche dieselbe Oberhöhenbonität wie der untersuchte Baum hatte, wurden untersucht. Von denselben Bäumen wurde deren Oberhöhenbonität so bestimmt wie dies üblicher Weise in der Praxis erfolgt, nämlich über Alter und Höhe. Dabei wurde mit den Altersstufen 30, 70 und 150 Jahre und der jeweiligen beobachteten Höhe des Baumes in den Höhenfächer eingehängt und die Oberhöhenbonität (im Alter 100) bestimmt und diese anschließend mit der realen Baumhöhe im Alter 100 verglichen.

Neben den hier erstellten Höhenfächern wurde die Richardsfunktion mit den Daten (1) Alter und Höhe, (2) Alter und Höhenzuwachs sowie (3) Höhe und Höhenzuwachs Baumindividuell bestimmt. Für diese Kurven wurde, gleich wie für die Kurven der Höhenfächer, die Abweichung von den Höhenbeobachtungen als auch Abweichungen zwischen beobachteter und mit den Kurven geschätzter Höhe im Alter 100, bei einer Bonitierung im Alter 30, 70 und 150, untersucht. Damit kann beurteilt werden, wie groß der Fehleranteil durch die (1) Höhenfunktion bzw. durch die (2) Reduzierung individueller Höhenverläufe auf einen Höhenfächers ist.

4 Ergebnisse

Tabelle 2 zeigt die nach den Höhenfächern für die Oberhöhenbonitäten 33.0, 27.4, 22.5, 17.7 und 13.1 m bestimmten Oberhöhen für das Alter 30, 70 und 150 Jahre. Eine Beurteilung der Güte ist damit nicht möglich, jedoch kann die Größe der Fächerunterschiede damit gut erfasst werden. Im Alter 100 gehen alle Kurven exakt durch die vorgegebene Bonität. Die absoluten Abweichungen der Kurven untereinander sind im Alter 30 und 70 Jahre in etwa gleich und liegen meist im Bereich bis 0.6 m mit Maximalwerten von 3.0 m. Im Alter 150 liegen die Kurven weiter auseinander und differieren meist um etwas mehr als 1 m mit einem Maximum von 5.5 m. Bei den guten Bonitäten haben die Kurven nach Richard, die den Höhenzuwachs entweder über dem Alter oder über der Höhe ausgleichen (AlhRichard, HlhRichard), in der Jugend auffällig niedrigere Höhen. Das gemischte Modell HlhMixRichard, das bezüglich Daten und Funktionstyp HlhRichard gleicht, zählt bei der besten Bonität zu den Methoden, die in der Jugend die größten und im Alter die kleinsten Höhen unterstellt. Zu den absolut größten Unterschieden kommt es bei der Bonität 27.4 m im Alter 150, zwischen den Methoden AHMedian und HlhMedian bzw. HihMean, wobei die Kurven aus Alter und Höhe die kleinsten und jene aus Höhe und Höhenzuwachs die größten Höhen im Alter 150 ergeben. Allgemein ergeben die Methoden, die Alter und Höhe verwenden geringe, jene mit Höhe und Höhenzuwachs große Höhen im Alter 150 Jahre - solange nicht nach Standortgruppen unterschieden oder mit gemischten Modellen gearbeitet wird. Generell sind die Fächer, sobald nach den Standortstypen differenziert wird, einander recht ähnlich. Obwohl zwischen den Kurven, die aus Alter und Höhe bzw. Höhe und Höhenzuwachs ohne Gruppierung gebildet wurden, die größten Unterschiede beobachtet wurden, sind die Höhenfächer mit denselben Daten, jedoch unter Verwendung von gemischten Effekten, sehr ähnlich (AHMixRichard, HlhMixRichard).

Tabelle 2: Höhen der verschiedenen Höhenfächer für das Alter 30, 70 und 150 Jahre und die Oberhöhenbonitäten 33.0, 27.4, 22.5, 17.7 und 13.1 m

Bonität	33.0			27.4			22.5			17.7			13.1		
Alter	30	70	150	30	70	150	30	70	150	30	70	150	30	70	150
Guttenberg	10.7	26.8	39.1	8.7	21.9	33.2	6.2	17.1	28.2	4.8	13.2	23.2	2.8	9.2	17.7
AHMean	11.4	26.5	38.0	9.2	22.1	31.7	7.0	18.2	26.5	5.0	13.6	22.1	3.3	9.9	16.4
AHMedian	11.3	26.6	36.9	9.2	22.7	30.1	6.9	19.0	26.0	5.1	13.7	22.7	3.1	10.1	16.5
AHRichard	11.4	26.4	38.4	9.1	22.0	31.4	6.9	17.9	26.0	4.9	13.4	21.5	3.2	9.9	15.7
AHSIMean	10.7	26.5	38.3	8.7	21.9	32.6	5.9	17.2	27.8	5.0	13.4	23.5	2.7	8.8	16.8
AHSIMedian	10.6	26.4	38.3	8.7	21.8	31.8	6.3	17.3	27.1	5.1	13.3	23.5	2.8	8.8	17.1
AHSIRichard	10.6	26.5	37.6	8.6	21.8	31.6	5.9	17.0	27.1	5.0	13.0	22.8	2.7	9.2	17.2
AlhMean	10.8	26.4	40.5	8.6	21.7	33.7	6.7	17.5	27.9	5.0	13.5	22.2	3.4	9.7	16.7
AlhMedian	10.7	26.4	40.2	8.5	21.6	33.5	6.6	17.6	27.8	4.9	13.5	22.1	3.4	9.8	16.5
AlhRichard	9.9	25.9	38.6	8.1	21.4	32.2	6.4	17.3	26.8	4.7	13.4	21.5	3.2	9.7	16.2
AlhSIMean	10.7	26.9	39.2	8.6	21.6	33.6	5.8	17.0	28.2	5.0	13.3	23.6	3.1	9.0	17.2
AlhSIMedian	10.5	26.8	39.0	8.6	21.5	33.4	6.0	17.1	28.4	5.1	13.4	23.5	3.2	8.9	17.5
AlhSIRichard	10.5	26.6	37.4	8.4	21.6	31.8	5.6	16.7	27.6	4.8	13.0	22.9	2.6	9.0	17.5
HlhMean	11.6	26.0	41.2	8.8	20.9	35.6	6.5	16.7	30.5	4.9	13.0	24.6	3.5	9.5	18.9
HlhMedian	11.5	26.1	40.8	8.5	20.8	35.6	6.7	16.6	30.6	5.0	13.2	24.6	3.5	9.3	18.5
HlhRichard	9.3	25.5	39.0	7.3	20.3	34.6	5.8	16.0	30.3	4.4	12.2	25.2	3.0	8.8	19.7
HlhSIMean	10.9	26.8	39.6	8.7	21.7	33.9	6.1	17.2	28.6	5.3	13.4	23.9	3.5	9.3	18.3
HlhSIMedian	10.3	26.5	39.3	8.2	21.4	33.8	6.0	17.2	28.6	5.1	13.5	23.7	3.3	8.8	18.7
HlhSIRichard	10.4	26.4	37.7	8.3	21.6	31.9	5.5	16.6	28.0	4.8	12.9	23.2	2.7	8.8	18.7
AHMixRichard	10.9	26.5	37.9	8.2	21.3	32.5	6.2	16.9	27.7	4.4	12.8	22.7	2.9	9.1	17.7
AlhMixRichard	10.4	25.8	39.2	8.6	21.4	32.6	7.1	17.6	26.8	5.6	13.8	21.0	4.1	10.2	15.6
HlhMixRichard	11.6	26.8	37.6	8.8	21.6	32.2	6.6	17.2	27.4	4.7	13.0	22.5	3.2	9.3	17.5

Die mittleren Abweichungen der Höhenkurven des entsprechenden Höhenfächers von den beobachteten Höhenentwicklungen der Einzelbäume sind in Tabelle 3 zu sehen. Dabei wurde die Höhenkurve aus dem Höhenfächer so gewählt, dass deren Höhe im Alter 100 Jahre mit jener des Baumes übereinstimmt. Der Mittelwert der Summe der Differenzen zwischen dem Verlauf des Höhenfächers und der Beobachtung des Einzelbaumes zeigt, wie nahe die, über die Kongruenz der Höhe im Alter 100, ausgewählte Höhenkurve, an der optimalen Lage liegt. Die durchwegs geringen Abweichungen deuten darauf hin, dass die Auswahl über die Höhe im Alter 100 recht nahe am Optimum liegt. Die Standardabweichung und die absolute Differenz sind ein Maß für die Güte der Anpassung des Höhenfächers an den Höhengang der Bäume. Streuungen entstehen (1) wenn zwei Bäume im Alter 100 die selbe Höhe haben in den anderen Altern aber in der Höhe voneinander abweichen und dieser unterschiedliche Höhenwachstumsgang nicht durch zwei oder mehrere unterschiedliche Höhenfächer beschrieben wird, (2) wenn die Ausgleichskurve nicht flexibel genug ist um mit dem Wachstumsgang deckungsgleich zu sein und (3) wenn die Kurvenformen bei den jeweiligen Bonitäten vom Fächer nur angenähert wiedergegeben werden. Die Faktoren (1) und (3) können ausgeschaltet werden, indem baumindividuelle Höhenkurven bestimmt werden. Die Methoden Mittelwert und Median können bei baumindividueller Anwendung den Höhenverlauf exakt wiedergeben. Die Richards Funktion kann dies nicht. In den Zeilen AHSinRichard, AlhSinRichard und HlhSinRichard sind die Abweichungen der Baumindividuellen Kurven für die Eingangsdaten Alter + Höhe, Alter + Höhenzuwachs sowie Höhe + Höhenzuwachs wiedergegeben. Die Standardabweichung und die mittlere absolute Differenz dieser Baumindividuellen Kurven liegen im Bereich von 0.35 m. Durch Auswahl anderer Funktionstypen könnte somit geprüft werden, welcher Funktionstyp den vorliegende Höhengang am besten wiedergeben kann. Von den Höhenfächern haben die geringsten Abweichungen jene, die aus Alter und Höhenzuwachs mit einer Gruppe-

rung nach Standortseinheiten bestimmt wurden. Guttenberg, der im Prinzip auch nach dieser Methode gearbeitet hat, schneidet genauso gut ab. Kurven aus den Daten Höhe und Höhenzuwachs, mit Gruppierung nach Standortseinheiten, kommen mit den Methoden Mittelwert und Median nahe an die besten Ergebnisse heran. Die Methode Mittelwert mit den Daten Alter und Höhe und Standortsgroupierung liefert ebenfalls gute Ergebnisse. Auf diese Gruppe von Methoden folgt die Gruppe von Methoden welche die Richardsfunktion verwendet. In dieser Gruppe befindet sich, neben den Methoden, die eine Gruppierung nach Standortseinheiten verwenden, auch das gemischten Modell, das Alter und Höhe verwendet. Den Abschluss dieser Gruppe bildet das gemischte Modell, das Höhe und Höhenzuwachs verwendet. Danach folgen Methoden, die keine Gruppierung nach Standorten verwendet haben.

Tabelle 3: Mittlere Abweichung [m] der Höhenkurven vom beobachteten Höhenverlauf der Einzelbäume

	Dif.	Sd.	Abs.Dif.		Dif.	Sd.	Abs.Dif.
Guttenberg	-0.03	0.67	0.58	HIhMean	-0.19	0.84	0.73
AHMean	-0.15	0.86	0.72	HIhMedian	-0.15	0.81	0.70
AHMedian	-0.19	1.02	0.86	HIhRichard	0.32	1.01	0.90
AHRichard	-0.06	0.89	0.73	HIhSIMean	-0.14	0.68	0.59
AHSIMean	0.03	0.69	0.59	HIhSIMedian	-0.02	0.67	0.59
AHSIMedian	0.07	0.72	0.62	HIhSIRichard	0.16	0.72	0.62
AHSIRichard	0.10	0.73	0.61	AHMixRichard	0.14	0.72	0.61
AIhMean	-0.08	0.74	0.63	AIhMixRichard	-0.03	0.92	0.77
AIhMedian	-0.04	0.73	0.62	HIhMixRichard	-0.03	0.76	0.63
AIhRichard	0.21	0.80	0.68	AHSinRichard	0.06	0.35	0.30
AIhSIMean	-0.03	0.66	0.57	AIhSinRichard	0.10	0.38	0.33
AIhSIMedian	0.00	0.67	0.58	HIhSinRichard	0.08	0.38	0.33
AIhSIRichard	0.15	0.72	0.61				

Dif. = Mittel der mittleren Differenz der Einzelbaumhöhe gegenüber der Höhenfächerhöhe (Beobachtung – Fächer)

Sd. = Mittelwert der baumindividuellen Standardabweichung der beobachteten Höhe zu der Höhe des Höhenfächers

Abs.Dif. = Mittel der mittleren absoluten Differenz der Einzelbaumhöhe gegenüber der Höhenfächerhöhe

Für den praktischen Gebrauch ist es entscheidend, wie gut sich die Höhe im Alter 100 aufgrund der Höhe in einem anderen Alter, mit den Höhenfächern, bestimmen lässt. Beispielsweise wurde mit der Höhe im Alter 30 in den Höhenfächer eingehängt und damit anschließend die Höhe im Alter 100 bestimmt. Die mittleren Unterschiede sowie deren Standardabweichung für alle Bäume sind in Tabelle 4 dargestellt. Die Methoden, die den Höhenzuwachs über dem Alter je Standortgruppe mitteln - zu denen auch der Fächer von Guttenberg zählt - zeigen in allen Altersbereichen den geringsten Bias, der im Bereich von 0,1 m liegt. Deren Streuung ist besonders im Alter 30 beträchtlich. Deren Standardabweichung liegt bei fast 4 m im Alter 30 und bei ca. 1 m im Alter 70 und 150. Selbst die Bonitierung mit den baumindividuell ausgeglichenen Höhenkurven weist einen Bias auf. Aufgrund der Vorzeichen ist in diesem Fall die Richardsfunktion in der Jugend eher zu steil bzw. weniger gekrümmt und im Alter zu flach bzw. stärker gekrümmt als deren beobachteter Wachstumsgang. Damit ist bei den Methoden, welche die Richardsfunktion verwenden, alleine aufgrund der Funktion mit einem Bias zu rechnen. Die Streuung ist bei den baumindividuellen Kurven bedeutend geringer und hat im Alter 30 und 150 eine Standardabweichung von 1 m bis 1,5 m und im Alter 70 etwa 0,7 m. Da ein bekannter Bias in der Regel durch Multiplikatoren relativ einfach eliminiert werden kann, ist wohl eine geringe Zufallsstreuung ein wichtiges Gütekriterium zur Auswahl eines Höhenfächers. Dabei liegen die beiden gemischten Modelle, die Höhe und Höhenzuwachs bzw. Alter und Höhe zum Parametrisieren verwenden und sich insbesondere durch geringere Streuungen im Alter 30 hervorheben, vorne. Nicht viel schlechter sind der Höhenfächer von Guttenberg und jene, die Höhe und Höhenzuwachs bzw. Alter und Höhe verwenden. Interessant ist hierbei, dass bei diesen Methoden eine Untergliederung nach Standortseinheiten zu einer Vergrößerung der Streuung führt. Obwohl die beiden gemischten Modelle, die mit Höhe und Höhenzu-

wachs bzw. Alter und Höhe parametrisiert wurden, am geringsten streuen, zeigt das gemischte Modell, das mit Alter und Höhenzuwachs parametrisiert wurde, die größten Streuungen.

Tabelle 4: Abweichung [m] (Beobachtung - Fächer) der im Alter 30, 70 und 150 mittels Höhenkurve geschätzten Höhe im Alter 100 von jener die gemessen wurde

Alter	Mittel			Standardabweichung			Median		
	30	70	150	30	70	150	30	70	150
Guttenberg	0.02	0.13	-0.14	3.69	0.97	1.10	0.19	0.10	0.15
AHMean	1.48	0.54	-1.40	3.46	1.16	1.19	1.59	0.63	-1.23
AHMedian	1.21	1.00	-1.92	3.41	1.29	1.63	1.16	1.07	-1.92
AHRichard	1.28	0.37	-1.71	3.45	1.14	1.21	1.35	0.41	-1.74
AHSIMean	-0.10	0.09	-0.45	3.78	0.99	1.17	0.09	0.12	-0.37
AHSIMedian	0.09	-0.01	-0.70	3.79	1.02	1.32	0.42	0.02	-0.77
AHSIRichard	-0.17	-0.04	-1.06	3.83	1.01	1.30	0.08	-0.06	-1.02
AIhMean	0.85	0.21	-0.32	3.81	1.08	1.20	0.83	0.25	-0.41
AIhMedian	0.60	0.20	-0.43	3.90	1.10	1.17	0.53	0.20	-0.51
AIhRichard	-0.56	-0.12	-1.29	4.35	1.24	1.12	-0.50	-0.12	-1.25
AIhSIMean	0.07	0.07	0.03	3.83	0.94	1.07	-0.01	0.03	0.07
AIhSIMedian	0.14	0.03	-0.01	3.99	0.95	1.07	0.25	-0.03	0.10
AIhSIRichard	-0.60	-0.13	-0.94	3.82	0.97	1.33	-0.42	-0.19	-0.96
HIhMean	1.17	-0.44	1.51	3.51	1.10	1.14	0.86	-0.58	1.58
HIhMedian	1.10	-0.42	1.44	3.56	1.11	1.14	0.73	-0.48	1.66
HIhRichard	-2.25	-1.24	1.43	4.74	1.05	1.28	-2.30	-1.30	1.66
HIhSIMean	0.74	0.19	0.40	3.90	0.98	1.09	0.67	0.16	0.45
HIhSIMedian	-0.19	-0.01	0.35	4.23	1.01	1.14	-0.09	-0.01	0.45
HIhSIRichard	-0.80	-0.31	-0.54	3.95	0.97	1.46	-0.58	-0.36	-0.54
AHMixRichard	-0.14	-0.28	-0.65	3.36	0.96	1.21	-0.25	-0.31	-0.51
AIhMixRichard	1.55	0.14	-1.27	4.71	1.43	1.18	1.58	0.23	-1.15
HIhMixRichard	0.96	0.02	-0.95	3.29	0.95	1.23	0.88	-0.04	-0.81
AHSinRichard	-0.27	-0.09	-0.44	1.21	0.62	0.55	-0.24	-0.20	-0.44
AIhSinRichard	-0.74	-0.07	-0.53	1.08	0.72	0.75	-0.67	-0.13	-0.29
HIhSinRichard	-0.43	-0.10	-0.45	1.59	0.74	0.69	-0.54	-0.13	-0.21

5 Diskussion

Das Ausscheiden einzelner Bäume in bestimmten Altersklassen kann dazu führen, dass der aus diesen Daten abgeleitete Höhenwachstumsgang dadurch beeinflusst wird. Dies gilt insbesondere dann, wenn bestimmte Bonitätsstufen in einzelnen Altersbereichen unter und in anderen überrepräsentiert sind. Davon sind insbesondere alle Methoden betroffen, die lediglich Punktinformationen und keine Kurventeilstücke verwenden.

Methoden, die für bestimmte Alter oder Höhen Mittelwerte bilden, haben den Vorteil, dass sie beliebige Verläufe nachbilden können und extrem flexibel sind. Funktionen sind hier eindeutig im Nachteil. Extrapolationen sind hingegen mit Funktionen wesentlich einfacher durchzuführen und die Gefahr ein zufälliges Rauschen der Daten ungewollt nachzubilden, ist mit Funktionen relativ gering. Auch Guttenberg, der seine Höhengänge im ersten Schritt durch Mittelbildung erhalten hat, besserte diese Kurven durch Glättung per Hand nach und eliminierte damit für ihn unplausible Wachstumsgänge.

Die Auswirkungen einer Gruppierung nach Bonitätsstufen auf den gebildeten Höhenfächer sind unterschiedlich. Bei den verwendeten Daten brachte sie meist eine Verbesserung im Höhenwachstumsgang bei bekannter Oberhöhenbonität, jedoch eine Verschlechterung bei der klassischen Bonitierung mittels Alter und Oberhöhe. Eine Gruppenbildung nach Bonitätsstufen hat auf alle Fälle den Vorteil, dass dadurch insbesondere bei Methoden, welche lediglich Punktinformationen verarbeiten, der Einfluss von Verschiebungen hinsichtlich der Bonitätsverteilung in unterschiedlichen Altersstufen verringert werden kann. Dies gilt jedoch nur dann, wenn die Zuordnung in entsprechende Bonitätsgruppen zuverlässig durchgeführt werden kann.

Ohne subjektiven Gruppenbildung oder nachträglichen Glättungen per Hand liefern die gemischten Modelle mit den Daten „Alter und Höhe“ oder „Höhe und Höhenzuwachs“ und der Untergliederung nach Baumindividuen gute Ergebnisse. Eine Optimierung könnte hinsichtlich der Auswahl des Funktionstyps erfolgen.

Bei der Erstellung der gemischten Modelle wurde versucht, einen Zusammenhang zwischen Bonität und Zufallsstreuung der Koeffizienten, sofern dieser erkannt wurde, funktionell zu beschreiben. Bei allen drei Modellen wurde der Koeffizient c_0 zur Beschreibung unterschiedlicher Höhenbonitäten verwendet. Dieser Koeffizient c_0 diene also dazu die Höhenkurve exakt durch die angestrebte Höhe im Alter 100 zu führen und zeigt einen mehr oder weniger linearen Zusammenhang mit der Bonität. Bei den gemischten Modellen, die mit Höhe und Höhenzuwachs bzw. Alter und Höhe parametrisiert wurden, konnte ein linearer Zusammenhang zwischen Bonität und dem Koeffizienten c_1 beobachtet werden und damit c_1 als lineare Funktion von c_0 in Form von $c_1 = c_{10} \cdot c_0$ beschrieben werden, wobei der Koeffizient c_{10} genauso wie c_2 als Konstante geschätzt werden konnte. Dieser funktionale Zusammenhang dürfte der Grund dafür sein, dass die beiden gemischten Modelle, die mit Höhe und Höhenzuwachs bzw. Alter und Höhe parametrisiert wurden, in den Vergleichen mit jenem, die mit Alter und Höhenzuwachs parametrisiert wurde, größere Unterschiede aufweisen. So zeigen die ersten beiden beim Bonitieren die geringsten und letzteres die größten Streuungen.

Bei der Erstellung eines Höhenfächers wird in der Regel davon ausgegangen, dass die Wuchsbedingungen konstant sind. Wenn diese Bedingung nicht erfüllt wird, liefern in der Regel Stammanalysen und Dauerversuchsdaten, die sehr lange beobachtet wurden, den Höhenwachstumsgang der letzten 100-200 Jahre. Zuwachsbeobachtungen aus den jüngsten 20-30 Jahren liefern hingegen den Zuwachsgang der jüngeren Vergangenheit. Mit den Daten der jüngeren Vergangenheit kann nun auf zwei Arten ein zuverlässiger Höhenfächer erstellt werden. (1) Man verwendet Bestandesalter und mindestens zwei Höhenmessungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten oder (2) Höhe und mindestens zwei Höhenzuwächse der selben Bestände/Bäume. Mit Typ (1) bonitiert man mit Alter und Höhe und erhält die Oberhöhe die dieser Bestand mit seinem derzeitigen Alter und seiner derzeitigen Höhe im Alter 100 unter den Wuchsbedingungen der jüngeren Vergangenheit erreichen würde bzw. wenn dieser Bestand bereits älter als 100 Jahre ist, welche Höhe er im Alter 100 haben müsste, um die beobachtete Höhe des Bestandes im gleichen Alter zu erreichen. Man erhält somit die Höhe die dieser konkrete Bestand im Alter 100 unter den Bedingungen der letzten 20 Jahre im Alter 100 erreicht. Für die betriebliche Planung eignet sich die auf diese Weise bestimmte Bonität, da sie die konkrete Situation (Bestandesalter) berücksichtigt. Bei sich ändernden Standortsbedingungen hat das derzeitige Bestandesalter einen Einfluss auf die Oberhöhenbonität. Mit Typ (2) bonitiert man mit Höhe und Höhenzuwachs und erhält die Oberhöhe die eine Neuaufforstung unter den Wuchsbedingungen der jüngeren Vergangenheit im Alter 100 erreichen würde. Solange man mit der Bonität das standörtliche Potential beschreiben will und dieses im Laufe der Zeit nicht konstant ist, ist Typ (2) zu verwenden und bei der Oberhöhenfächererstellung als auch bei der Bonitierung dezidiert auf das Alter zu verzichten. Die damit ermittelte Bonität ist retrospektiv. Der rückblickende Zeitraum sollte nicht zu lange, um möglichst den derzeitigen Standort zu beschreiben, aber auch nicht zu kurz, um nicht zu sensibel auf kurzfristige Schwankungen und Messfehler zu reagieren, sein. Ein Zeitraum von 15-30 Jahre könnte praktikabel sein. Damit ergibt sich automatisch, dass ein einmal bestimmter Oberhöhenfächer, solange sich die Standortsbedingungen ändern, laufend angepasst und aktualisiert werden muss. Da bei dieser Methode das Alter nicht Verwendung findet, können auch ungleichaltrige Bestände problemlos bonitiert werden als dies mit Alter und Höhe der Fall ist. Bei konstanten Standortsbedingungen sind die Bonitäten nach Typ (1) und (2) identisch. Bei standörtlichen Veränderungen können die nach Typ (1) oder Typ (2) bestimmten Oberhöhenbonitäten

ten, bei vorliegen entsprechender Daten (Alter, Höhe und Höhenzuwächse), ineinander umgerechnet werden.

6 Schlussfolgerungen

Alle verglichenen Methoden liefern, bei vorliegen idealer Daten, ähnliche Oberhöhenfächer. Sobald jedoch die Daten vom Idealzustand abweichen, was etwa durch Fehlen guter Bonitäten in höheren Altersklassen bedingt sein kann, liefern einige Methoden verzerrte Fächer. Robust, hinsichtlich der Verteilung der Eingangsdaten, sind Methoden die den Wachstumsgang verarbeiten können. Damit sind Einmalbeobachtungen zur Erzeugung von Höhenfächern weniger geeignet. Ob die Höhe über dem Alter, der Höhenzuwachs über dem Alter oder der Höhenzuwachs über der Höhe ausgeglichen wird spielt eine geringere Rolle. Die Möglichkeit, dass sich Abweichungen aufaddieren, besteht bei den Methoden, die über den Höhenzuwachs ausgleichen.

Solange essentielle standörtliche Veränderungen vorliegen, können temporär gültige Oberhöhenfächer mit den Daten Höhe und mindestens zwei Höhenzuwächsen erstellt werden. Mit ihnen kann über Höhe und Höhenzuwachs die Bonität retrospektiv für etwa die letzten 15-30 Jahre bestimmt werden. Solange sich der Standort weiter verändert sind diese Oberhöhenfächer laufend mit neuen Daten zu aktualisieren.

7 Literatur

- Assmann E. (1962): Langperiodische Klimaänderung und dynamische Bonitierung. Allg. Forstzeitschr.
- Baur von F (1876) Die Fichte in Bezug auf Ertrag, Zuwachs und Form. Springer, Berlin, 58 pp
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1952): Ertragstafeln und Hilfstafeln für die Waldstandsaufnahme
- Eidmann F, (1961) Langperiodische Klimaänderung und ihr Einfluß auf ertragskundliche Tatbestände. Allg. Forst- u. Jagdztg.
- Feistmantel Rudolf 1854: Allgemeine Waldbestandestafeln. Wien, Wilhelm Braumüller. 110S
- Frauendorfer (1954): Forstliche Hilfstafeln. Schriftenreihe der forstlichen Bundes-Versuchsanstalt Mariabrunn. Band II, Österreichische Staatsdruckerei, Wien.
- Griess (1966): Ertragstafeln für Fichte. Landeskammer für Land- und Forstwirtschaft Steiermark.
- Guttenberg A. (1896): Die Aufstellung von Holzmassen- und Geldertragstafeln auf Grundlage von Stammanalysen. Österreichische Vierteljahresschrift für Forstwesen. Österreichische Reichsforstvereine. S. 203-237 und 319-345
- Guttenberg A. (1915) Wachstum und Ertrag der Fichte im Hochgebirge. Deuticke, Wien, Leipzig, 153 pp
- Hartig R (1868) Die Rentabilität der Fichtennutzholz- und Buchenbrennholzwirtschaft im Harze und im Wesergebirge. Cotta, Stuttgart, 199 pp
- Hildebrand G. (1961): Langperiodische Klimaänderung und ihr Einfluß auf ertragskundliche Tatbestände. Allg. Forst- u. Jagdztg. Eine Stellungnahme zu dem gleichnamigen Aufsatz von F. Eidmann. Allg. Forst- u. Jagdztg.
- Jelem H. (1948): Die Fichten-Ertragstafeln von Feistmantel, deren Stellung zum modernen Ertragstafelstand und ihre Verbesserung. Dissertation.
- Lorey T. (1884) Ertragsuntersuchungen in Fichtenbeständen, Supplemente zur Allgemeinen Forst- und Jagd-Zeitung, Band 12. S 30-57
- Marschall (1975): Hilfstafeln für die Forsteinrichtung. Österreichischer Agrarverlag
- Mitscherlich G.. (1962): Gedanken zum Aufsatz Eidmanns über langperiodische Klimaänderung. Allg. Forstzeitschr.
- Moosmayer H.-U. (1961): Langperiodische Klimaänderung und ihr Einfluß auf ertragskundliche Tatbestände. Allg. Forst- u. Jagdztg. Eine Stellungnahme zu dem gleichnamigen Aufsatz von F. Eidmann. Allg. Forst- u. Jagdztg.
- Moosmayer H.-U. (1962): Einfluß der langperiodischen Klimaänderung auf ertragskundliche Tatbestände. Allg. Forst- u. Jagdztg. Eine Stellungnahme zu dem gleichnamigen Aufsatz von F. Eidmann. Allg. Forstzeitschr.
- Perthuis de Laillevault de R (1803) Traité de l'aménagement et de la restauration des bois et forêts de la France, Madame Huzard, Paris, 384 pp
- Riebel Pelleter (1929): Fichtenlokalertragstafeln für Obersteiermark. Bruck a.d. Mur.
- Rokitansky Anton 1876: Feistmantels allgemeine Waldbestandestafeln. Wien, Wilhelm Braumüller. 162S
- Schiffel A. (1904): Wuchsgesetze normaler Fichtenbestände. Mitteilungen aus dem forstlichen Versuchswesen Österreichs. K.K. forstliche Versuchsanstalt in Mariabrun. Wilhelm Frick. 106S
- Weihe J. (1962): Die wissenschaftliche Bedeutung von Eidmanns Aufsatz über den Einfluß der langperiodischen Klimaänderung auf ertragskundliche Tatbestände. Allg. Forstzeitschr.
- Weck J. (1961): Langperiodische Klimaänderung und ihr Einfluß auf ertragskundliche Tatbestände. Allg. Forst- u. Jagdztg. Eine Stellungnahme zu dem gleichnamigen Aufsatz von F. Eidmann. Allg. Forst- u. Jagdztg.
- Weiss 1909: Allgemeine Waldbestandestafeln nach R. Feistmantel. Wien, Carl Fromme 147S

Zusammenfassung

In der Diskussion um mögliche Auswirkungen der Klimaveränderung auf die Forstwirtschaft rückt auch die Frage nach dem Anbaupotential fremdländischer Baumarten oder Provenienzen wieder stärker in den Fokus. Um nicht unnötig Mittel in die Neuanlage von Versuchen mit möglicherweise ungeeigneten Baumarten zu investieren, wurden die an der Abt. Waldwachstum vorhandenen Daten zu Versuchsanbauten mit fremdländischen Baumarten ausgewertet, um deren Leistungsfähigkeit in Bezug auf Oberhöhen- und Volumenentwicklung abschätzen zu können. Neben laufenden Versuchsflächen konnte für die Auswertung auch auf einen breiten Fundus an alten Versuchsanlagen zurückgegriffen werden, deren Daten digitalisiert und datenbankverfügbar gemacht worden waren.

Bei 26 der insgesamt 40 vorhandenen fremdländischen Baumarten erwies sich die Datengrundlage als ungenügend, so dass nur 14 in die Auswertung einbezogen werden konnten.

Im Vordergrund der waldwachstumskundlichen Auswertungen standen die Beziehungen zwischen Alter und Oberhöhe (Höhenbonitätsfächer) einerseits sowie zwischen Höhe und Gesamtvolumenleistung andererseits.

Die Oberhöhenentwicklung der einzelnen Felder über dem Alter ließ sich mit Hilfe der Sloboda-Funktion sehr gut beschreiben und auch für Baumarten mit nur wenigen Datensätzen konnte ein plausibler Höhenbonitätsfächer konstruiert werden. Soweit möglich wurden die Oberhöhenentwicklungen mit Angaben aus der Literatur verglichen.

Als Prädiktoren für die Gesamtwuchsleistung an Volumen wurde neben der Oberhöhe auch das Alter und die mittlere Grundflächenhaltung (mGh) getestet. Das Alter zeigte sich nur bei Roteiche (und Juglans regia) als signifikanter Prädiktor, so dass die GW_{LV} mit Ausnahme dieser beiden Baumarten alleine als Funktion der Oberhöhe mit ausreichend hoher Genauigkeit beschrieben werden kann. Die mGh erwies sich bei den meisten Baumarten zwar als signifikant, wurde aber dennoch nicht in das finale Modell miteinbezogen, da sie für Bonitierungszwecke i.d.R. nicht zur Verfügung steht. Für eine Formulierung von Behandlungsmodellen müsste die mGh allerdings mit berücksichtigt werden.

Baumarten, für die ältere Ertragstafeln oder andere entsprechende Untersuchungen zur Verfügung stehen (*Larix kaempferi*, *Pseudotsuga menziesii* und *Quercus rubra*), wurden in ihrem Oberhöhen- und GW_{LV} -Verlauf mit diesen Angaben verglichen.

Schließlich erfolgte noch ein Vergleich der erreichbaren Oberhöhe bzw. Gesamtwuchsleistung im Bonitierungsalter 50 bzw. 100 Jahre mit benachbarten Fichten-, Tannen-, Douglasien- und Buchen-Versuchsflächen. Der Vergleich ergab, dass von den untersuchten fremdländischen Nadelbaumarten *Abies grandis* und Douglasie in etwa dasselbe (hohe) Leistungsniveau erwarten lassen. Die Japanlärche erreicht auf vergleichbaren Standorten ähnliche Oberhöhenbonitäten wie Fichte und Tanne, allerdings bei deutlich niedrigerer GW_{LV} . Die Roteiche reicht sowohl in Bezug auf die Oberhöhenbonität als auch die GW_{LV} an das Leistungsniveau der Rotbuche heran. Die anderen untersuchten Baumarten liegen in Bezug auf ihre Produktivität deutlich hinter den einheimischen Baumarten zurück.

1 Einleitung

Die Bewirtschaftung des Staatswalds von Baden-Württemberg erfolgt schon seit einigen Jahrzehnten nach den Grundsätzen einer naturnahen Waldwirtschaft. Mit der Überarbeitung der Waldentwicklungstypen, vor allem aber mit der Zertifizierung nach FSC-Standard, wurde diese Ausrichtung in jüngster Zeit noch weiter vorangetrieben.

Zu den Grundsätzen der naturnahen Waldwirtschaft gehört mit an erster Stelle eine waldbauliche Favourisierung der von Natur vorkommenden Hauptbaumarten, die im Umkehrschluss eine kritische bis ablehnende Einstellung gegenüber nichtheimischen Baumarten beinhaltet.

Allerdings macht sich neuerdings in Verbindung mit den beobachteten Klimaveränderungen die Sorge um die Zukunftssicherheit der heimischen Baumarten breit, wie dies das Beispiel des Eschentriebster-

bens zeigt. Die Diskussion um den Anbau fremdländischer, nicht standortsheimischer Baumarten oder Provenienzen, die in der Vergangenheit immer wieder geführt wurde, erlebt damit eine Renaissance.

In Baden-Württemberg hat der versuchsweise Anbau von nicht heimischen Baumarten eine lange Tradition (Kilius 1931, Linnert 1970, LFV Baden-Württemberg 1997). Im ehemaligen Forstbezirk Güglingen wurde bereits um 1840 mit solchen Anbauten begonnen. Weitere umfangreiche, ein großes Baumartenspektrum abdeckende Versuche finden sich in den ehemaligen Forstbezirken Nagold, Weinheim, Breisach und Reutlingen, deren Anlage i.d.R. auf das persönliche Engagement einzelner Amtsleiter zurückging. Die Betreuung der Versuche war denn auch stark vom Interesse der Amtsnachfolger abhängig, so dass diese Daten sowohl vom Umfang als auch der Qualität her für wissenschaftliche Auswertungen problematisch sind.

Die Abteilung Waldwachstum der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg verfügt über zahlreiche eigene Versuchsanlagen mit fremdländischen Baumarten, die im Hinblick auf diese Diskussion einer ertragskundlichen Auswertung unterzogen wurden. Ziel war zum einen, eine Vorstellung über das Leistungspotential in Bezug auf Oberhöhen- und Volumenentwicklung zu bekommen und um zum anderen, die Auswertbarkeit dieser Anbauten aus statistischer Sicht einer kritischen Betrachtung zu unterziehen. Außer laufenden Versuchen wurde eine große Anzahl bereits aufgegebener Experimente mit Gastbaumarten mit in die Auswertungen einbezogen, deren analog vorliegenden Messdaten in den letzten Jahren datenbanktechnisch erfasst und damit digital auswertbar gemacht wurden. Gegenüber den zahlreichen Praxisversuchen besitzen diese Versuchsanlagen den Vorteil einer lückenlosen Dokumentation, periodisch wiederholter Durchmesser- und Höhenmessungen sowie der Kenntnis der erfolgten Nutzungen und exakten Flächengrößen. Dies erlaubte für datenmäßig gut belegte Baumarten über die Analyse der Oberhöhen- und Volumenentwicklung hinaus auch die Ableitung von Baumzahlleitkurven als einfache Behandlungsempfehlung sowie den Leistungsvergleich mit in unmittelbarer Nachbarschaft gelegenen Versuchsflächen mit den Hauptbaumarten Baden-Württembergs (Fichte, Tanne, Douglasie und Buche).

2 Material

2.1 Gastbaumarten

Eine erste Sichtung des vorhandenen Materials ergab, dass mehr als 350 Versuchsflächen mit 40 fremdländischen Baumarten auf der Datenbank abgespeichert sind, von denen die ersten bereits Ende des 19. Jahrhunderts angelegt worden waren. Teilweise setzen sich die Versuchsflächen aus mehreren Feldern zusammen, so dass insgesamt über 500 Parzellen vorhanden waren.

Für die statistischen Auswertungen mussten die Daten jedoch bestimmte Anforderungen erfüllen, um belastbare Aussagen zu ermöglichen.

Die Selektion der auszuwertenden Versuchspartellen erfolgte anhand der in Tab. 1 zusammengestellten Kriterien. Danach mussten für jede Baumart mindestens 4 Parzellen und für jede Parzelle mindestens 3 zusammenhängende Aufnahmen vorhanden sein. Da auf einem großen Teil der Parzellen weitere Baumarten beigemischt waren, wurden zur *Analyse der Oberhöhenentwicklung* nur Parzellen herangezogen, auf denen der Grundflächenanteil der Gastbaumart (G_{GBA}) mindestens 80% betrug; lag der Grundflächenanteil zwischen 60 und 80%, durfte die Oberhöhe der Mischbaumart nicht größer sein als 80% der Oberhöhe der Gastbaumart. Parzellen mit einem Grundflächenanteil der Gastbaumart von weniger als 60% wurden aus der Auswertung herausgenommen. Die *Volumenentwicklung* wurde nur bei Parzellen ausgewertet, auf denen der Grundflächenanteil der Gastbaumart mindestens 95% betrug. Diese Selektionskriterien führte zu einer erheblichen Reduktion des Datensatzes auf 14 Baumarten mit i.g. 251 Versuchsflächen und 404 Parzellen. Tab. 2 enthält nähere Informationen zu den ausgewerteten Versuchen.

Tab. 1: Selektionskriterien zur Filterung der auswertbaren Versuchspartellen

Selektionskriterien:

- mindestens 3 zusammenhängende Aufnahmen
- mindestens 4 Versuchsfelder je Baumart
- Analyse der Oberhöhenentwicklung:
 - Grundfläche der Gastbaumart $\geq 80\%$ der Bestandesgrundfläche
 - ODER
 - Grundfläche der Gastbaumart zwischen 60 und 80% der Bestandesgrundfläche und Oberhöhe über 80% der Mischbaumart
- Analyse der GW_{LV} -Entwicklung
 - Grundfläche der Gastbaumart $\geq 95\%$ der Bestandesgrundfläche

Tab. 2: Übersicht über die ausgewerteten Versuche zu fremdländischen Baumarten. Fett hervorgehoben sind die Baumarten, deren Ergebnisse im Rahmen dieser Arbeit näher vorgestellt werden.

Baumart	Vfl. [n]	Parzellen [n]	Aufnahmen [n] min-max/ mean	Alter [Jahre] min-max/ mean	h ₁₀₀ [m] min-max/ mean
Abies grandis	17	21	3-11/ 6,2	18-91/ 35,5	6,7-46,7/ 23,1
Abies nordmanniana	5	5	4-8/ 6,2	29-69/ 45,3	11,2-28,5/ 20,4
Carya ovata	8	8	5-15/ 10,3	35-118/ 67,3	14,2-35,1/ 24,5
Chamaecyparis lawsoniana	10	10	3-11/ 6,8	20-68/ 39,6	9,2-23,1/ 16,9
Juglans regia	4	14	3-6/ 4,4	9-31/ 20,3	5,4-20,0/ 13,6
Larix kaempferi	44	63	3-18/ 9,7	11-110/ 55,8	5,9-41,6/ 26,7
Liriodendron tulipifera	4	5	3-7/ 6,6	34-75/ 60,4	13,9-31,5/ 25,7
Picea omorika	5	7	4-9/ 6,5	21-45/ 33,5	9,2-19,5/ 14,3
Picea sitchensis	13	13	3-7/ 5,1	16-51/ 35,5	5,2-25,5/ 17,7
Pinus strobus	8	8	3-9/ 6,3	24-145/ 64,3	9,8-34,5/ 23,6
Pseudotsuga menziesii	67	179	3-20/ 5,3	12-117/ 36	6,3-53,1/ 22,8
Quercus rubra	49	52	3-15/ 10,7	17-120/ 57	9,8-40,5/ 25,6
Sequoiadendron giganteum	5	7	3-10/ 7,1	18-130/ 55	8,1-44,5/ 25,4
Thuja plicata	12	12	3-8/ 5,8	17-99/ 42	6,1-31,2/ 18,0
i.g.	251	404			

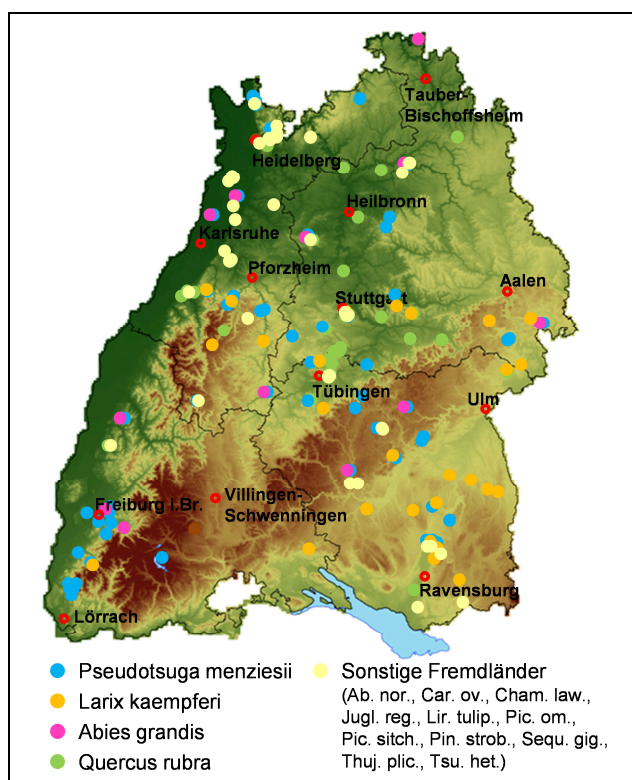


Abb. 1: Lage der Versuchsanlagen mit Gastbaumarten in Baden-Württemberg

Abb. 1 gibt einen Überblick über die Lage der Versuchsanlagen mit Gastbaumarten in Baden-Württemberg. Außer den aufgeführten Baumarten beinhaltet die Datenbank der Abteilung Waldwachstum auch einen umfangreichen Datensatz zu *Pinus nigra*. Diese Daten wurden von Seho (2014) im Rahmen einer Dissertation gesondert ausgewertet.

Die ebenfalls zu den fremdländischen Baumarten gehörende Douglasie wurde bereits von Bösch mit gleicher Methodik im Zusammenhang mit der Entwicklung von Zuwachsschätzhilfen untersucht (Bösch 2001). Infolge der großen praktischen Bedeutung dieser Baumart wurden die Auswertungen im Rah-

men dieser Arbeit mit aktualisiertem Datenmaterial wiederholt. Die Ergebnisse sind nahezu deckungsgleich, weshalb aus Platzgründen auf eine Darstellung an dieser Stelle verzichtet wird. Für den Vergleich mit den heimischen Baumarten wurde die Douglasie jedoch mit herangezogen.

2.2 Vergleichsbaumarten

Einige Versuchsanlagen mit Gastbaumarten beinhalten Parallelpzellen mit Vergleichsbaumarten, i.d.R. Douglasie, Fichte oder Buche. Solche Vergleiche wurden allerdings nicht obligatorisch angelegt und erfolgten auch nicht systematisch. Um dennoch eine ungefähre Vorstellung über die Leistungsfähigkeit der Gastbaumarten im Vergleich zu unseren Hauptbaumarten¹ unter ähnlichen Wuchsbedingungen zu erhalten, wurden in Radien von 1 km, 2,5 km und 5 km um die Versuche mit Gastbaumarten gelegene Vergleichspzellen ausgewählt. Engere Suchradien führen dabei tendenziell zu einer höheren standörtlichen Vergleichbarkeit, weitere Radien zu einer größeren Anzahl an Vergleichspzellen. In Tab. 3 ist die Anzahl der Vergleichspzellen je Gastbaumart und die durchschnittliche Entfernung bei einem Suchradius von 2,5 km wiedergegeben.

Tab. 3: Übersicht über Anzahl (n) und mittlere Entfernung (Dist. in km) der für den Leistungsvergleich heran gezogenen Versuchen (Suchradius 2,5 km)

Gast- baumart \ Vergleichs- baumart	Fagus sylvatica		Pseudotsuga menziesii ^{*)}		Picea abies		Abies alba		i.g.
	n	Dist	n	Dist	n	Dist	n	Dist	n
Abies grandis	3	1,09	23	0,4	4				30
Abies nordmanniana	1	0,63	3	0,35	2	1,02			6
Pseudotsuga menziesii ^{*)}	6	1,38	56	1,4	9	0,72	6	0,97	77
Larix kaempferi	1	0,91	10	1,39	10	1,36	5	1,66	26
Picea omorika	1	0,71	4	0,59	1	0,04			6
Quercus rubra	4	1,27	5	1,38	2	1,43			11
Picea sitchensis	1	1,87			3	1,78	2	2,08	6
Insgesamt	17		101		31		13		162

^{*)} Bei Pseudotsuga menziesii wurden als „Fremdländerversuche“ klassifizierte Parzellen mit anderen Versuchskategorien (z.B. Standraumversuche) verglichen.

2.3 Dendrologische Messdaten

Für die Auswertungen wurden folgende periodisch erhobenen Daten herangezogen:

- Alter (A)
- Brusthöhendurchmesser(D_{1,3}) aller Bäume,
- Baumhöhen (H) einer i.d.R. über die Durchmesserspreite verteilten Stichprobe von etwa 20-40 Bäumen,
- ggf. Ausscheidatum und Ausscheidgrund

Aus diesen Informationen und der Größe der einzelnen Parzellen wurden mit den Auswertungsprogrammen der Abt. Waldwachstum die hektarbezogenen waldwachstumskundlichen Kennwerte wie z.B. die Durchmesser und Höhe des Grundflächenmittelstammes der 100 dicksten Bäume (D₁₀₀, H₁₀₀ bzw. Oberhöhe), die Gesamtwuchsleistung an Volumen (GWL_v), Baumzahl je ha vor und nach Durchforstung (N_{Vdf}, N_{BB}) berechnet (vgl. DESER-Norm, Johann (1993)).

¹ Douglasie, Fichte, Tanne und Buche

3 Methodik

3.1 Oberhöhenentwicklung und Bonitätsfächer

Die Volumenproduktivität einer Baumart (GWL_v) hängt entscheidend von der Leistungsfähigkeit (Bonität) des Standortes ab, die sich wiederum durch die Beziehung zwischen (Ober)-Höhe und Alter (Grundbeziehung I nach Assmann 1961) beschreiben lässt.

Der zunächst vorgesehene Ansatz, anhand der Höhenmesswerte Bonitätsfächer herzuleiten (Kublin et al. 2010), musste verworfen werden, da diese Messungen zur Erstellung von Bestandshöhenkurven über das gesamte Durchmesserspektrum des Bestandes hinweg erfolgen und i.d.R. nicht genügend Messwerte zur direkten Herleitung der Oberhöhe vorhanden sind. Deshalb wurden die für jede Aufnahme (bzw. jedes Alter) aus den Bestandeshöhenkurven rechnerisch hergeleiteten Oberhöhen (H_{100}) verwendet, auch wenn dies aus statistischer Sicht nicht optimal ist.

Die Modellierung der Oberhöhenentwicklung und die Berechnung der Höhenbonitätsfächer erfolgten in folgenden Schritten (Bösch 2001):

- 1) Festlegung einer Alters- Höhenmatrix
- 2) Berechnung des mittleren Höhenzuwachses innerhalb der Alters-Höhen-Zellen (Wolf'sche Richtungsfelder)
- 3) Berechnung der nichtlinearen Ausgleichsfunktion nach Sloboda (1971) für die mittleren Höhenzuwächse (Gleichung 1) und
- 4) Integration und Darstellung des Höhenbonitätsfächers (Gleichung 2):

$$\Delta y(t) = \varphi_2 \cdot \frac{y(t)}{t^{\varphi_3}} \cdot \ln \left(\frac{c^{\varphi_1}}{y(t)} \right) + \varepsilon(t) \quad (\text{Gleichung 1})$$

$$y(t) = c^{\varphi_1} \cdot \left(\frac{y(t_0)}{65^{\varphi_1}} \right)^{\exp \left[\frac{\varphi_2}{(\varphi_3-1) \cdot t^{(\varphi_3-1)}} - \frac{\varphi_2}{(\varphi_3-1) \cdot t_0^{(\varphi_3-1)}} \right]} \quad (\text{Gleichung 2})$$

wobei:

- Δy : Oberhöhenzuwachs
 y : Oberhöhe
 t : Alter zum Zeitpunkt t
 t_0 : Alter zum Bonitierungszeitpunkt (je nach Baumart 50 oder 100 Jahre)
 c : auf 65 gesetzter Skalierungsfaktor zur Erzielung einer rascheren Konvergenz (Kahle 2011)
 φ_1 - φ_3 : Modellparameter
 ε : Fehlerterm

Die Darstellungen zu den Baumarten enthalten einen grafischen Vergleich der Oberhöhenentwicklung der einzelnen Versuchspartellen mit der berechneten Ausgleichsfunktion. Für die Berechnungen wurden Oberhöhe (y) und Alter (t) der einzelnen Partellen in der Mitte des Beobachtungszeitraumes verwendet, so dass die Ausgleichskurven die Oberhöhenentwicklungen in diesem Punkt schneiden. Außerdem wurde nach einem von Nothdurft (2012) beschriebenen Verfahren die Anpassungsgüte (R^2) der Ausgleichsfunktion an den Oberhöhenverlauf der einzelnen Partellen berechnet. Zur Einschätzung der Anpassungsgüte sind in Tab. 4 im Anhang neben den Funktionsparametern das minimale, mittlere und maximale Bestimmtheitsmaß und die Standardabweichung aufgeführt.

3.2 Gesamtwuchleistung an Volumen (GWL_v)

Nach dem erweiterten Eichhorn'schen Gesetz besteht zwischen H_{100} und GWL_v einer Baumart eine enge Beziehung (Assmann 1961), die sich i.d.R. anhand von Polynomen 2. oder 3. Grades gut beschreiben lässt (Bösch 2001). Bösch stellte bei den von ihm untersuchten Baumarten fest, dass bei der Buche neben der Oberhöhe auch das Alter einen signifikanten Einfluss auf die GWL_v besitzt. Dies war bei einigen der hier untersuchten Fremdländerbaumarten ebenfalls der Fall. Die Funktionsparameter können Tab. 5 im Anhang entnommen werden.

Bei allen datenmäßig gut belegten Baumarten zeigte sich, dass die mittlere Grundflächenhaltung (mGH) während der einzelnen Aufnahmeperioden einen starken Einfluss auf die Beziehung H_{100} - GWL_v hat. Da

die mittlere Grundflächenhaltung aber vor allem behandlungsabhängig ist, lässt sie sich zur Beschreibung der allgemeinen Leistungsfähigkeit nicht verwenden. Die im Rahmen dieser Arbeit beschriebenen GWL_V -Entwicklungen beziehen sich demzufolge auf die in den Versuchen gegebene durchschnittliche mGH einer Baumart. Bei der Herleitung von Produktionsmodellen wäre der Einfluss der mGH dagegen mit zu berücksichtigen.

3.3 Baumzahlleitkurven (BLK)

Baumzahlleitkurven, die den Verlauf der Baumzahl je Hektar über der Oberhöhe beschreiben, sind ein einfaches Instrument zur Steuerung der Bestandesdichte (Abetz 1975). Ursprünglich für Reinbestände entwickelt, lassen sie sich auch in Mischbeständen anwenden, wenn man ein Z-Baum-Kollektiv bestimmten Umfangs unterstellt und die bei einer bestimmten Oberhöhe vorgesehene Baumzahlabsenkung (in N/ha) durch die Anzahl der Z-Bäume dividiert. Als Ergebnis erhält man die Anzahl zu entnehmender Bedränger je Z-Baum, unabhängig davon, ob es sich um einen Rein- oder einen Mischbestand handelt. Voraussetzung ist eine mindestens gruppenweise Mischung der (fremdländischen) Baumart, so dass die Z-Bäume von arteigenen Individuen umgeben sind. Baumzahlleitkurven konnten nur für die datenmäßig gut belegten Baumarten *Abies grandis*, *Larix kaempferi*, *Pseudotsuga menziesii* und *Quercus rubra* erstellt werden. Zu ihrer Herleitung wurden die Versuchsparzellen herangezogen, deren D_{100} -Entwicklung über der mittleren Entwicklung aller Parzellen einer Baumart (berechnet durch polynoma- len Ausgleich) lag und die damit ein überdurchschnittliches Durchmesserwachstum aufwiesen. Anhand der HD_{100} -Werte erfolgte eine gewisse Qualitätskontrolle, davon ausgehend, dass bei HD_{100} -Werten von unter 60 grundsätzlich erhebliche Qualitätseinbußen durch Starkastigkeit und Abholzigkeit zu unterstellen sind.

4 Ergebnisse

4.1 *Abies grandis*

4.1.1 Höhenbonitätsfächer

Der für *Abies grandis* vorhandene Datensatz erlaubte die Erstellung eines gut abgesicherten Oberhöhenbonitätsfächers (Abb. 3). Aufgrund der relativ jungen Versuchsflächen erfolgte die Bonitierung in einem Alter von 50 Jahren.

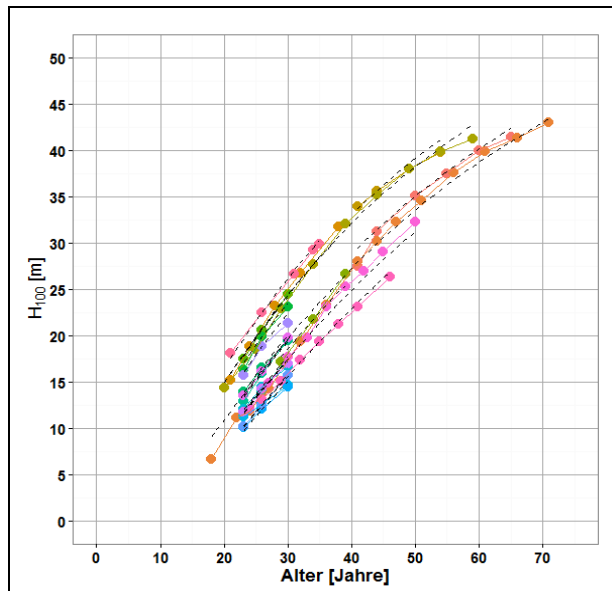


Abb. 2: Vergleich der Oberhöhenentwicklung der Einzelparzellen mit der nach SLOBODA berechneten Ausgleichsfunktion

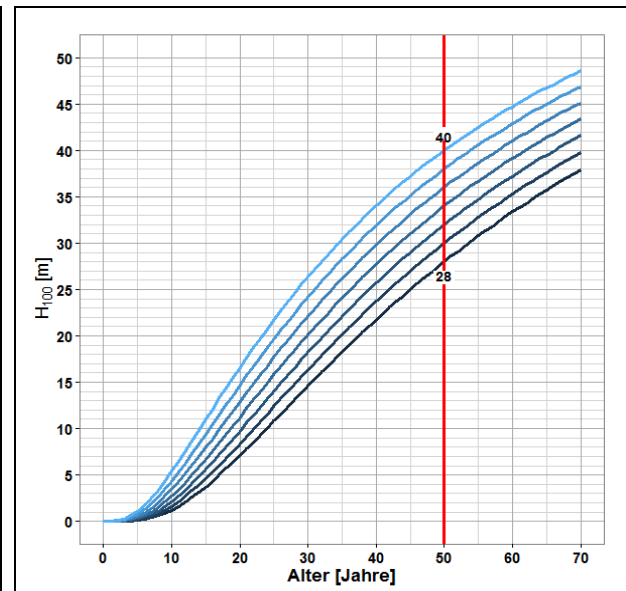


Abb. 3: Oberhöhenbonitätsfächer (Bonitierungsalter 50 Jahre, Funktionsparameter siehe Anhang)

Im Vergleich zu den Ergebnissen anderer Autoren (Spellmann et al. 2010, Hein et al. 2014) verläuft der in Abb. 3 dargestellte Bonitätsfächer in höherem Alter deutlich steiler. Die in Abb. 2 eingezeichneten Oberhöhenentwicklungen der zur Auswertung herangezogenen Parzellen lassen allerdings nicht erkennen, dass in höherem Alter mit einem stärkeren Abflachen der H_{100} -Entwicklung zu rechnen ist.

4.1.2 Gesamtwuchsleistung

Bei den ausgewerteten *Abies grandis* Parzellen ist der Zusammenhang zwischen H_{100} und GWL_V sehr straff (Abb. 4), das Alter als weiterer möglicher Prädiktor erwies sich als nicht signifikant. Stellt man die GWL_V -Entwicklung über dem Alter dar, erhält man einen nach Oberhöhenbonitäten gestaffelten GWL_V -Fächer (Abb. 5). Auch hier ergibt sich eine gute Übereinstimmung des GWL_V -Verlaufs der einzelnen Parzellen mit den bonitätsspezifischen Kurven. Aus Abb. 5 geht außerdem das hohe Leistungspotential von *Abies grandis* hervor. Die Versuchspartzen erreichen im Alter 50 eine Gesamtwuchsleistung zwischen 700 und 1300 Vfm/ha , was einem dGz zwischen 14 und 26 Vfm je Jahr und Hektar entspricht.

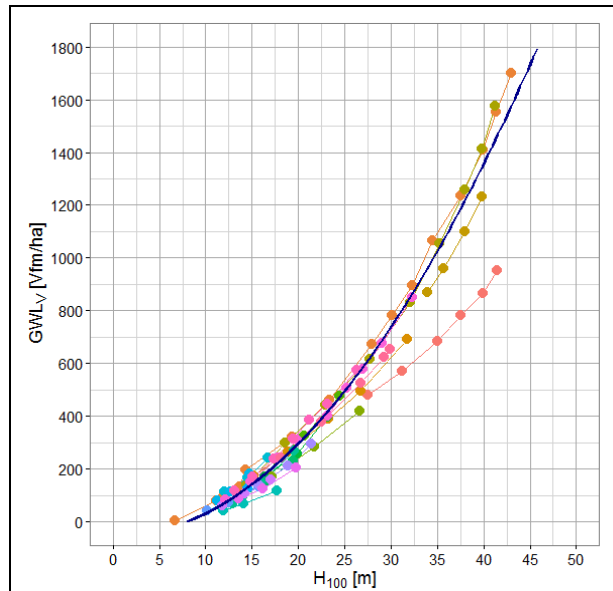


Abb. 4: Entwicklung der Gesamtwuchsleistung über der Oberhöhe (Funktionsparameter siehe Anhang)

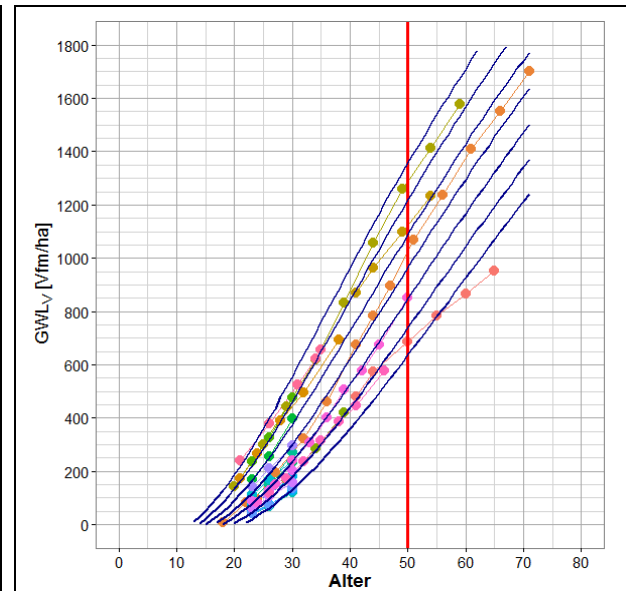


Abb. 5: Entwicklung der Gesamtwuchsleistung über dem Alter

4.1.3 Baumzahlleitkurve

Aufgrund der guten Datengrundlage konnte für *Abies grandis* eine Baumzahlleitkurve hergeleitet werden. Die Baumzahlentwicklungen der hierfür ausgewerteten Parzellen (siehe Methodik) liegen relativ eng beisammen (Abb. 6). Bei einer Oberhöhe von 10 m ergeben sich nach der BLK 1500 Bäume je Hektar. Unterstellt man ein Z-Baum-Kollektiv von 150 Stück je Hektar, so ergibt sich bei den ersten drei Eingriffen (bei 12, 15 und 18 m Oberhöhe) eine Entnahme von jeweils rund 1,5 Durchforstungsbäumen je Z-Baum. Der HD_{100} -Wert liegt zu Beginn mit 55 sehr niedrig, steigt dann aber ab einer Oberhöhe von 15 m auf über 60 an, so dass die Holzqualität bzgl. Aststärken und Jahrringbreiten noch in einem akzeptablen Rahmen liegen dürfte (Abb. 7).

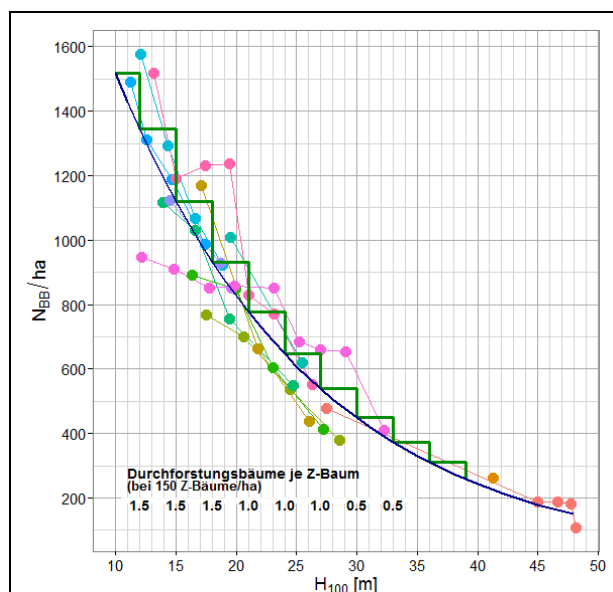


Abb. 6: Baumzahlleitkurve und Durchforstungsbäume je Z-Baum

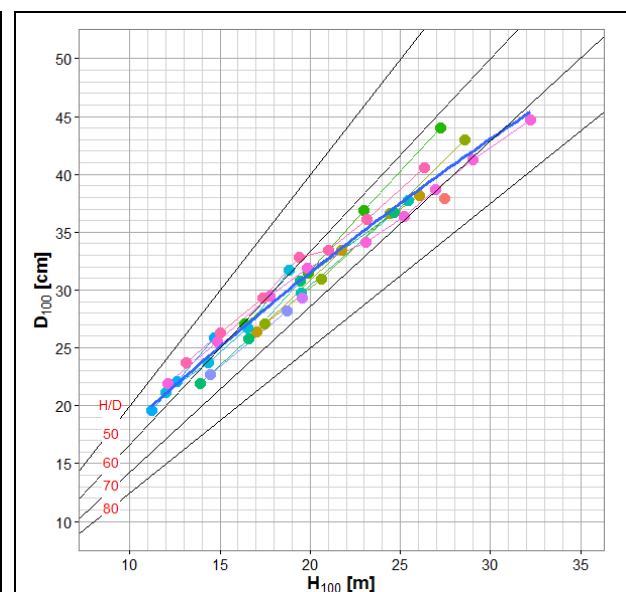


Abb. 7: HD_{100} -Werte der für die Berechnung der BLK verwendeten Parzellen

4.2 *Abies nordmanniana*

Stellvertretend für die anderen Baumarten mit nur geringer Datengrundlage soll am Beispiel der Baumart *Abies nordmanniana* die Tauglichkeit der für die Herleitung des Höhenbonitätsfächers und der GWL_V -Entwicklung dargestellt werden. Für *Abies nordmanniana* erfüllten nur 4 Versuchspartellen die eingangs beschriebenen Voraussetzungen für die waldwachstumskundlichen Auswertungen, so dass die Ergebnisse mit entsprechenden Unsicherheiten belastet sind.

4.2.1 Höhenbonitätsfächer

Zwar ließ sich auch bei *Abies nordmanniana* die Oberhöhenentwicklungen der einzelnen Partellen sehr gut mit der Sloboda-Funktion ausgleichen (s. Abb. 8), für die Erstellung des Oberhöhenbonitätsfächers ist jedoch der geringe Stichprobenumfang von Nachteil. Der lineare Verlauf des Oberhöhenbonitätsfächers entlang der Null-Linie bis zum Alter 10 (Abb. 9) macht diese Unsicherheit deutlich.

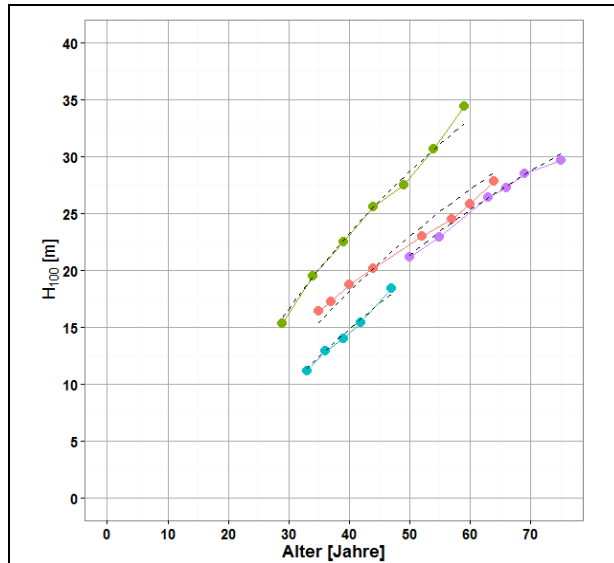


Abb. 8: Vergleich der Oberhöhenentwicklung der Einzelpartellen mit der nach SLOBODA berechneten Ausgleichsfunktion

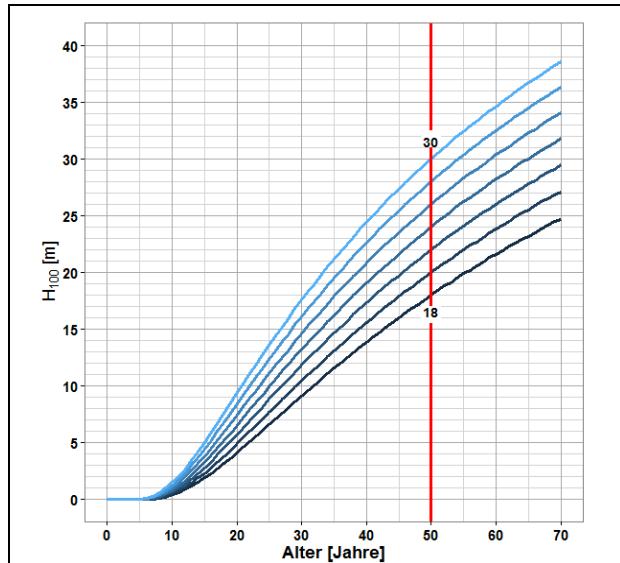


Abb. 9: Oberhöhenbonitätsfächer (Bonitierungsalter 50 Jahre, Funktionsparameter siehe Anhang)

4.2.2 Gesamtwuchsleistung

Aus Abb. 10 wird ersichtlich, dass auch die Berechnung der Gesamtwuchsleistung bei *Abies nordmanniana* aufgrund der eingeschränkten Datengrundlage problembehaftet ist. Während bei *Abies grandis* die Streuung der GWL_V über der Oberhöhe nur gering ist (Abb. 4), streut die GWL_V der 4 *Abies nordmanniana*-Partellen ganz erheblich, was in einem niedrigen Bestimmtheitsmaß zum Ausdruck kommt (Tab. 5). Die GWL_V -Entwicklung in Abb. 11 kann damit nur als vorläufiges Ergebnis gewertet werden.

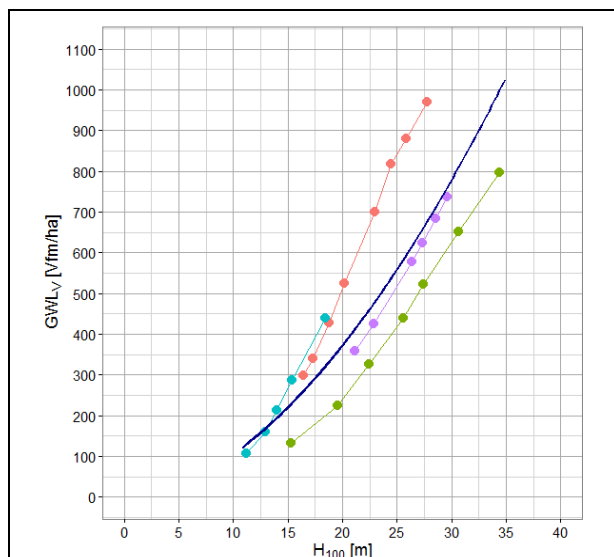


Abb. 10: Entwicklung der Gesamtwuchsleistung über der Oberhöhe (Funktionsparameter siehe Anhang)

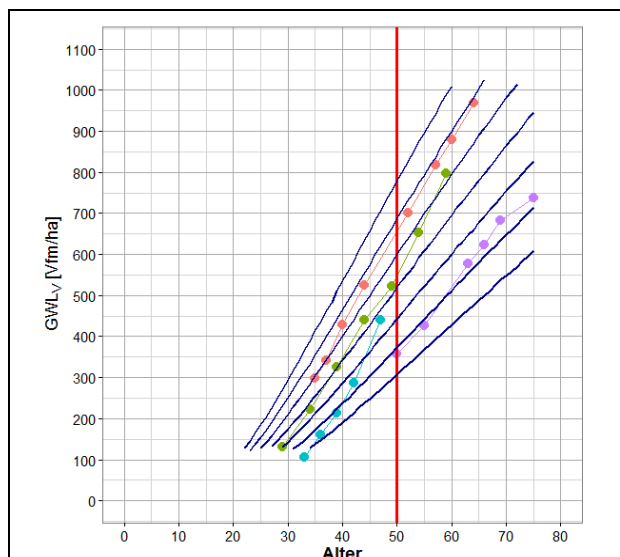


Abb. 11: Entwicklung der Gesamtwuchsleistung über dem Alter

4.3 Larix kaempferi

4.3.1 Höhenbonitätsfächer

Für die Auswertungen von *Larix kaempferi* stand ein umfangreicher Datensatz zur Verfügung, der ein breites Bonitätsspektrum abdeckt (Abb. 12). Die Datenbelegung erlaubte die Konstruktion eines Oberhöhenbonitätsfächers mit einem Bonitierungsalter von 100 Jahren (Abb. 13).

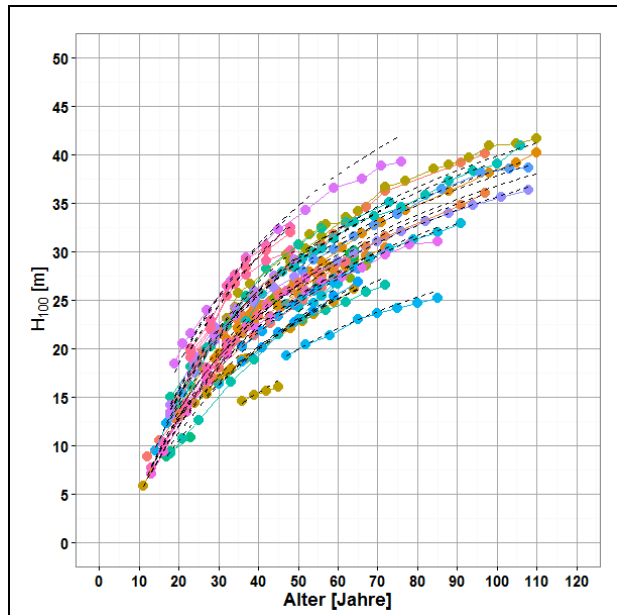


Abb. 12: Vergleich der Oberhöhenentwicklung der Einzelparzellen mit der nach SLOBODA berechneten Ausgleichsfunktion

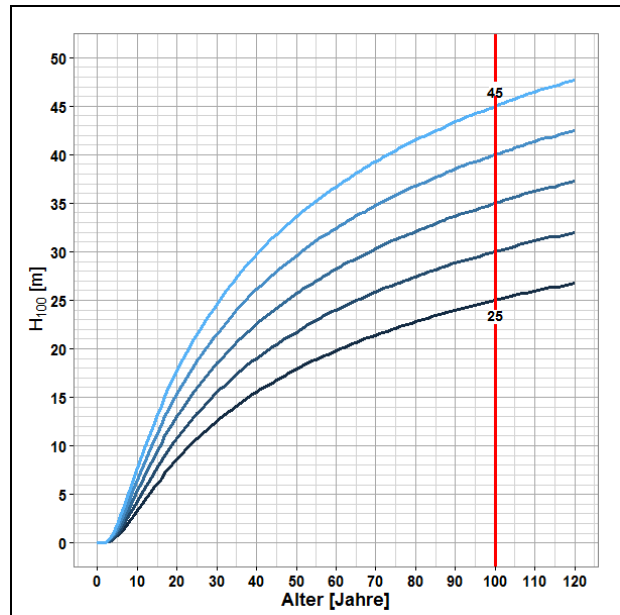


Abb. 13: Oberhöhenbonitätsfächer (Bonitierungsalter 100 Jahre, Funktionsparameter siehe Anhang)

Abb. 14 zeigt einen grafischen Vergleich der Oberhöhenentwicklung mit der Ertragstafel für Japanlärche von Schober (1953), wobei die Oberhöhenentwicklungen anhand der von Schober (1953) für die dGz-Stufen 6, 8, 10 und 12 genannten Oberhöhen im Bonitierungsalter von 60 Jahren berechnet wurden. Der Verlauf ist gegenüber den Ertragstafelkurven etwas steiler, stimmt aber ansonsten recht gut mit den Angaben Schobers überein. Ein Vorteil des neuen Bonitierungsfächers liegt vor allem in einer besseren Datenbelegung im höheren Altersbereich.

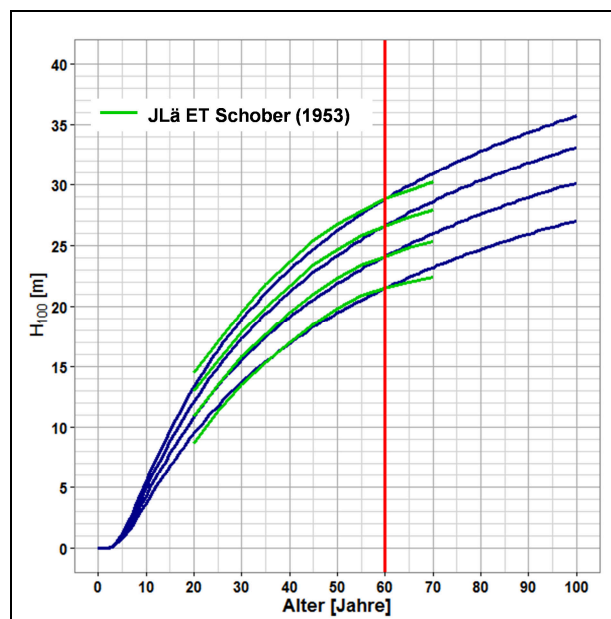


Abb. 14: Vergleich der für *Larix kaempferi* berechneten Oberhöhenentwicklungen mit der ET Schober (1953), dGz 6, 8, 10 u. 12

4.3.2 Gesamtwuchsleistung

Der Ausgleich der GWL_V -Werte über der Oberhöhe (Abb. 15) führt zu einem ähnlichen Verlauf wie die entsprechenden Werte der Ertragstafel für Japanlärche von Schober (1953), bei allerdings etwas geringerer Steigung. Die Transformation in die Beziehung Alter - GWL_V (Abb. 16) zeigt, dass der durchschnittliche Gesamtzuwachs der untersuchten Versuchspartellen im Alter von 100 Jahren (dGz_{100}) einen breiten Bereich von etwa 6 - 14 Vfm je Jahr und Hektar umfasst.

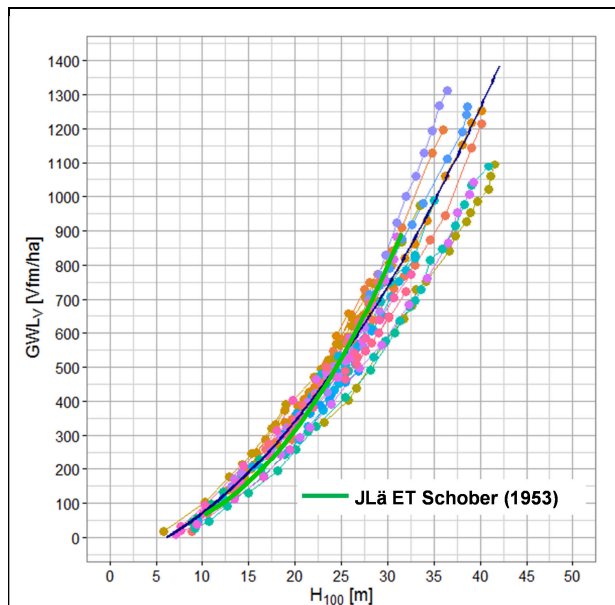


Abb. 15: Entwicklung der Gesamtwuchsleistung über der Oberhöhe und Vergleich mit der ET Schober (1953)
Funktionsparameter siehe Anhang

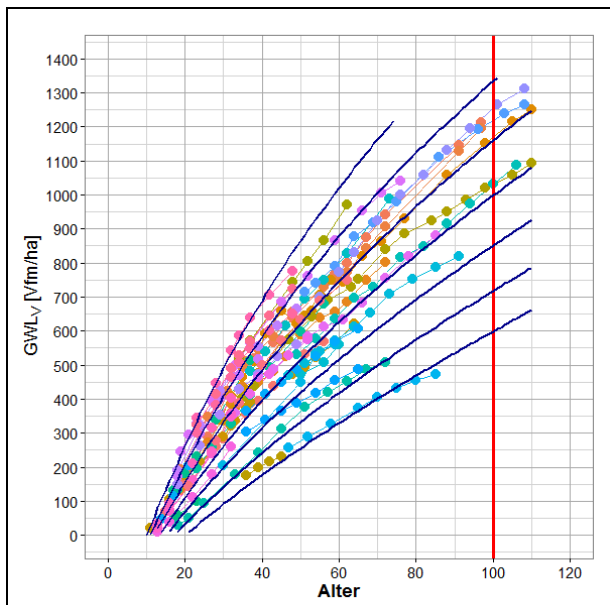


Abb. 16: Entwicklung der Gesamtwuchsleistung über dem Alter

4.3.3 Baumzahlleitkurve

Auch für *Larix kaempferi* war die Datengrundlage für die Herleitung einer Baumzahlleitkurve ausreichend (Abb. 17). Entsprechend den Standraumbedürfnissen der Japanlärche als Lichtbaumart erfolgt die Baumzahlreduktion sehr rasch, so dass zu Beginn der Durchforstungsphase fünf und mehr Bedränger je Z-Baum entnommen werden. Bedingt durch das rasche Höhenwachstum steigen die HD_{100} -Werte auf nahezu 80 an, bleiben aber immer noch in einem als stabil anzusehenden Bereich (Abb. 18).

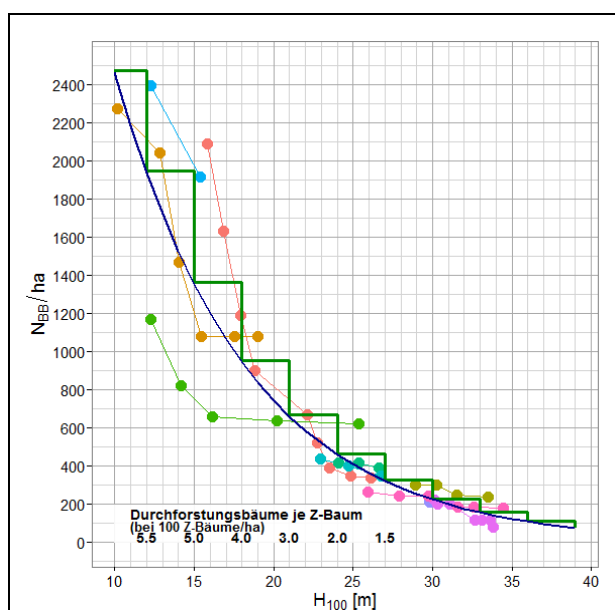


Abb. 17: Baumzahlleitkurve für *Larix kaempferi* und Durchforstungsbäume je Z-Baum

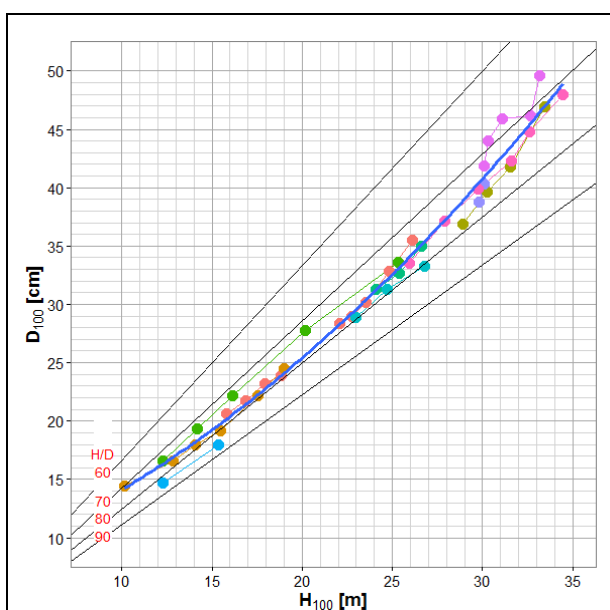


Abb. 18: HD_{100} -Werte der für die Berechnung der BLK verwendeten Partellen

4.4 Quercus rubra

4.4.1 Höhenbonitätsfächer

Bei *Quercus rubra* war die Datengrundlage ähnlich gut wie bei *Larix kaempferi*, so dass auch für diese Baumart ein gut abgesicherter Oberhöhenfächer mit einer großen Bonitäts- und Altersspreite hergeleitet werden konnte (Abb. 19 und Abb. 20)

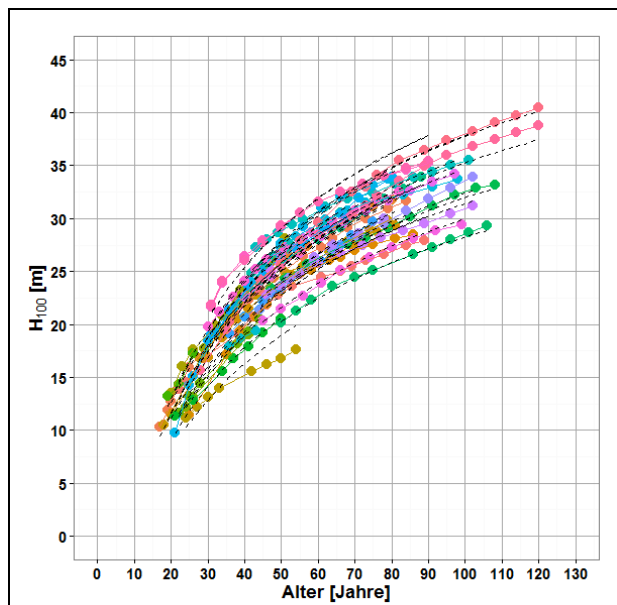


Abb. 19: Vergleich der Oberhöhenentwicklung der Einzelparzellen mit der nach SLOBODA berechneten Ausgleichsfunktion

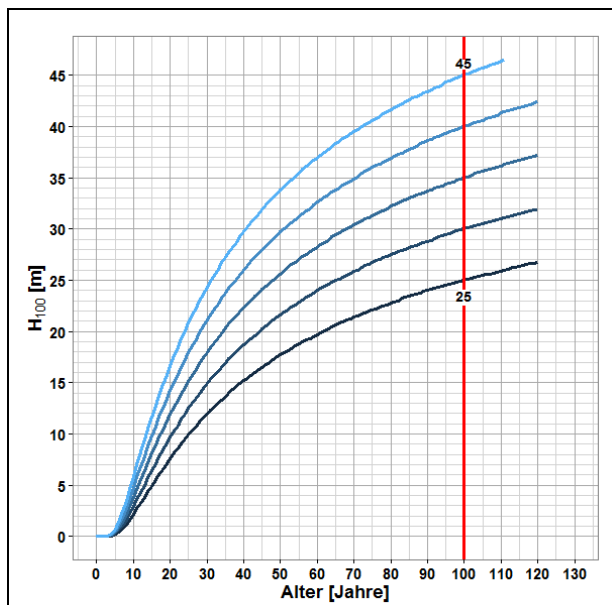


Abb. 20: Oberhöhenbonitätsfächer (Bonitierungsalter 100 Jahre, Funktionsparameter siehe Anhang)

Zum Vergleich wurde die Roteichen-Ertragstafel von Bauer (1955) herangezogen. Zwar bezieht sich die Bonitierung nach dieser Ertragstafel auf ein Alter von 100 Jahren, die Kurvenverläufe zeigen jedoch ab einem Alter von 80 Jahren ein auffälliges Abknicken (grüne Kurven in Abb. 21), was vermutlich an einer in diesem Bereich unzureichenden Datenbelegung liegt. Deshalb wurden für den Vergleich des neu parametrisierten Höhenkurvenfächers die Berechnungen mit den nach der ET Bauer im Alter von 50 Jahren erreichten Oberhöhen durchgeführt. Die beiden Höhenbonitätsfächer schneiden sich dementsprechend in diesem Alter. Die Kurven der ET Bauer verlaufen bei den besseren Bonitäten im höheren Alter flacher. Außerdem fällt auf, dass der Abstand der Oberhöhen im Alter 50 und damit auch der Abstand der Kurven mit zunehmender Oberhöhenbonität immer kleiner wird.

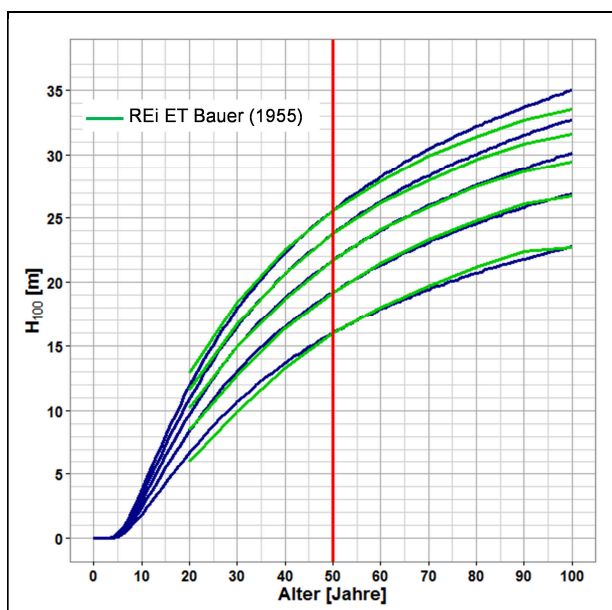


Abb. 21: Vergleich der für *Quercus rubra* berechneten Oberhöhenentwicklungen mit der ET Bauer(1955), dGz₁₀₀ Stufen 5 - 9

4.4.2 Gesamtwuchsleistung

Quercus rubra war neben *Juglans regia* (hier nicht dargestellt) von den untersuchten Gastbaumarten die einzige, bei der zur Beschreibung des GWL_V-Verlaufs neben der Oberhöhe auch das Alter als Prädiktor erforderlich war (siehe Funktionsgleichung in Tab. 5). Die untersuchten Versuchsparzellen decken im Alter 100 einen dGz_V-Bereich von 5 – 11 Vfm je Jahr und Hektar ab (Abb. 23).

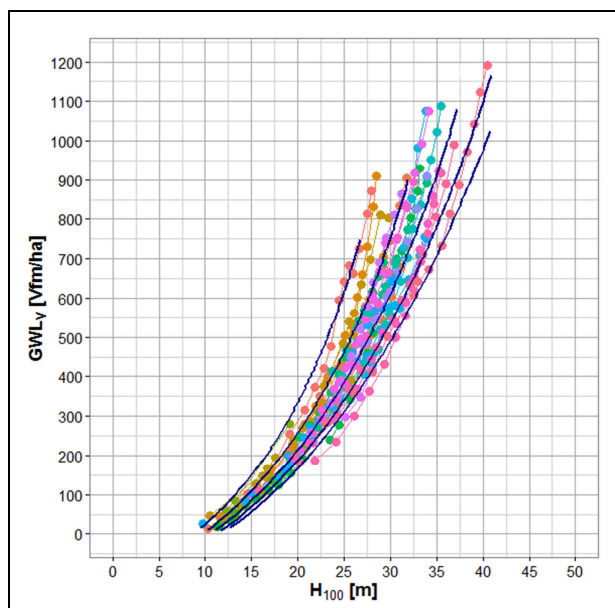


Abb. 22: Entwicklung der Gesamtwuchsleistung über der Oberhöhe und Vergleich mit der ET Bauer (1955)
Funktionsparameter siehe Anhang

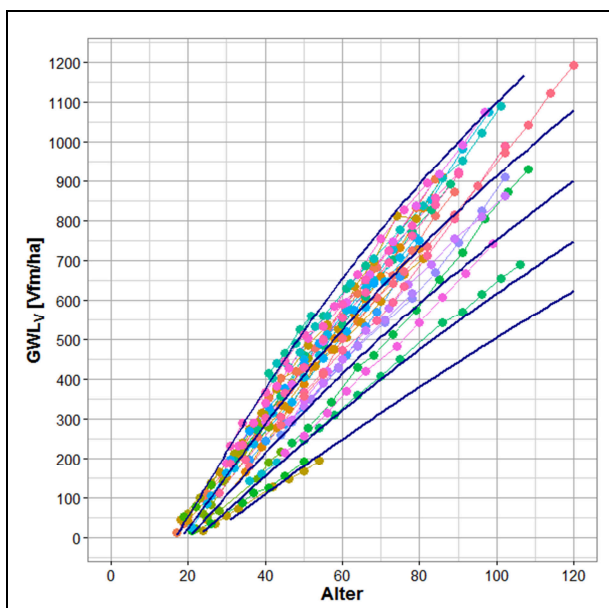


Abb. 23: Entwicklung der Gesamtwuchsleistung über dem Alter

Auch die GWL_V-Entwicklung wurde mit der ET Bauer (1955) verglichen. In den Hilfstabellen für die Forsteinrichtung (LFV-Baden-Württemberg 1966) sind für diese Ertragstafel die dGz-Stufen von 5-9 wiedergegeben; dementsprechend wurden die GWL_V-Verläufe mit Hilfe der in Tab. 5 genannten Funktionsgleichung so bestimmt, dass sich im Alter 100 ebenfalls die dGz-Stufen 5-9 ergaben (blaue Kurven in Abb. 24 und Abb. 25). Die ET Bauer zeigt ebenfalls eine bonitätsabhängige Staffelung der GWL_V über der Oberhöhe (grüne Kurven in Abb. 24), allerdings liegen die Kurven bei den besseren Bonitäten infolge der sich in diesem Bereich stark verengenden Staffelung der Oberhöhenkurven (Abb. 21) sehr nahe beieinander, so dass sich gegenüber der neu berechneten Kurvenschar ein deutlicher Versatz ergibt.

Vergleicht man die GWL_V-Entwicklung über dem Alter (Abb. 25), stimmt die GWL_V-Fächer der ET Bauer mit der neu berechneten GWL_V-Entwicklung sehr gut überein, wobei die Kurven der ET in jüngerem Alter weniger stark zusammenlaufen.

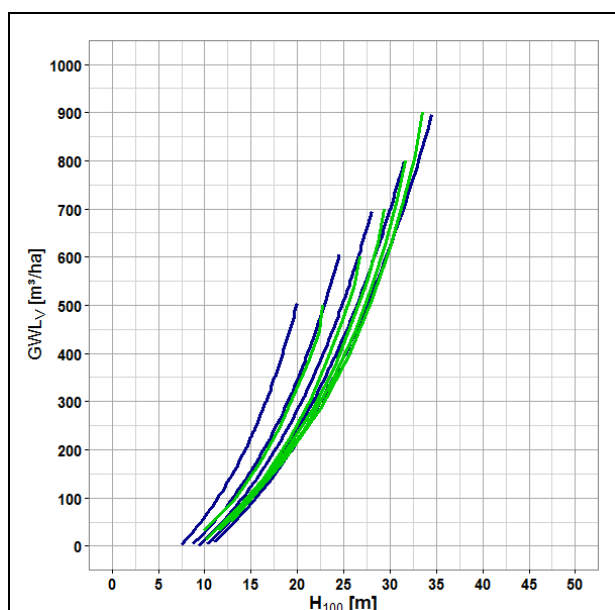


Abb. 24: Entwicklung der Gesamtwuchsleistung über der Oberhöhe und Vergleich mit der ET Bauer (1955)

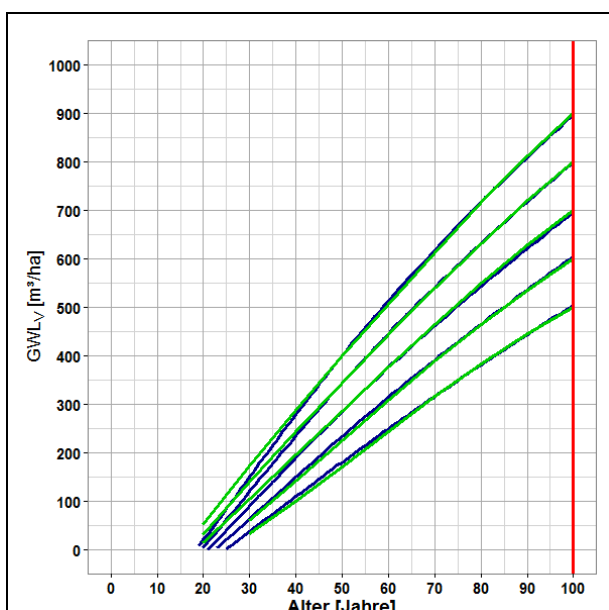


Abb. 25: Entwicklung der Gesamtwuchsleistung über dem Alter

4.5 Leistungsvergleich mit Hauptbaumarten

Wie im Methodenkapitel ausgeführt, erfolgte der Leistungsvergleich anhand von Versuchsanlagen mit Hauptbaumarten, die sich innerhalb eines Radius von 1.0, 2.5, bzw. 5.0 Kilometern um die Gastbaumarten-Versuche herum befanden. In Abb. 26 und Abb. 27 die Ergebnisse für einen Suchradius von 2.5 km wiedergegeben.

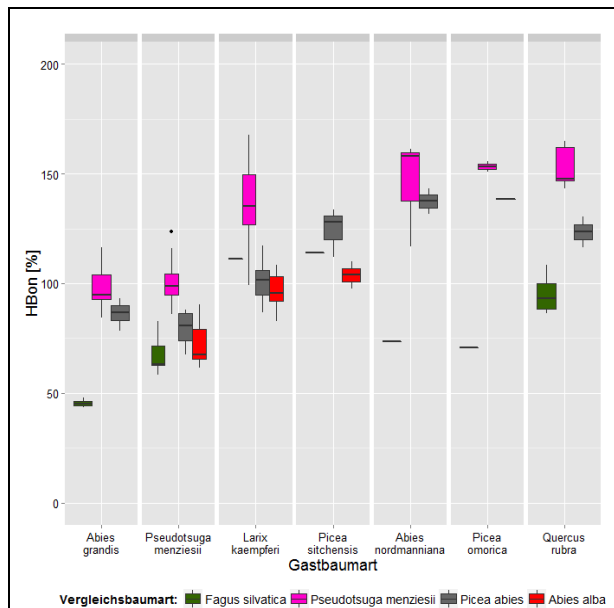


Abb. 26: Oberhöhenbonität der Vergleichsbaumart in Prozent der Gastbaumart

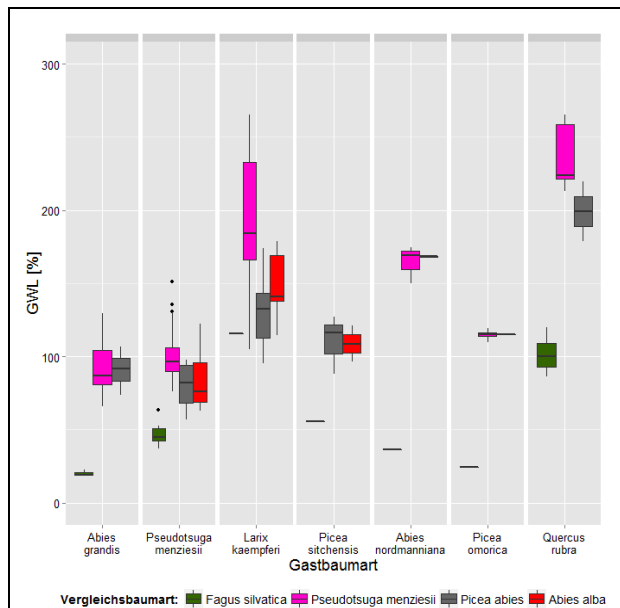


Abb. 27: Gesamtwuchsleistung an Volumen der Vergleichsbaumart in Prozent der Gastbaumart

Nur bei den Baumarten *Abies grandis* und *Pseudotsuga menziesii* ergab sich sowohl in Bezug auf die Oberhöhenbonität (Abb. 26) als auch die GWL_V (Abb. 27) eine deutliche Überlegenheit gegenüber den heimischen Baumarten, wobei *Abies grandis* wiederum *Pseudotsuga menziesii* leicht überlegen ist. In Spalte 2 der beiden Grafiken (*Pseudotsuga menziesii*) ist außerdem der Vergleich von Douglasien-Fremdländerversuchen mit anderen Douglasienversuchen in der Nachbarschaft enthalten, nach dieser Darstellung bestehen bezüglich der Oberhöhenbonität und GWL_V quasi keine Unterschiede zwischen den beiden Gruppen.

Während die Oberhöhenbonität von *Larix kaempferi* bei vergleichbaren Wuchsbedingungen in etwa das Niveau von *Picea abies* und *Abies alba* erreicht, fällt die GWL_V aufgrund der niedrigeren Bestockungsdichte hinter die beiden Vergleichsbaumarten zurück. Gegenüber *Pseudotsuga menziesii* ist *Larix kaempferi* in beiden Wachstumsgrößen deutlich unterlegen. Auch *Picea sitchensis*, *Abies nordmanniana* und *Picea omorica* liegen sowohl in den Oberhöhenbonitäten als auch der GWL_V unter *Picea abies* und *Abies alba*. *Quercus robur* erreicht sowohl im Hinblick auf die Oberhöhenbonität als auch die GWL_V das Niveau von *Fagus sylvatica*, bleibt aber natürlich deutlich hinter *Pseudotsuga menziesii* und *Picea abies* zurück.

5 Literatur

- Abetz, P. (1975). Eine Entscheidungshilfe für die Durchforstung von Fichtenbeständen. Allgemeine Forst Zeitschrift 30 (33/34): 666-667.
- Assmann, E. (1961). Waldertragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. München, Bonn, Wien, BLV.
- Bauer, F. (1955). Roteichen-Ertragstafel, mäßige Durchforstung. In: Hilfstabellen für die Forsteinrichtung, Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, 1993, Stuttgart.
- Bösch, B. (2001). Neue Bonitierungs- und Zuwachshilfen. . Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung, Wissenstransfer in Praxis und Gesellschaft, FVA-Forschungstage. Freiburg. 18.
- Hein, S., et al. (2014). Höhenwachstum von *Abies grandis* in Baden-Württemberg. AFZ/Der Wald 3: 2.
- Johann, K. (1993). DESER-Norm 1993. Normen der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten zur Aufbereitung von waldwachstumskundlichen Dauerversuchen. Tagungsberichte der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten.

- Kahle, P. (2011). Führt beschleunigtes Wachstum zu schnellerem Altern? Tagungsberichte der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten, 101-108.
- Killius, R. (1931): Anbauversuche Fremdländischer Holzarten in badischen Waldungen nach dem Stand von 1929/30. Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen Badens, Freiburg i. Br., C.A. Wagner, 3, 124 S.
- Kublin, E., et al. (2010). Nichtparametrische Analyse des Höhenwachstums von Japanlärchen mit glättenden und penalisierten Splines - Methodische Aspekte. Allg. Forst u. J.-Ztg. 181(7/8): 143-155.
- Linnert, H. (1970): Der Fremdländeranbau in Baden-Württemberg. Auswertung der Erhebungen vom Jahre 1966. Mitteilungen der FVA Baden-Württemberg, 30, 51 S.
- LFV-Baden-Württemberg (1966). Hilfstabellen für die Forsteinrichtung - Teil I. Stuttgart.
- LFV Baden-Württemberg (1997): Versuchsanbauten mit nicht heimischen Baumarten. Historische Entwicklung in Baden-Württemberg. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Stuttgart, 79, 264 S.
- Nothdurft, A. (2012). Spatio-temporal prediction of site index based on forest inventories and climate change scenarios. Forest Ecology and Management 279: 15.
- Schober, R. (1953). Die japanische Lärche. Eine biologisch-ertragskundliche Untersuchung. Frankfurt am Main. Band 7/8.
- Seho, M. (2014). Schwarzkiefer und Douglasie: Wachstum und phänotypische Eigenschaften verschiedener Provenienzen - ein Beitrag zum Potential fremdländischer Baumarten als Ersatzbaumarten im Klimawandel. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. Dissertation: 167.
- Spellmann, H., et al. (2010). Verwendungsorientierte Managementstrategien für Buchen-Küstentannen-Mischbestände. Forst und Holz 65 (1).

6 Anhang

Tab. 4: Parameter und Bestimmtheitsmaße der Sloboda-Funktion zur Berechnung der Oberhöhenfächer

Baumart	Funktionsparameter			Kennwerte des Bestimmtheitsmaßes (R^2)			
	φ_1	φ_2	φ_3	Minimum	Mittelwert	Maximum	Std.-Abweichung
Abies grandis	0,7878	0,4563	1,0356	0,8623	0,9735	0,9987	0,0283
Abies nordmanniana	1,3382	1,6734	1,2696	0,9613	0,9768	0,9869	0,011
Larix kaempferi	1,4936	0,8187	1,8826	0,7608	0,9692	0,9975	0,0361
Quercus rubra	1,5799	1,6016	1,6055	0,8166	0,9566	0,9981	0,0436

Tab. 5: Parameter, Bestimmtheitsmaß und AIC der Polynom-Funktionen zur Berechnung der GWL

Baumart	Funktionsparameter				Bestimmtheitsmaß/AIC	
	Intercept	H_{100}	H_{100}^2	Alter	R^2	AIC
Abies grandis	-22,3988	-2,9167	0,9374		0,9869	678,9
Abies nordmanniana	-550,8677	62,1188	-0,6450		0,6813	258,6
Larix kaempferi	-71,8150	8,1204	0,6293		0,9283	1619,3
Quercus rubra	-172,8236	3,2309	0,4292	4,4308	0,9452	1968,4

Möglichkeiten der Berücksichtigung von Expertenwissen in verallgemeinerten additiven Regressionsmodellen dargestellt am Beispiel von longitudinalen Höhen-Durchmesser-Modellen für Fichte, Kiefer und Sandbirke in Norwegen

Matthias Schmidt¹, Johannes Breidenbach², Rasmus Astrup²

¹ Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung Waldwachstum, Göttingen

² Skog og Landskab, Norwegen

Kurzfassung

Der Beitrag beschreibt generalisierte additive Höhen-Durchmesser Modelle für Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.), Kiefer (*Pinus Sylvestris* L.) und Sandbirke (*Betula pendula* Roth) in Norwegen. Als Grundmodell wird eine reparametrisierte und linearisierte Version der Korf-Funktion (LAPPI 1997) verwendet. Datengrundlage sind landesweite Erhebungen der norwegischen nationalen Waldinventur (NNFI). Um potentielle nicht-lineare Effekte in den Modellen zu quantifizieren, wird die Methodik verallgemeinerter additiver gemischter Modelle *gamm* eingesetzt. Dabei wird der Grundflächenmittelstamm anstelle des Alters als longitudinale Kovariable verwendet, da letzteres in norwegischen Wäldern bzw. in der NNFI nur schwach mit der Entwicklungsstufe eines Bestandes korreliert ist. Die entwickelten Modelle können sowohl zur Höhenergänzung in forstlichen Inventuren als auch zur Fortschreibung der Baumhöhe in waldwachstumskundlichen Szenariosimulationen eingesetzt werden. Die Modelle können zusätzlich über die Vorhersage von Zufallseffekten lokal kalibriert werden, wenn ein oder mehrere gemessene Höhen-Durchmesser-Paare vorliegen. Basierend auf der Modellselektion nicht-beschränkter Modelle werden anschließend form-beschränkte additive Modelle (shape constraint additive models *scam*) parametrisiert, um Expertenwissen und sachlogische Zusammenhänge zu berücksichtigen bzw. bestimmte Effektverläufe wie beispielsweise Monotonie zu erzwingen. In Modellvergleichen wird gezeigt, dass die statistischen Kenngrößen der Modelle durch die Formbeschränkung nur geringfügig verändert, gleichzeitig aber plausible Schätzungen gewährleistet werden. Prinzipiell wird unterstellt, dass unplausible bzw. zu flexible Modelleffekte in additiven Modellen weniger methodisch sondern in qualitativ und quantitativ beschränkten Datengrundlagen begründet sind. Gleichzeitig sind über den gesamten Datenbereich balanzierte Datengrundlagen in der Waldwachstumsforschung eher die Ausnahme, so dass form-beschränkte additive Modelle in einer Vielzahl von Anwendungen zu methodischen Verbesserungen führen könnten.

Summary

Generalized height-diameter models based on a reparameterized version of the Korf function (LAPPI 1997) for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.), Scots pine (*Pinus Sylvestris* L.) and silver birch (*Betula pendula* Roth) in Norway are presented. The Norwegian national forest inventory (NNFI) is used as data base for model building. Generalized additive mixed models *gamm* are employed to detect and quantify potentially non-linear effects of predictor variables. In doing so the mean quadratic diameter serves as longitudinal covariate since stand age shows only a weak correlation with a stands developmental status in Norwegian forests (NNFI). The derived models enable tree height imputation in forest inventories as well as future tree height predictions in growth and yield scenario simulations. Moreover the models can be locally calibrated by predicting random effects if one to several measured height-dbh pairs are available. Based on the model selection of non-constraint models subsequently shape constraint additive models *scam* are built to incorporate expert knowledge and intrinsic relationships by enforcing certain effect patterns like monotonicity. Model comparisons demonstrate that the shape constraints lead to only marginal differences in statistical characteristics but ensure feasible model predictions. In general it is assumed that model effects in additive models which are unfeasible and too wiggly from an expert point of view are a result of quantitatively or qualitatively limited data bases rather than methodological limitations. On the other hand growth and yield data that are balanced over the whole data ranges with respect to all combinations of predictor variables are exceptional cases. Hence, *scam* could provide methodological model improvements in several applications.

1 Einleitung

Sowohl in waldwachstumskundlichen Szenariosimulationen als auch bei der Prognose der mittel- und langfristigen Waldentwicklung in der Forstplanung und in Holzaufkommensprognosen ist die Schätzung der Baumhöhe von zentraler Bedeutung. So basiert die Schätzung von Einzelbaumvolumina und -sortimenten über Schaftformfunktionen auf den Eingangsparametern Baumart, Brusthöhen-durchmesser (BHD) und Baumhöhe sowie gegebenenfalls weiteren Stammdurchmessern. Einzelbaumvolumina sind die Basis für alle Hochrechnungen des Vorrates aus Stichprobeninventuren für beliebige Auswertungseinheiten. Bei der Auswertung von forstlichen Stichprobeninventuren und der Generierung von realitätsnahen Startwerten zur Initialisierung von Wachstumssimulatoren kann bezüglich des BHD häufig auf vollständig erfasste Versuchsflächen oder zumindest (konzentrische) Probekreise zurückgegriffen werden. Baumhöhenmessungen sind weitaus kostenintensiver, so dass häufig nur wenige oder auch keine Messungen zur Verfügung stehen. Je nach Datenlänge werden bei Einzelmessungen Einheitshöhenkurven (KENNEL 1972, NAGEL 1991) und bei einer größeren Anzahl Messungen Bestandeshöhenkurven zur Baumhöhenschätzung als Funktion des BHD verwendet. In beiden Fällen handelt es sich um reine Datenergänzungswerkzeuge, die beispielsweise die Effekte von Standorts- und Bestandesvariablen auf die Höhen-Durchmesser-Beziehung nicht abbilden können. Verallgemeinerte Höhenkurven beschreiben derartige Effekte (LARSEN und HANN 1987, LÓPEZ et al. 2003, TEMESGEN und GADOW 2004), wobei häufig jedoch die Information gemessener Höhen-BHD Paare nicht für die lokale Kalibrierung der Höhenschätzung genutzt wird. Derartige kalibrierfähige verallgemeinerte Höhen-Durchmesser Modelle (H-D Modelle) lassen sich auf der Basis linearer oder nicht-linearer gemischter Modelle entwickeln, in denen Standort- und Bestandesvariablen als Kovariablen verwendet werden (LAPPI 1997, EERIKÄINEN 2003, MEHTÄTALO 2004). Die eigentliche Höhenfortschreibung erfolgt anschließend im Allgemeinen über Wachstumsfunktionen, die häufig auf dem Alters-Verlauf von Oberhöhenstämmen basieren, der für den Einzelbaum über zusätzliche Prädiktoren adaptiert wird (PRETZSCH 2009). Allerdings können verallgemeinerte H-D Modelle auch direkt zur Höhenfortschreibung eingesetzt werden, wenn eine longitudinale Kovariable wie das Alter oder der Grundflächenmittelstamm verwendet wird.

Im Rahmen dieses Beitrages werden H-D Modelle für Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.), Kiefer (*Pinus Sylvestris* L.) und Sandbirke (*Betula pendula* Roth) in Norwegen dargestellt, die für alle nachfolgend skizzierten Situationen eine optimale Höhenschätzung zu einem beliebigen BHD ermöglichen. Das gilt für den Fall, dass keine Höhenmessungen, wenige oder zahlreiche Messungen oder nur Messungen zu früheren Inventurzeitpunkten vorliegen. Weiterhin soll eine optimale Kombination der Informationen aus Bestandes- und Standortvariablen mit lokalen Höhenmessungen gewährleistet werden. Methodisch werden diese Anforderungen durch eine verallgemeinerte Höhen-Durchmesser Funktion erfüllt, die als gemischtes Modell parametrisiert wird. Gemischte Modelle ermöglichen die lokale Kalibrierung eines über feste Kovariablen-Effekte determinierten globalen Modells. Als Kovariablen standen vor allem Proxy- und nur wenige kausale Standortvariablen zur Verfügung. Um eine möglichst hohe Schätzgenauigkeit in den Fällen zu gewährleisten, in denen keine gemessenen BHD-Höhen Paare zur Verfügung stehen, werden hier komplexe lineare Prädiktoren in verallgemeinerten additiven gemischten Modellen *gamm* parametrisiert. Auch für Prognosen der zukünftigen Höhenentwicklung erscheint es sinnvoll, einen möglichst hohen Varianzanteil als Funktion von dynamischen d. h. zeitveränderlichen Kovariablen bzw. über deren feste Effekte zu beschreiben, weil angenommen werden kann, dass die Information gemessener BHD-Höhen Paare mit steigender Simulationsdauer zunehmend veraltet. Die Verwendung einer longitudinalen Variablen wie des Alters oder eines Bestandesmittelstammes erweitert dabei die Anwendungsmöglichkeiten des Modellansatzes von der Datenergänzung hin zur Höhenfortschreibung in Wachstumssimulationen. Die für bestimmte Datenbereiche der Kovariablen resultierenden unplausiblen Effekte der *gamm* werden abschließend durch die Definition von Monotonie-Nebenbedingungen in shape constraint additive models *scam* in – aus Expertensicht – plausible Verläufe gezwungen. Zusammenfassend soll der Modellansatz des longitudinalen H-D Modells Lösungen für die folgenden Anwendungsbereiche bieten:

- Höhenergänzung ohne repräsentative Höhen-Messungen unter Berücksichtigung von Standortspatparametern für Einzelbäume in der NNFI und für die Initialisierung von Wachstumssimulatoren, wobei für die Anwendung ein gemessener oder geschätzter BHD vorliegen muss.
- Mittelfristige Höhenfortschreibung in Holzaufkommensprognosen, Waldentwicklungsszenarien und waldbaulichen Szenariosimulationen unter Berücksichtigung von (nicht veränderlichen) Standorteigenschaften.
- Gewährleistung von plausiblen Höhenschätzungen durch die Implementierung von Monotonie-Nebenbedingungen für die festen Modelleffekte.
- Kalibrierfähigkeit des Modells, so dass die Höhenschätzungen und -fortschreibungen anhand von Höhen-Durchmesser-Messungen lokal angepasst werden können.
- Das Modell ist für ganz Norwegen anwendbar.

2 Daten

Als Datenbasis stand die norwegische nationale Forstinventur (NNFI) im Zeitraum 1986-2012 zur Verfügung. Die Daten weisen für alle drei untersuchten Baumarten sehr große Gradienten von potenziellen Kovariablen und ihren Kombinationen auf, was unter der Zielsetzung statistischer Modellentwicklungen bzw. allgemeingültiger, stabiler und plausibler Modellschätzungen als sehr vorteilhaft beurteilt werden kann (Tab. 1).

Tabelle 1: Statistische Kennwerte von Variablen, die für die Entwicklung der longitudinalen Höhen-Durchmesser-Modelle verwendet werden.

	Minimum	25 %-Quantil	Median	Mittelwert	75 %-Quantil	Maximum
Fichte						
BHD [cm]	5,0	11,8	18,1	19,4	25,5	75,5
H [m]	1,5	8,6	13,0	13,3	17,4	35,2
Dg [cm]	5,0	12,1	15,9	16,7	20,4	64,3
Seehöhe [m]	2,0	210,0	360,0	394,1	550,0	1065,0
BAL [m²/250 m²]	0,1	0,086	0,215	0,281	0,410	2,255
Bestandesalter [J]	2	40	70	78	115	359
Bodentiefenklasse [cm]	I	II	III	IV	Summe	
(nur Mineralböden)	0-25	25-50	50-100	>100		
Anzahl Bäume	4.695	17.118	16.075	30.538	71.551	
Kiefer						
BHD [cm]	5,0	15,0	22,2	22,9	29,8	83,1
H [m]	1,6	8,5	12,5	12,5	16,0	35,0
Dg [cm]	5,0	15,7	20,8	21,4	26,2	78,4
Seehöhe [m]	0,0	170,0	280,0	332,2	460,0	985,0
BAL [m²/250 m²]	0,1	0,049	0,149	0,197	0,293	1,468
Bestandesalter [J]	1	59	100	96	130	359
Bodentiefenklasse [cm]	I	II	III	IV	Summe	
(nur Mineralböden)	0-25	25-50	50-100	>100		
Anzahl Bäume	15.081	15.081	5.975	15.579	54.775	
Sandbirke						
BHD [cm]	5,0	7,5	10,6	12,2	15,1	80,0
H [m]	0,9	5,7	7,7	8,4	10,3	30,8
Dg [cm]	5,0	8,2	10,0	11,0	12,6	64,5
Seehöhe [m]	0,0	180,0	350,0	407,6	615,0	1130,0
BAL [m²/250 m²]	0,1	0,050	0,128	0,179	0,255	1,704
Bestandesalter [J]	1	50	75	75	95	359
Bodentiefenklasse [cm]	I	II	III	IV	Summe	
(nur Mineralböden)	0-25	25-50	50-100	>100		
Anzahl Bäume	8.031	15.996	12.753	22.332	59.112	

BHD: Durchmesser in 1,3 m Höhe; H: Baumhöhe; Dg: Durchmesser des Grundflächenmittelstammes;

BAL: Grundfläche stärkerer Bäume als der Bezugsbaum

Bei der NNFI handelt es sich um eine rollierende Inventur, bei der jährlich ungefähr ein Fünftel der Inventurpunkte erfasst wird. Die permanenten Stichprobenpunkte sind mit Ausnahme der Finnmark und der Gebirgshochlagen, in denen die Stichprobendichte geringer ist, in einem systematischen Raster von

aktuell 3 x 3 km angelegt. Von 1986-1993 wurden konzentrische Probekreise mit 100 m² für Bäume mit einem BHD von kleiner 20 cm und mit 250 m² für Bäume ab 20 cm BHD verwendet. Ab 1994 wurden Vollkreise mit einer Größe von 250 m² erfasst. Die Kluppschwelle beträgt zu allen Inventurzeitpunkten einheitlich 5 cm. Die Anzahl von H-D Wertepaaren steigt für alle drei Baumarten über der Zeit deutlich an (Abb. 1 links). Der Datenschwerpunkt liegt für alle drei Baumarten zwischen 200 und 250 m Seehöhe (Abb. 1 rechts). Insgesamt weisen Fichte und Sandbirke etwas gleichmäßigere Verteilungen über der Seehöhe auf als die Kiefer. Bei Fichte fällt der geringe relative Anteil in der untersten Höhenstufe, die überwiegend küstennahe Gebiete repräsentiert, und die Dominanz zwischen 300 und 600 m auf. Oberhalb von 800 m ist die Sandbirke die häufigste Baumart.

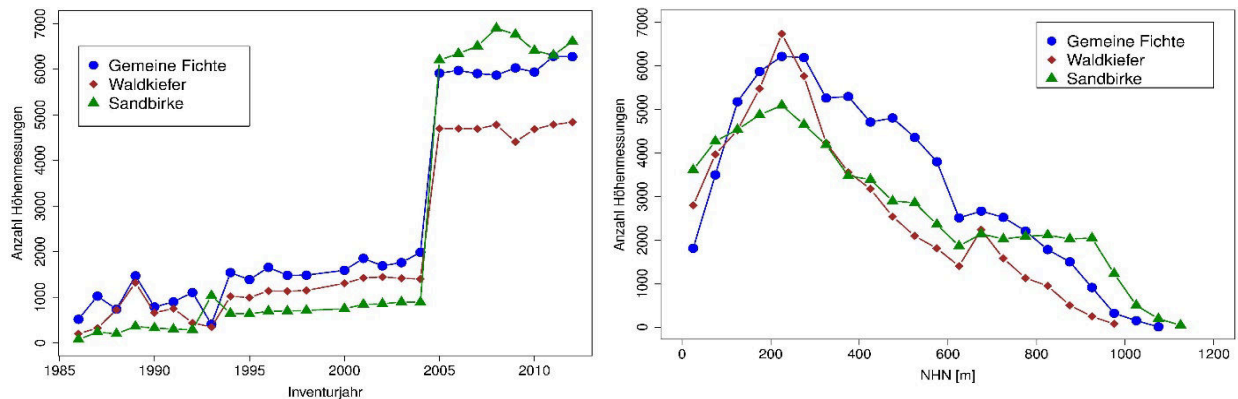


Abbildung 1: Stammzahlverteilungen nach Inventurzeitpunkten und Seehöhenstufen [50 m], wobei die Höhenstufen durch ihren Mittelwert bezeichnet sind.

Die größte regionale Verbreitung weist die Sandbirke auf, die sowohl die höchste natürliche Baumgrenze (Tab. 1) als auch die nördlichste Verbreitungsgrenze hat (Abb. 2, links). Die Kiefer weist ebenfalls eine große regionale Abdeckung auf (Abb. 2, Mitte), allerdings liegt die natürliche Baumgrenze deutlich tiefer (Tab. 1) und in den Provinzen Nordland, Troms und Finnmark ist das Vorkommen deutlich seltener. Die Fichte weist in der Datenbasis eine höhere natürliche Baumgrenze (Tab. 1) aber geringere nördliche Verbreitungsgrenze als die Kiefer auf (Abb. 2 rechts). Deutlicher als bei den beiden anderen Baumarten werden zwei Verbreitungsschwerpunkte in Südostnorwegen östlich der Hauptwasserscheide und in der Provinz Nord-Trøndelag sowie Teilen von Sør-Trøndelag deutlich. Auffällig ist die geringe Verbreitung im Bereich der Westküste in Süd- und Mittelnorwegen, wo die Fichte nicht zur potentiellen natürlichen Vegetation gehört. Insgesamt kann für die Fichte auf 71.551, für die Kiefer auf 54.775 und für die Sandbirke auf 59.112 H-D Datensätze mit den zugehörigen Kovariablenvektoren zurückgegriffen werden (Tab 1). Bei den auf dieser Datenbasis entwickelten Modellen treten somit unter den aktuellen Wuchsbedingungen und innerhalb der aktuellen Verbreitungsgrenzen kaum Schätzungen im Extrapolationsbereich auf.

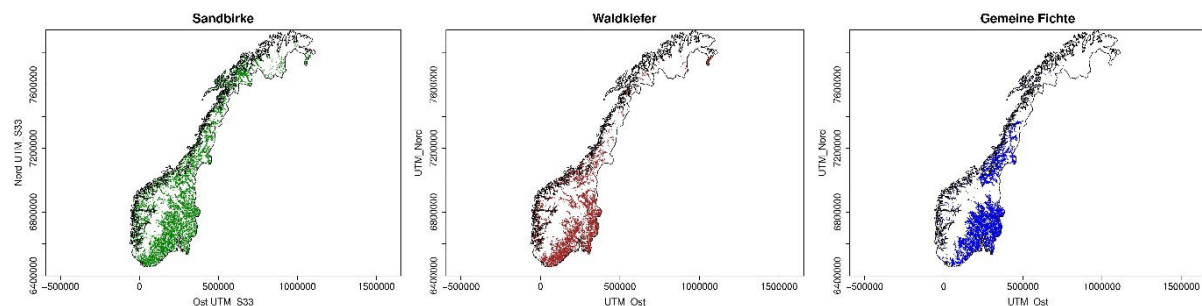


Abbildung 2: Regionale Verbreitung von Sandbirke, Kiefer und Fichte in der Norwegischen nationalen Waldinventur.

3 Methoden

Die Modellentwicklung gliedert sich in mehrere Schritte. In einem ersten Schritt werden verallgemeinerte additive gemischte Modelle *gamm* parametrisiert, um Kovariablen mit signifikanten Effekten zu identifizieren und die Modelleffekte auf Nichtlinearität zu prüfen. Basierend auf dieser unbeschränkten Modellauswahl werden die Modelleffekte auf ihre Plausibilität hin überprüft und gegebenenfalls bestimmte Bedingungen wie Monotonie spezifiziert und form-beschränkte additive Modelle *scam* parametrisiert sowie die Auswirkungen auf statistische Kenngrößen im Vergleich mit den unbeschränkten Modellen untersucht. Eine direkte Parametrisierung von form-beschränkten additiven gemischten Modellen *scamm* ist aufgrund ihrer Rechenintensität derzeit nur für geringere Datenmengen und Anzahlen an Datenklustern d.h. Stichprobenpunkten möglich. Zur Entwicklung kalibrierfähiger Modelle werden daher verallgemeinerte lineare gemischte Modelle *glmm* parametrisiert, in welche die bedingten Erwartungswerte der Prognosen auf Basis der *scam* als 'a priori'-Informationen eingehen. Die Spezifizierung als gemischtes Modell ermöglicht die Aufteilung der Gesamtvarianz auf verschiedene Hierarchieebenen und damit die Kalibrierung eines mittleren Populationsmodells anhand zusätzlicher H-D Messungen. Durch die Integration des Grundflächenmittelstammes *Dg* als Kovariable erhalten die Modelle ihren longitudinalen 'längsgerichteten' Charakter. Somit kann die Verlagerung der H-D Beziehung über der Zeit als Funktion der Entwicklungsstufe eines Bestandes beschrieben werden. Auch wenn die longitudinale Verlagerung der statischen H-D Beziehung nicht mit einer Beschreibung des Höhenwachstums verwechselt werden darf, bietet der Ansatz somit eine Möglichkeit zur standort-sensitiven Höhenfortschreibung in Wachstumssimulationen.

Die Auswahl des Grundmodells bzw. der konkreten Höhen-Durchmesser-Funktion, ist von entscheidender Bedeutung für das auf diesem Grundmodell aufbauende longitudinale H-D Modell. Hier wird eine von LAPPI (1997) entwickelte spezielle Form der Korf-Funktion (z.B. ZEIDE 1993) verwendet, die sich dadurch auszeichnet, dass ihre Parameter biologisch interpretierbar sind und eine vergleichsweise geringe Korrelation aufweisen. Diese Eigenschaften sind besonders vorteilhaft, wenn wie im vorliegenden Fall die Parameter und damit die Realisationen von Höhenkurven als Funktion von Standorts, Bestandes- und Einzelbaumvariablen beschrieben werden sollen. MEHTÄTALO (2004/2005) baut auf den Überlegungen von LAPPI (1997) auf und adaptiert das Modell für Fichte, Kiefer und Birke in Finnland. Die hier verwendete Grundversion der Korf-Funktion (Formel 1) ist eine Alternative der häufiger verwendeten Variante, bei der die Brusthöhe (1.3 m) von der Baumhöhe subtrahiert wird. Um zu verhindern, dass der Erwartungswert der Höhe für sehr kleine BHD den Wert Null annimmt, addiert LAPPI (1997) einen geringen konstanten Wert λ zum BHD, wobei $BHD + \lambda$ als der zugehörige Durchmesser auf Bodenhöhe interpretiert werden kann. Die Funktion wird von LAPPI (1997) anschließend reparametrisiert (Formel 2), da die Erwartungswerte und Standardfehler der ursprünglichen 'linearen' Parameter *A* und *B* stark korreliert sind und der Trend von *B* über dem Alter schlecht zu interpretieren ist. Diese Reparametrisierung auf der Basis der Erwartungswerte der logarithmierten Baumhöhe für Bäume mit 30 bzw. 10 cm BHD (Formel 2/2.1) führt zur erwünschten biologischen Interpretierbarkeit der Parameter sowie einer deutlich reduzierten Abhängigkeit. Dabei lässt sich der Parameter *A* als der Erwartungswert vom natürlichen Logarithmus der Höhe eines Baumes mit 30 cm BHD und der Parameter *B* als die Differenz zwischen den Erwartungswerten von $\ln(\text{Baumhöhe})$ eines 30 cm und eines 10 cm starken Baumes der jeweiligen Baumart interpretieren. Die Parameter *A*, *B*, *C* und λ werden in diesem Beitrag als originäre Parameter (der Korf-Funktion) bezeichnet, um sie von den Parametern der später im Modell integrierten Standort-, Bestandes- und Einzelbaumeffekte zu unterscheiden.

$$\ln(h_{kti}) = A_{kt} - B_{kt}(BHD_{kti} + \lambda)^{(-C)} + \varepsilon_{kti} \quad [1]$$

$$\ln(h_{kti}) = A_{kt} - B_{kt}x_{kti} + \varepsilon_{kti} \quad [2]$$

$$\text{mit:} \quad x_{kti} = \frac{(BHD_{kti} + \lambda)^{(-C)} - (30 + \lambda)^{(-C)}}{(10 + \lambda)^{(-C)} - (30 + \lambda)^{(-C)}} \quad [2.1]$$

und:

h_{kti} : Baumhöhe von Baum i an Stichprobenpunkt k zum Inventurzeitpunkt t

BHD_{kti} : BHD von Baum i an Stichprobenpunkt k zum Inventurzeitpunkt t

$A_{kt}, B_{kt}, \lambda, C$: originäre Parameter des Höhen-Durchmesser-Modells für Stichprobenpunkt k zum Zeitpunkt t

Im Anhalt an LAPPI (1997) wird die Funktion (Formel 2) anschließend linearisiert, indem iterativ die Kombination von λ und C bestimmt wird, bei der das zugehörige Modell den geringsten AIC aufweist. Ein grundlegender Unterschied zur Vorgehensweise von LAPPI (1997) und MEHTÄTALO (2004) resultiert hier aus der verwendeten Datengrundlage. Sowohl LAPPI (1997) als auch MEHTÄTALO (2004) nutzen Versuchsflächen, die aufgrund der großen Anzahl von H-D Wertepaaren eine WLS-Schätzung separater H-D Kurven zu jedem Versuch und Aufnahmezeitpunkt zulassen. Aus diesen individuellen Parametrisierungen leitet LAPPI (1997) sowohl die optimale Parameterkombination für λ und C als auch daran anschließend Alterstrends für die Parameter A und B ab. Demgegenüber erfolgt die Auswahl der optimalen Kombination von λ und C in der vorliegenden Untersuchung über ein auf der reparametrisierten Korf-Funktion (Formel 2) basierendes *glmm*, mit Zufallseffekten auf Plotebene für die Parameter A und B (Formel 2.2), da die Anzahlen an Messungen je Stichprobenpunkt in der NNFI nur ausnahmsweise Anpassungen stabiler individueller plotspezifischer Modelle zulassen würden. Dabei stellte sich auch heraus, dass die Zufallseffekte auf der Ebene der Inventurzeitpunkte innerhalb der Plotebene nicht signifikant sind.

$$\ln(E[h_{kti}]) = A - Bx_{kti} + \alpha_k + \beta_k x_{kti} \quad [2.2]$$

$h_{kti} \sim \text{Gamma}$

mit:

x_{kti} : entsprechend Formel 2.1 reparametrisierter BHD von Baum i an Stichprobenpunkt k zum Inventurzeitpunkt t

h_{kti} : Baumhöhe von Baum i an Stichprobenpunkt k zum Inventurzeitpunkt t

A, B : Erwartungswerte der Parameter des Höhen-Durchmesser-Modells (reparametrisierte Korf-Funktion)

α_k, β_k : Zufallseffekte auf Ebene des Stichprobenpunktes mit Mittelwert 0 und konstanter Varianz

Im Rahmen dieses Beitrages werden alle Modelle als *glmm* bzw. *gamm* mit logarithmischer Verknüpfungsfunktion und *Gamma*-Verteilungsannahme parametrisiert. Dieser Ansatz entspricht einem log-linearen Modell, wobei jedoch bei der Rücktransformation kein Transformationsbias auftritt. Die iterative Parametersuche für λ und C für die gesamten Datensätze von Fichte, Kiefer und Sandbirke mit 5613, 5219 und 7606 Stichprobenpunkten stellte sich als zu rechenaufwendig heraus. Stattdessen wurden 20 Stichproben mit jeweils 500 Stichprobenpunkten aus den Gesamtdatensätzen gezogen und Modelle mit unterschiedlichen Parameterkombinationen von λ und C parametrisiert (Formel [2.2]). Für jede Parameterkombination wurden die AIC-Werte der 20 Modelle anschließend gemittelt und die optimale Parameterkombination anhand des niedrigsten Mittelwertes bestimmt. Ausgehend von den optimalen Werten die MEHTÄTALO (2004, 2005) für Fichte ($\lambda=7, C=1.564$) und Birke ($\lambda=6, C=1.809$) er-

mittelt, wurde λ im Intervall $[3, 20]$ (Schrittweite 1) und C im Intervall $[0.3, 2.5]$ (Schrittweite 0.1) variiert und sämtliche resultierenden Kombinationen geprüft.

Im Gegensatz zu LAPPI (1997) erfolgt die weitere Variablen- bzw. Modellselektion dann in einem Schritt mit Hilfe von *gamm*, ohne dass die Effekte des Alters bzw. des Dg auf die originären Parameter A und B zuvor ermittelt und approximiert werden. LAPPI (1997) unterstellt dagegen, dass die Effekte weiterer Kovariablen auf die Parameter der approximierten Alterseffekte wirken und linear sind. Hier werden alle weiteren Kovariableneffekte simultan mit den Effekten des Alters bzw. des Dg geschätzt, wobei die Effekte durch die logarithmische Verknüpfungsfunktion multiplikativ exponentiell auf die Baumhöhe wirken (Formel 3). Modelleffekte auf den originären Parameter A sind mit $f_{1a} \dots f_{na}$ bzw. f_{spa} bezeichnet. Die auf den originären Parameter B wirkenden Terme werden über sogenannte variierende Koeffiziententerme $f_{1b} \dots f_{nb}$ beschrieben. Über die simultane Modellierung der zweidimensionalen Trendfunktion $f_{spa}(RW_k, HW_k)$ und der Zufallseffekte auf Plotebene (α_k, β_k) erfolgt eine Auftrennung der räumlichen Autokorrelation in einen strukturierten und einen unstrukturierten räumlichen Effekt (BREZGER und LANG 2006). Ersterer erfasst die großräumige Autokorrelation während letzterer die kleinräumige Ähnlichkeit innerhalb der Stichprobenpunkte beschreibt.

$$\ln(E[h_{kti}]) = f_{1a}(x_1) + f_{2a}(x_2) + \dots + f_{na}(x_n) + f_{spa}(RW_k, HW_k) + f_{1b}(x_1)x_{kti} + \dots + f_{nb}(x_n)x_{kti} + \alpha_k + \beta_k x_{kti} \quad [3]$$

$h_{kti} \sim \text{Gamma}$

mit:

- h_{kti} : Baumhöhe von Baum i an Stichprobenpunkt k zum Inventurzeitpunkt t
- x_{kti} : entsprechend Formel 2.1 reparametrisierter BHD von Baum i an Stichprobenpunkt k zum Inventurzeitpunkt t
- $x_1 \dots x_n$: Kovariablen mit eindimensionalen Effekten auf das Niveau (originärer Parameter A) und die Steigung der H-D Beziehung (originärer Parameter B)
- RW_k, HW_k : Rechtswert und Hochwert von Stichprobenpunkt k (UTM-Koordinaten)
- $f_{1a}(x_1) \dots f_{na}(x_n)$: eindimensionale penalisierte Regressionssplines zur Beschreibung des Niveaus der H-D Beziehung (originärer Parameter A)
- $f_{1b}(x_1) \dots f_{nb}(x_n)$: eindimensionale penalisierte Regressionssplines zur Beschreibung der Steigung der H-D Beziehung (originärer Parameter B)
- f_{spa} : zweidimensionaler penalisierter Regressionsspline mit thin-plate Basis zur Erfassung eines strukturierten räumlichen Effektes auf das Niveau der H-D Beziehung (originärer Parameter A)
- α_k, β_k : Zufallseffekte auf Ebene des Stichprobenpunktes mit Mittelwert 0 und konstanter Varianz

Die resultierenden Modelleffekte werden anschließend unter sachlogischen Aspekten geprüft und es werden gegebenenfalls Monotoniebedingungen definiert, um plausible Verläufe zu erzwingen. Ein *scamm* zur Beschreibung der H-D Beziehung mit Monotoniebedingungen für sämtliche 1-dimensionalen Effekte lässt sich wie folgt beschreiben, wobei alle monotonen Modelleffekte mit m statt f gekennzeichnet werden:

$$\ln(E[h_{kti}]) = m_{1a}(x_1) + m_{2a}(x_2) + \dots + m_{na}(x_n) + f_{spa}(RW_k, HW_k) + m_{1b}(x_1)x_{kti} + \dots + m_{nb}(x_n)x_{kti} + \alpha_k + \beta_k x_{kti} \quad [4]$$

$h_{kti} \sim \text{Gamma}$

mit abweichend zu Formel 3:

- $m_{1a}(x_1) \dots m_{na}(x_n)$: eindimensionale monotone penalisierte Regressionssplines zur Beschreibung des Niveaus der H-D Beziehung (originärer Parameter A)
- $m_{1b}(x_1) \dots m_{nb}(x_n)$: eindimensionale monotone penalisierte Regressionssplines zur Beschreibung der Steigung der H-D Beziehung (originärer Parameter B)

Für die Parametrisierung der *gamm* ist aufgrund der sehr umfangreichen Datenbasis mit mehreren tausend Stichprobenpunkten eine Parallelisierung bei der QR-Faktorisierung notwendig. Die Parametrisierung sämtlicher *gamm* erfolgte mit Hilfe der R-Bibliothek (R Core Team 2014) *mgcv* (WOOD 2004, 2006, 2011), die paralleles Rechnen ermöglicht. Die Parametrisierung der *scam* erfolgte mit Hilfe der R-Bibliothek *scam* (PYA 2015), die auf der Bibliothek *mgcv* basiert und auch eine Parametrisierung von *scamm* ermöglicht. Paralleles Rechnen wird von der Bibliothek *scam* bisher nicht

unterstützt, so dass in der vorliegenden Untersuchung ein zweistufiges Verfahren angewendet wird. In einem ersten Schritt werden *scam* parametrisiert (Formel 5), deren Schätzungen bedingter Erwartungswerte als einzige Kovariable in verallgemeinerte lineare Modelle *glmm* eingehen (Formel 6). Die resultierenden *glmm* ermöglichen anschließend eine lokale Kalibrierung anhand von BHD-Höhen Messungen, wobei die Wirkungsmuster der formbeschränkten Modelleffekte erhalten bleiben. Da die *glmm* auf den *scam* aufbauen, werden sie im Weiteren als *scam(m)* bezeichnet.

$$\ln(E[h_{kti}]) = m_{1a}(x_1) + m_{2a}(x_2) + \dots + m_{na}(x_n) + f_{spa}(RW_k, HW_k) + m_{1b}(x_1)x_{kti} + \dots + m_{nb}(x_n)x_{kti} \quad [5]$$

$$\ln(E[h_{kti}]) = \widehat{\ln(E[h_{kti}])}_{scam} + \alpha_k + \beta_k x_{kti} \quad [6]$$

$h_{kti} \sim \text{Gamma}$

mit abweichend zu Formel 3:

- $\widehat{\ln(E[h_{kti}])}_{scam}$: Bedingter Erwartungswert der Prognose mit Hilfe des formbeschränkten verallgemeinerten additiven Modells *scam* (Formel 5) von Baum *i* an Stichprobenpunkt *k* zum Inventurzeitpunkt *t*
- $m_{1a}(x_1) \dots m_{na}(x_n)$: eindimensionale monotone penalisierte Regressionssplines zur Beschreibung des Niveaus der H-D Beziehung (originärer Parameter *A*)
- $m_{1b}(x_1) \dots m_{nb}(x_n)$: eindimensionale monotone penalisierte Regressionssplines zur Beschreibung der Steigung der H-D Beziehung (originärer Parameter *B*)

4 Ergebnisse/Diskussion

Innerhalb des geprüften Parameterraumes ergab sich für Fichte die optimale Kombination von $\lambda=20$ und $C=2.5$, für Kiefer von $\lambda=19$ und $C=2.5$ und für Sandbirke von $\lambda=16$ und $C=2.4$ (Abb. 3). Für alle drei untersuchten Baumarten wurde deutlich, dass verschiedene Parameterkombinationen AIC-Werte im Bereich des Minimums aufweisen. Die ermittelten Optima liegen je nach Baumart für einen oder beide Parameter an den Grenzen des überprüften Parameterraumes, so dass davon ausgegangen werden kann, dass sich das eigentliche Optimum bei noch höheren Werten von λ und *C* befindet. Weitere Verbesserungen wären allerdings nur marginal, wie am Gradienten der Entwicklung der AIC-Werte im untersuchten Parameterraum erkennbar ist. Zu den von MEHTÄTALO (2004/2005) ermittelten optimalen Parameterkombinationen treten relativ große Abweichungen auf. Allerdings würden die von MEHTÄTALO (2004/2005) ermittelten Optima bei Anwendung auf die NNFI auch zu relativ niedrigen AIC-Werten führen (Abb. 3). Für Kiefer wurde der Parameter *C* von MEHTÄTALO (2005) in Abhängigkeit vom *Dg* modelliert, so dass in diesem Fall kein konstantes Wertepaar zu Vergleichszwecken zur Verfügung stand.

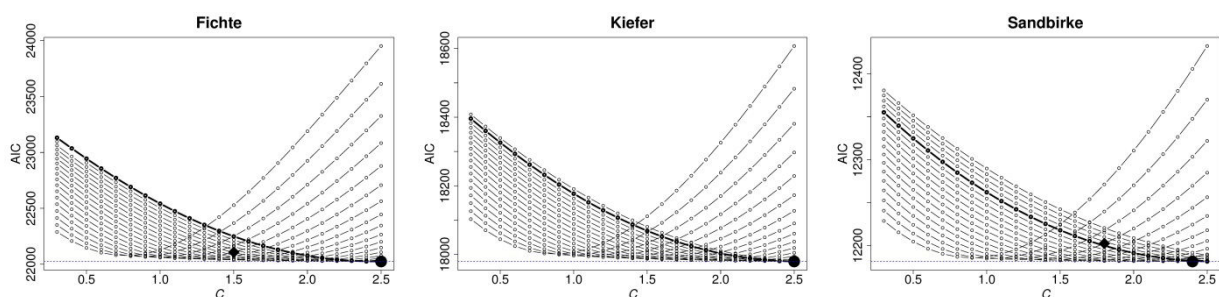


Abb. 3: AIC-Werte der *glmm* (Formel 2.2) zur iterativen Bestimmung optimaler Parameterkombinationen von *C* und λ für Fichte, Kiefer und Sandbirke. Die punkt-gestrichelten Linien verbinden Werte mit einheitlichen Werten für λ , das zwischen 3 und 20 (Schrittweite 1) variiert wird. Der Parameter *C* wurde zwischen 0.3 und 2.5 (Schrittweite 0.1) variiert. Die schwarzen vergrößerten Vollkreise markieren die Parameterkombinationen mit den baumarten-spezifischen minimalen AIC-Werten. Die schwarzen Rauten kennzeichnen die AIC-Werte, die bei Anwendung der von MEHTÄTALO (2004, 2005) in Finnland ermittelten Optima für Fichte und Sandbirke resultieren würden.

Im Rahmen der Modellselektion unbeschränkter *gamm* wurden der Grundflächenmittelstamm *Dg*, der Konkurrenzindex *BAL* (Summe der Grundflächen aller stärkeren Bäume als der Bezugsbaum), die Seehöhe *NHN*, die Bodentiefe *BT* sowie die regionale Lage (*RW*, *HW*) als Kovariablen mit einem signifikanten Effekt auf den originären Parameter *A* ausgewählt. Nur der *Dg* wies zusätzlich einen signifikanten Effekt auf die Steigung der H-D Beziehung bzw. den originären Parameter *B* auf.

$$\ln(E[h_{kti}]) = f_{1a}(Dg_{kt}) + f_{2a}(NHN_k) + f_{3a}(BAL_{kti}) + BT_k^T \Phi_{BT} + f_{spa}(RW_k, HW_k) + f_{1b}(Dg_{kt})x_{kti} + \alpha_k + \beta_k x_{kti} \quad [7]$$

$h_{kti} \sim \text{Gamma}$

mit:

- h_{kti} : Baumhöhe von Baum i an Stichprobenpunkt k zum Inventurzeitpunkt t
- x_{kti} : entsprechend Formel 2.1 reparametrisierter BHD
- Dg_{kt} : Grundflächenmittelstamm von Stichprobenpunkt k zum Inventurzeitpunkt t
- NHN_k : Seehöhe von Stichprobenpunkt k
- BAL_{kti} : "Basal area larger" (Summe der Grundflächen aller stärkeren Bäume als der Bezugsbaum) von Baum i an Stichprobenpunkt k zum Inventurzeitpunkt t
- BT_k : Bodentiefenklasse von Stichprobenpunkt k : I 0-25 cm, II 25-50 cm, III 50-100 cm, IV >100 cm
- RW_k, HW_k : Rechtswert und Hochwert von Stichprobenpunkt k (UTM-Koordinaten)
- $f_{1a}(\cdot) \dots f_{3a}(\cdot)$: eindimensionale penalisierte Regressionssplines zur Beschreibung des Niveaus der H-D Beziehung
- $f_{1b}(\cdot)$: eindimensionaler penalisierter Regressionsspline zur Beschreibung der Steigung der H-D Beziehung
- Φ_{BT} : Vektor von Regressionskoeffizienten der Bodentiefenklassen
- f_{spa} : zweidimensionaler penalisierter Regressionsspline mit thin-plate Basis zur Erfassung eines strukturierten räumlichen Effektes
- α_k, β_k : Zufallseffekte auf Ebene des Stichprobenpunktes mit Mittelwert 0 und konstanter Varianz

Die eindimensionalen Effekte aller kontinuierlichen Kovariablen auf die originären Parameter A und B sind für alle drei Baumarten mehr oder weniger nicht-linear (Abb. 4). Bei der Modellierung mit Hilfe von *scam(m)* ist die Beurteilung der nicht beschränkten Modelleffekte der *gamm* Teil der Modellbildung, da entschieden werden muss, inwieweit plausible Modelleffekte über die Vorgabe von Beschränkungen erzwungen werden sollen. Bei allen drei Baumarten muss der ab stärkeren Dimensionen abnehmende Effekt des Dg auf den originären Parameter A als für Vorhersagen unerwünscht beurteilt werden, da bei Fichte ab ca. 25 cm und bei Kiefer und Birke ab ca. 40 cm Dg abnehmende Niveaus der Höhenkurven mit steigendem Dg prognostiziert würden (Abb. 4). Als Ursache für dieses häufig auftretende Muster kann unterstellt werden, dass der Anteil ungünstiger Standorte in Beständen mit hoher Entwicklungsstufe deutlich höher ist als in jüngeren Beständen, da diese Standorte im Mittel eine schlechtere Erschließung und Bewirtschaftungsintensität und damit eine geringere Endnutzungsrate aufweisen dürften. Auch kann unterstellt werden, dass die ungünstigen Standorte aufgrund geringerer Baumhöhen eine geringere Vulnerabilität gegenüber Stürmen aufweisen, so dass ihr Anteil auch aus diesem Grund mit zunehmender Entwicklungsstufe ansteigt.

Die Effekte des BAL , der NHN und der Kategorien der BT auf den originären Parameter A können als plausibel beurteilt werden. So weisen alle drei Baumarten monoton abnehmende Effekte mit ansteigender NHN auf (Abb. 4). Unter den norwegischen Wuchsbedingungen kann davon ausgegangen werden, dass die NHN in erster Linie eine Proxy-Variable für die Temperatur ist, die mit steigender NHN abnimmt. Gleichzeitig können die mit steigender NHN ansteigenden Niederschlagsmengen den begrenzenden Faktor der Temperatursumme nicht oder kaum kompensieren. Darüber hinaus treten in Norwegen auch in den kontinentaler geprägten Landesteilen kaum ausgedehnte Trockenperioden auf, so dass die Niederschlagsmengen selten ein limitierender Wachstumsfaktor sind. Auch der für alle drei Baumarten schwache Gradient zwischen 0 und etwa 150 m NHN kann als plausibel beurteilt werden, da davon ausgegangen werden kann, dass die Wuchsbedingungen in diesem Seehöhenbereich bei ansonsten konstanten Einflussfaktoren noch relativ einheitlich sind.

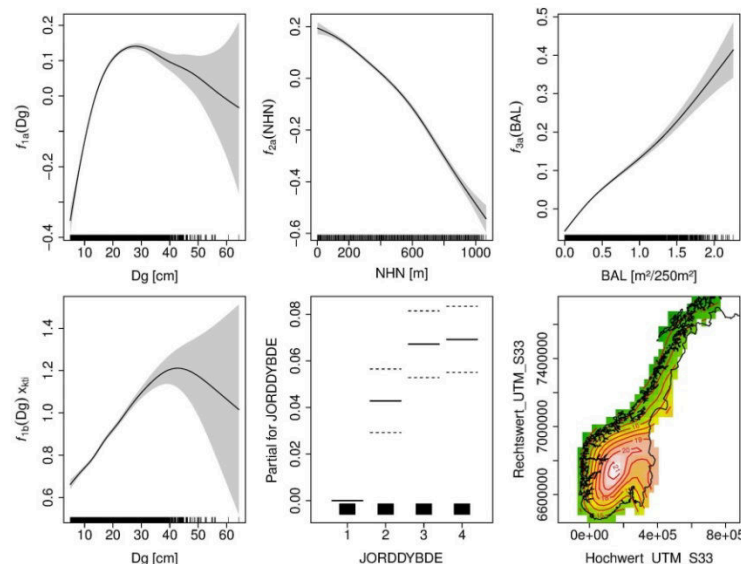
Der Effekt des BAL ist einheitlich monoton steigend, mit einer je nach Baumart mehr oder weniger deutlich degressiven Tendenz, die bei Kiefer am stärksten ausgeprägt ist. Der BAL ist ein einfacher Konkurrenzindex zur Beschreibung der sozialen Stellung eines Baumes. Bei der Beurteilung des Effektes wird unterstellt, dass mit steigendem BAL bzw. steigender Konkurrenz das Licht zu einem begrenzenden Wachstumsfaktor wird. Somit verschiebt sich mit steigendem BAL die Relation von Höhen- zu Dickenwachstum zugunsten des Höhenwachstums und mit sinkender sozialer Stellung eines Baumes werden

bei sonst konstanten Kovariablen größere Baumhöhen prognostiziert (Abb. 4). Mit sinkendem *BAL* steigt der soziale Rang eines Baumes, so dass mit steigendem sozialen Rang bei sonst konstanten Kovariablen geringere Baumhöhen prognostiziert werden (Abb. 4). Als Ursache dafür kann unterstellt werden, dass herrschende und vorherrschende Bäume sowie im Extremfall Solitärbäume aus Stabilitätsgründen zunehmend in das Dicken- anstelle des Höhenwachstums investieren. Durch die Wahl des *BAL* als Konkurrenzindex wird weiterhin implizit unterstellt, dass die H-D Relation durch die Entnahme und Mortalität von Bäumen, die schwächer als der Bezugsbaum sind, nicht beeinflusst wird.

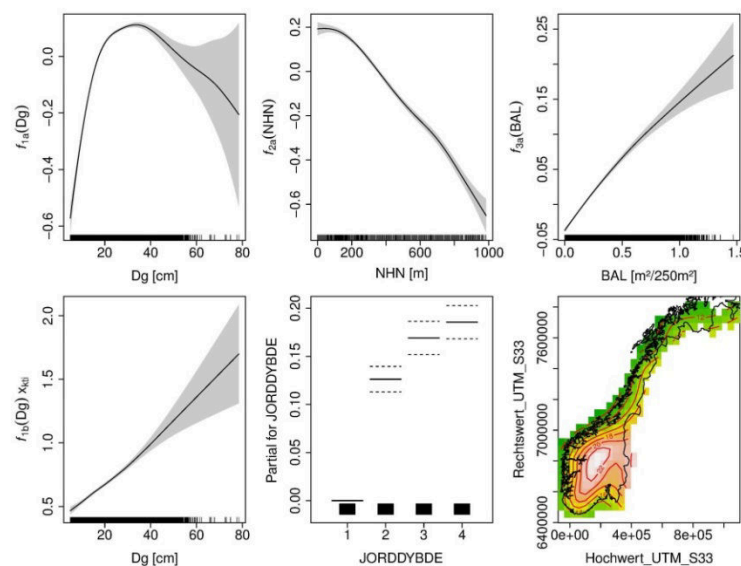
Alle drei Baumarten weisen mit zunehmender Bodentiefe (*BT*-Stufen) steigende Effekte auf, wobei bei Kiefer und Birke zwischen den Stufen *III* und *IV* und bei Fichte zwischen den Stufen *II*, *III* und *IV* keine signifikanten Unterschiede auftreten. Die Rangfolge ist plausibel, da im Mittel mit zunehmender Bodentiefe günstigere Bedingungen bzgl. des Bodenwasserhaushaltes und der Nährstoffversorgung unterstellt werden können. Auch das deutlich geringere Niveau der sehr flachgründigen Standorte der *BT*-Stufe *I* kann als plausibel beurteilt werden.

Der Effekt des *Dg* auf den originären Parameter *B* weist bei Fichte im Bereich höherer *Dg* einen unplausiblen weil abnehmenden Verlauf auf. Der Verlauf würde ab ca. 45 cm zu einer Abnahme der Steigung der H-D Funktion führen. Als Ursache können ähnliche Zusammenhänge wie für den Effekt auf den originären Parameter *A* vermutet werden. Bei Kiefer ist dieser Effekt annähernd linear steigend und bei Birke monoton steigend mit degressiver Tendenz.

Fichte



Kiefer



Sandbirke

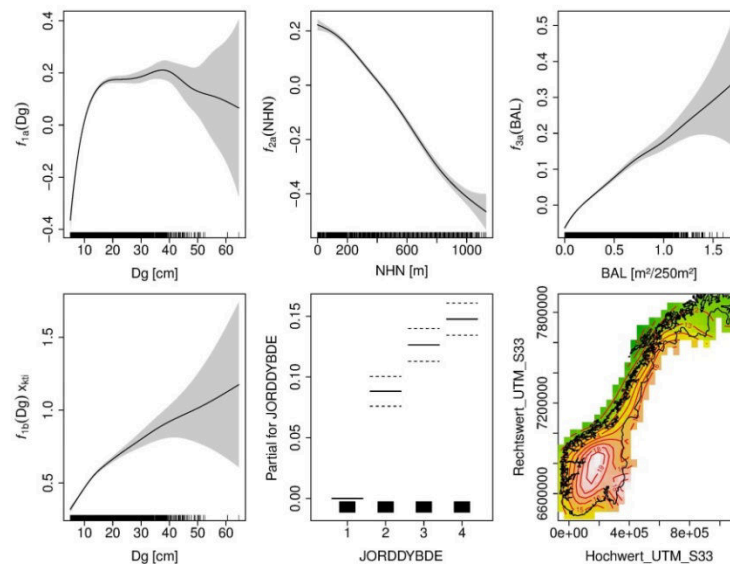


Abbildung 4: Eindimensionale Modelleffekte der nicht formbeschränkten gamm (Formel 7) auf den originären Parameter A und den originären Parameter B [$f_{1b}(Dg) \times_{kti}$] für Fichte, Kiefer und Sandbirke. Zusätzlich ist eine Schätzung unter konstanten Prädiktoren ($BHD=20$ cm, $NHN=300$ m, $Dg=25$ cm, $BAL=0.5$ m²/250m², $BT=III$) aber variierender regionaler Lage zur Darstellung des zweidimensionalen Effektes $f_{sp\ a}(RW_k, HW_k)$ abgebildet (jeweils untere Zeile rechts).

Die Modellierung einer räumlichen Trendfunktion $f_{sp\ a}(RW_k, HW_k)$ zur Erfassung großräumig korrelierter Wachstumsunterschiede, die sich nicht über die übrigen Kovariablen beschreiben lassen, führt zu einer deutlichen Verbesserung der Modellgüte bei allen Baumarten. Dabei werden mutmaßlich neben den Nord-Süd-Gradienten der Temperatursumme und der Vegetationszeitlänge vor allem der Effekt der Distanz zur Küste und die damit verbundenen Standortsunterschiede abgebildet. Auch kann vermutet werden, dass Effekte weiterer kausaler Faktoren, wie z. B. großräumiger geologischer Unterschiede durch die Proxy-Variable der regionalen Lage subsummiert werden.

Wird das Bestandesalter anstelle des Grundflächenmittelstamms als longitudinale Kovariable verwendet (Formel 7.1), so verschlechtert sich die Modellgüte für alle Baumarten deutlich, wobei hier exemplarisch die Fichte dargestellt wird (Abb. 5).

$$\ln(E[h_{kti}]) = f_{1a}(BA_{kti}) + f_{2a}(NHN_k) + f_{3a}(BAL_{kti}) + BT_k^T \Phi_{BT} + f_{sp\ a}(RW_k, HW_k) + f_{1b}(BA_{kti}) \times_{kti} + \alpha_k + \beta_k \times_{kti} \quad [7.1]$$

$h_{kti} \sim \text{Gamma}$

mit abweichend zu Formel 7:

BA_{kti} : baumart-unspezifisches Bestandesalter am Stichprobepunkt k zum Inventurzeitpunkt t

Die Effekte des Bestandesalters auf die originären Parameter A und B sind wenig sensitiv und weisen unplausible Verläufe auf (Abb. 5). In diesem Zusammenhang muss darauf hingewiesen werden, dass die Vorgabe von Nebenbedingungen in $scam(m)$ nur in Fällen angewendet werden sollte, in denen für die unbeschränkten Effektverläufe grundsätzlich plausible Muster erkennbar sind. Die Vorgabe von Nebenbedingungen dient lediglich der Unterdrückung einer zu hohen und unplausiblen Flexibilität insbesondere an den Rändern der Datenbereiche der Kovariablen. Die Problematik wenig sensibler Modelle und gänzlich unplausibler Verläufe insbesondere in gut mit Daten abgedeckten Bereichen lässt sich auch mit dem $scam(m)$ -Ansatz nicht lösen.

Fichte

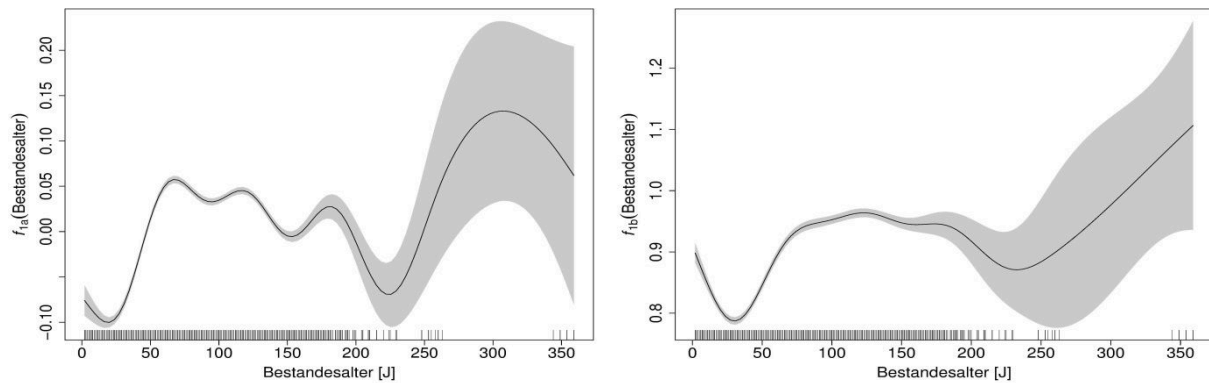


Abbildung 5: Modelleffekte des Bestandesalters auf den originären Parameter A (links) und B (rechts) eines nicht formbeschränkten *gamm*, wobei anstelle des Grundflächenmittelstammes das Bestandesalters als longitudinale Kovariable verwendet wird (Formel 7.1)

Die anschließende Integration von Formbeschränkungen in *scam* zur Gewährleistung plausibler Modelleffekte erfolgt daher auf Basis der *gamm*, in denen der *Dg* (Formel 7) anstelle des Bestandesalters (Formel 7.1) als longitudinale Kovariable verwendet wird. Dabei wurden monoton steigende Effekte des *Dg* auf die originären Parameter A und B und ein monoton steigender und konkaver Effekten des *BAL* auf den originären Parameter A parametrisiert. Die übrigen Modelleffekte gingen weiterhin ohne Formbeschränkungen in die Modelle ein (Formel 8).

$$\ln(E[h_{kti}]) = m_{1a}(Dg_{kt}) + f_{2a}(NHN_k) + m_{cc3a}(BAL_{kti}) + BT_k^T \Phi_{BT} + f_{spa}(RW_k, HW_k) + m_{1b}(Dg_{kt})x_{kti} \quad [8]$$

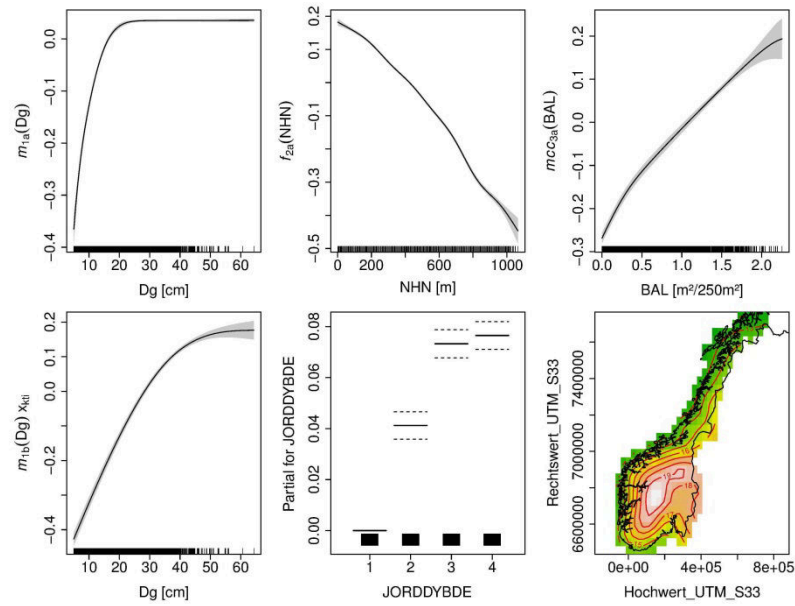
$h_{kti} \sim \text{Gamma}$

mit abweichend zu Formel 7:

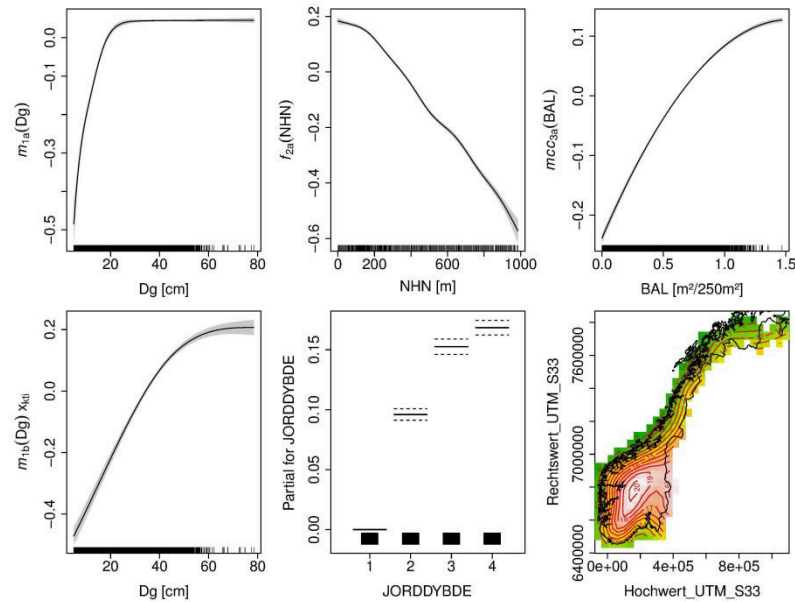
- $m_{1a}(Dg_{kt})$: eindimensionaler monoton steigender penalisierter Regressionsspline zur Beschreibung des Effektes des *Dg* auf das Niveau der H-D Beziehung
- $m_{cc3a}(BAL_{kti})$: eindimensionaler monoton steigender und konkaver penalisierter Regressionsspline zur Beschreibung des Effektes des *BAL* auf das Niveau der H-D Beziehung
- $m_{1b}(Dg_{kt})$: eindimensionaler monoton steigender penalisierter Regressionsspline zur Beschreibung des Effektes des *Dg* auf die Steigung der H-D Beziehung

Neben den erzwungenen monotonen bzw. monoton-konkaven Verläufen tritt als ein Nebeneffekt eine klarere und überwiegend signifikante Trennung der Effekte der Bodentiefenstufen bei allen Baumarten auf. Lediglich die Bodentiefenstufen III und IV weisen bei Fichte weiterhin keinen signifikanten Unterschied auf. Die deutlicheren Kontraste der Effekte der Bodentiefenstufen können als Indiz dafür gewertet werden, dass die Datenbasis bzgl. der Kombinationen von Entwicklungsstufe (*Dg*) und Standortgüte ungleichmäßig besetzt ist (s.o.). Erst durch die Monotoniebeschränkungen der Effekte des *Dg* werden feiner abgestufte signifikante Unterschiede in der H-D Beziehung über die kausale Kovariable *BT* abgebildet. Die grundsätzlichen Muster der nicht beschränkten Effekte der *NHN* und der regionalen Lage werden durch die Formbeschränkungen nur wenig verändert. Für eine abschließende Beurteilung der Auswirkungen der Formbeschränkungen insbesondere in Prognosen bedarf es jedoch weiterer Sensitivitätsanalysen.

Fichte



Kiefer



Sandbirke

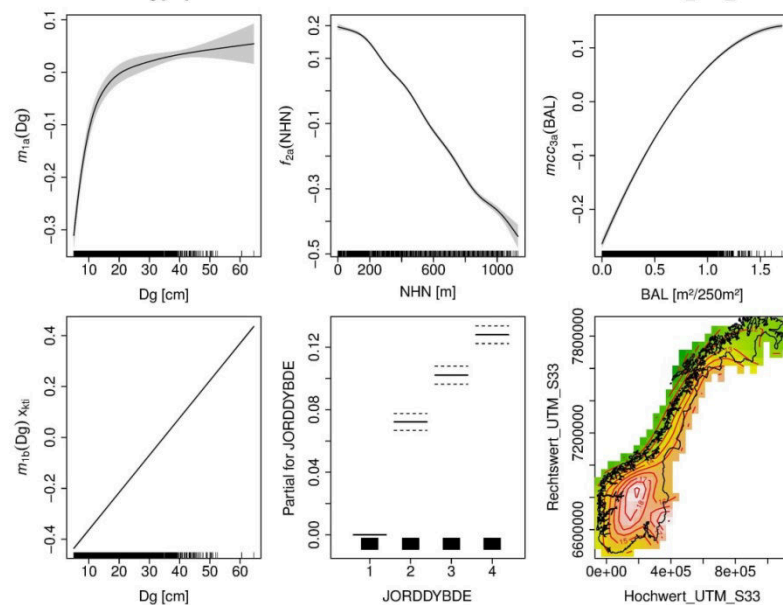


Abb. 6: Eindimensionale Modelleffekte der scam (Formel 8) auf den originären Parameter A und den originären Parameter B $[m_{1b}(Dg) \times_{kti}]$ für Fichte, Kiefer und Sandbirke. Zusätzlich ist eine Schätzung unter konstanten Prädiktoren (BHD=20 cm, NHN=300 m, Dg=25 cm, BAL=0.5 m²/250m², BT=III) aber variierender regionaler Lage zur Darstellung des zweidimensionalen Effektes $f_{sp\ a}(RW_k, HW_k)$ abgebildet (jeweils untere Zeile rechts).

Die Prognosegenauigkeit der Modelle (Standardfehler der Baumhöhenschätzung) wird von der Vorgabe der Formbeschränkungen nur marginal beeinflusst (Tab. 2). So unterscheiden sich für alle drei Baumarten die Standardfehler des *gamm* (Formel 7) unter ausschließlicher Berücksichtigung der festen Effekte (mittleres Populationsmodell) kaum von den Standardfehlern des *scam* (Formel 8), die für Fichte und Kiefer sogar etwas geringer sind. Zu Vergleichszwecken wurden zusätzlich *gam* parametrisiert, da die Prognosegenauigkeit des mittleren Populationsmodell gemischter Modelle im allgemeinen etwas geringer ist. Dabei ist die Prognosegenauigkeit der *gam* im Vergleich zu den *scam* nur minimal höher (Fichte, Kiefer) oder gleich (Sandbirke).

Tabelle 2: Standardfehler, erklärte Deviance und AIC formbeschränkter und unbeschränkter verallgemeinerter H-D Modelle für Fichte, Kiefer und Sandbirke in Norwegen.

	Fichte	Kiefer	Sandbirke
	Std.-Fehler [m]		
<i>gam</i>	2,06	2,33	1,64
<i>scam</i> (Formel 8)	2,07	2,34	1,64
<i>gamm</i> (Formel 7) Prognose unter ausschließlicher Berücksichtigung fester Effekte	2,09	2,36	1,64
<i>gamm</i> (Formel 7)	1,38	1,30	1,04
<i>scam(m)</i> (Formel 6)	1,40	1,33	1,01
	erklärte Deviance [%]		
<i>gam</i>	87,8	80,3	78,0
<i>scam</i> (Formel 8)	87,7	80,2	77,8
<i>gamm</i> (Formel 7)	94,1	93,3	90,4
<i>scam(m)</i> (Formel 6)	94,0	93,1	90,4
	AIC		
<i>gam</i>	284162,3	225179,1	215256,8
<i>scam</i>	284307,9	225267,6	215701,9
In Relation des <i>gam</i> [%]	100,05	100,04	100,21

Beim Vergleich der Prognosegenauigkeit der *gamm* und *scam(m)* unter Berücksichtigung fester und zufälliger Effekte treten ebenfalls nur minimale Unterschiede auf. Dabei sind die Standardfehler der *gamm* für Fichte und Kiefer geringfügig niedriger und für Sandbirke geringfügig höher als die der *scam(m)*. Auch ein Vergleich der *gam* und *scam* bzw. *gamm* und *scam(m)* anhand ihrer erklärten Deviance bestätigt die Erkenntnis, dass aus den Formbeschränkungen nur marginale Unterschiede resultieren. Die AIC-Werte der *gam* sind ebenfalls nur geringfügig niedriger als die der *scam* (Tab. 2). Aufgrund der stufenweisen Parametrisierung ist ein Vergleich zwischen *scam(m)* und *gamm* mit Hilfe des AIC nicht möglich.

5 Schlussfolgerungen

Am Beispiel von H-D Modellen für Fichte, Kiefer und Sandbirke für Norwegen erfolgt ein Modellvergleich von unbeschränkten *gamm* und formbeschränkten additiven gemischten Regressionsmodellen *scam(m)*. Für diesen Anwendungsfall kann gezeigt werden, dass *scam(m)* eine Kombination der Flexibilität von *gamm* mit der Gewährleistung gesamthaft plausibler Modelleffekte ermöglichen. Plausible Modelleffekte werden dabei durch Nebenbedingungen wie Monotonie, Konvexität, Konkavität oder deren Kombinationen erzwungen. Innerhalb der spezifizierten Nebenbedingungen steht die volle Flexibilität additiver Regressionsmodelle zur Verfügung. Wie im vorliegenden Fall dargestellt wird, können beschränkte und nicht beschränkte Effekte innerhalb eines Modells kombiniert werden. Die Unterschiede in der Prognosegenauigkeit der H-D Modelle, die als *gamm* und *scam(m)* parametrisiert wurden, sind marginal. Gleichzeitig wird die Allgemeingültigkeit der Modelle, insbesondere für Prognosen auf Basis externer Datengrundlagen, durch die Berücksichtigung von Expertenwissen in den *scam(m)* erhöht. Aufgrund der im Allgemeinen mehr oder weniger unbalancierten waldwachstumskundlichen Datengrundlagen dürfte ein relativ großes Potenzial möglicher Anwendungen für *scam(m)* bestehen.

6 Literaturverzeichnis

- BREZGER, A., LANG, S.: Generalized structured additive regression based on Bayesian P-splines. *Computational Statistics & Data Analysis* 50(4), 967-991, 2006.
- EERIKÄINEN, K.: Predicting the height-diameter pattern of planted *Pinus kesiya* stands in Zambia and Zimbabwe. *Forest Ecology and Management* 175: 355-366, 2003.
- KENNEL, E.: Waldinventur und Holzaufkommensprognose für Bayern [Forest resource assessment and projections for Bavaria]. *Allgemeine Forstzeitschrift*: 615-616, 1972.
- LAPPI, J.: A longitudinal analysis of height/diameter curves. *Forest Science*. 43 (4): 555-570, 1997.
- LARSEN, D.R., HANN, D.W.: Height-diameter equations for seventeen tree species in southwest Oregon. Oregon State University, College of Forestry, Forest Research Laboratory, Corvallis, Research Paper 49: 16, 1987.
- LÓPEZ SÁNCHEZ, C.A., GORGOSO, J.J., CASTEDO, F., ROJO, A., RODRÍGUEZ, R., ÁLVAREZ GONZÁLEZ, J.G., SÁNCHEZ RODRÍGUEZ, F.: A height-diameter model for *Pinus radiata* D. Don in Galicia (Northwest Spain). *Annales of Forest Science* 60: 237-245, 2003.
- MEHTÄTALO, L.: A longitudinal height-diameter model for Norway spruce in Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 131-140, 2004.
- MEHTÄTALO, L.: Height-diameter models for Scots pine and birch in Finland. *Silva Fennica* 39(1): 55-66, 2005.
- NAGEL, J.: Einheitshöhenkurvenmodell für Roteiche [A generalized height-diameter model for American Oak]. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 162 (1): 16-18, 1991.
- PRETZSCH, H.: *Forest Dynamics, Growth and Yield*. Springer Verlag, Berlin, 664 S., 2009.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM: 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>, 2008.
- PYA, N.: *scam*: Shape Constrained Additive Models. R package version 1.1-9. <http://CRAN.R-project.org/package=scam>, 2015.
- TEMESGEN, H., GADOW, K.V.: Generalized height-diameter models—an application for major tree species in complex stands of interior British Columbia. *European Journal of Forest Research* 123 (1): 45-51, 2004.
- R CORE TEAM: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>, 2014.
- WOOD, S.N.: Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society (B)* 73(1): 3-36, 2011.
- WOOD, S.N.: *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman and Hall/CRC, 2006.
- WOOD, S.N.: Stable and efficient multiple smoothing parameter estimation for generalized additive models. *Journal of the American Statistical Association*. 99: 673-686, 2004.
- ZEIDE, B.: Analysis of growth equations. *For Science* 39 (3): 594-616, 1993.

Using single-scan TLS and harvester data for tree height estimation

Nikolas von Lüpke¹, Rasmus Astrup¹, Johannes Breidenbach¹, Mark J. Ducey²

¹Norwegian Forest and Landscape Institute, Ås, Norway

²Department of Natural Resources and the Environment, University of New Hampshire, Durham, USA

Zusammenfassung

Die Baumhöhe ist von zentraler Bedeutung in Waldinventuren. Aktuelle, manuelle Messverfahren sind zeitaufwändig und somit teuer. In den letzten Jahren hat sich das terrestrische Laserscanning (TLS) beständig weiterentwickelt, direkte Baumhöhenmessungen mithilfe von Einzelscans sind allerdings, aufgrund der Verdeckung durch Äste und Blätter, in der Regel unmöglich. In dieser Studie werden zwei Methoden zur Baumhöhenschätzung anhand von Einzelscans vorgestellt.

In zehn Beständen in Südnorwegen wurden Daten von 931 Fichten mit drei verschiedenen Methoden aufgenommen: i) Einzelscans mit einem FARO LS 880, ii) klassische Messungen mit Kluppe und Vertex, sowie iii) Harvestermessungen nach dem Fällen der Bäume.

Zunächst wurden flexible Schaftformfunktionen an die Durchmesser-Höhen-Messungen von TLS und Harvester angepasst. Dabei wurden die Baumhöhen durch Minimierung der Abweichungen zwischen den geschätzten und den gemessenen Durchmessern geschätzt. Des Weiteren wurde ein 6-NN-Algorithmus benutzt um aus einem Referenzdatensatz die 6 Bäume mit den ähnlichsten Schaftformen zu finden. Die mittlere Höhe dieser Bäume wurde als Höhenschätzung verwendet.

Die Genauigkeit der Schätzungen wird von der Abdeckung der Stämme mit Messungen, dem h/d-Verhältnis und der Baumhöhe beeinflusst. Eine zufriedenstellende Genauigkeit kann nur in wenigen Fällen erreicht werden. Der 6-NN-Algorithmus führt zu besseren Ergebnissen als die Anpassung der Schaftformfunktionen.

Summary

Tree height is a crucial measure in forest inventories. Today, tree height is usually measured using hypsometers which is a time consuming and thus costly task. Terrestrial laser scanning (TLS) has developed rapidly over the recent years. However, due to occlusion by branches and leaves, measuring tree heights directly from single scans is usually impossible. In this study, we present two methods for estimating tree height based on single-scans.

In ten stands in southern Norway, data from 931 spruce trees were acquired with three different methods: i) single-scans with a FARO LS 880 scanner, ii) traditional measurements with caliper and hypsometer, and iii) harvester measurements after final felling of the stands.

First, flexible tree taper curves were fitted to diameter-height measurements from TLS and harvester. Single tree heights were estimated by minimisation of the differences between measured and modelled diameters. Additionally, a 6-NN-algorithm was applied. The 6 most similar trees were selected from a reference data set, and the corresponding mean height was used as height estimate.

The accuracy of the tree height estimates depends on the coverage of the stems with measurements, the h/d-ratio and the tree height. Satisfying accuracies are achieved only in a few cases. The 6-NN-algorithm leads to better results than the fitting of taper curves.

1 Introduction

Tree height is a crucial measure in forest inventories for estimating timber volume or the assessment of site quality (KRAMER & AKÇA 1995). Today, tree height is usually measured using hypsometers which is a time consuming and thus costly task.

Terrestrial laser scanning (TLS) has developed rapidly over the recent years and delivers promising results for several parameters of interest in forest inventories like individual tree stem volume, taper, stem quality, dbh (THIES ET AL. 2004; HENNING & RADTKE 2006, MAAS ET AL. 2008; MOSKAL AND ZHENG 2012), and biomass (e.g. YAO ET AL. 2011; HAUGLIN ET AL. 2013). The data are either obtained with a single- or a multiple-scan mode. Several scans are carried out and co-registered to a common format in the latter, in order to generate an accurate as possible representation of a single tree or a plot

with several trees. On the contrary, only one scan is taken in the single-scan mode. The cost savings (both for scanning and for post-processing) can be considerable for the single-scan mode. In both approaches there are significant challenges related to occlusion of the upper parts of the stem by branches and leaves. However, the amount of occlusion is greater in the single-scan mode than in the multiple-scan mode.

Measuring tree heights directly from single scans is usually not possible. Thus, it is desirable to find methods for tree height estimation from single-scans. In this study, we test and develop two different approaches for estimating tree height based on TLS measurements from the lower part of the stem. To benchmark the results from the developed approaches, we compare the estimated height to field measurements and to measurement obtained using standard diameter height curves.

2 Data base

The data for this study were collected in seven spruce- and three pine-stands (*Picea abies* L. Karst and *Pinus sylvestris* L., respectively) in southern Norway (table 1). Birch (*Betula pubescens* Ehrh. and *Betula pendula* Roth.), aspen (*Populus tremula* L.), rowan (*Sorbus aucuparia* L.), willow (*Salix caprea* L.), grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench.), black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), and Norway maple (*Acer platanoides* L.) were present in different proportions. In comparison with the regional average (GRANHUS ET AL. 2012), stand densities and basal areas are average to high (table 2).

Table 1: Information on the data base

Stand	county	n Plots	Dominant species	n trees	Harvester	Aggregate
Lardal 3664	Vestfold	8	Spruce	101	John Deere 1470E	H480C
Lardal 3684	Vestfold	12	Spruce	131	John Deere 1470E	H480C
Lardal 3721	Vestfold	12	Spruce	173	John Deere 1470E	H480C
Lardal 3726	Vestfold	12	Spruce	143	John Deere 1470E	H480C
Lardal 3731	Vestfold	10	Spruce	139	John Deere 1470E	H480C
Lardal 4373	Vestfold	8	Spruce	35	John Deere 1470E	H480C
Lardal 4375	Vestfold	8	Spruce	69	John Deere 1470E	H480C
Aurskog	Østfold	11	Pine	30	John Deere 1270D	758
Tyristrand	Buskerud	12	Pine	50	Valmet 911.3	360
Wangestad 2	Buskerud	17	Pine	60	Timberjack 1270D	758HD

In the spruce stands, data were collected during summer 2009, in the pine stands during winter 2010. Within each stand a number of fixed-area sample plots (250 m²) were established (table 1). In the sample plots, all trees with a dbh ≥ 10 cm were measured manually. Heights were measured with a Vertex II hypsometer and dbh in the two cardinal directions with a caliper. The field-measured heights were used as reference data for the method-evaluation.

At the centre of each sample plot, a full horizontal scan (360° horizontal and 320° vertical fields of sight) was performed with a FARO LS 880 (www.faro.com). The resolution was set to ¼ of the full resolution (vertical: 0.009°, horizontal: 0.00076°). Based on the resulting point cloud, tree diameters of the visible part of the stem were extracted with the algorithm of the commercial company TreeMetrics.

Following the data acquisition, the stands were harvested and the stem measurements from the trees in the sample plots were collected from the harvester (table 1). For each tree, the harvester produces an output file that includes the diameters at 10 cm intervals along the stem.

In total, data from 931 spruce trees had manual measurements, TLS derived diameters, and harvester data.

Additionally, we used sectionwise measurements of 491 spruces previously used to develop taper functions. In this dataset tree diameters were measured at 1 m intervals from the top to the bottom of the stem.

Table 2: Stand-level estimates. Values in parentheses indicate standard errors. QMD, quadratic mean diameter; h_L , Lorey height; BA, basal area.

Stand	QMD (cm)	trees ha ⁻¹	h_L (m)	BA (m ² ha ⁻¹)
Lardal 3664	28.2 (± 1.1)	700 (± 38)	23.3 (± 0.6)	43.7 (± 3.7)
Lardal 3684	29.5 (± 1.4)	713 (± 68)	20.6 (± 0.9)	45.9 (± 3.0)
Lardal 3721	28 (± 0.8)	847 (± 76)	22.0 (± 0.6)	51.5 (± 4.8)
Lardal 3726	23 (± 0.7)	880 (± 50)	19.8 (± 0.6)	36.3 (± 2.2)
Lardal 3731	24.7 (± 1.2)	1050 (± 76)	21.2 (± 0.8)	48.6 (± 3.3)
Lardal 4373	20.8 (± 0.9)	845 (± 105)	17.9 (± 1.0)	28.4 (± 4.2)
Lardal 4375	23.8 (± 0.7)	810 (± 94)	21.3 (± 0.5)	35.4 (± 3.7)
Aurskog	25.6 (± 1.2)	612 (± 68)	18.9 (± 0.6)	29.5 (± 2.2)
Tyristrand	25.3 (± 0.4)	540 (± 32)	18.3 (± 0.4)	26.9 (± 1.6)
Wangestad 2	29.1 (± 0.8)	533 (± 35)	23.4 (± 0.3)	33.8 (± 1.4)

3 Methods & Analysis

3.1 Height estimation approach 1: height curve

Region- and site index-specific height curves (Chapman-Richards) were fitted to national forest inventory data. These curves were then used to predict tree heights based on dbh only.

3.2 Height estimation approach 2: TapeR

Flexible tree taper curves were fitted to diameter-height measurements from TLS and Harvester with help of the R-package *TapeR* (KUBLIN & BREIDENBACH 2013). Tree height is required as an input variable in the model-fitting. Different tree heights were tested in an optimisation-procedure and the one leading to the smallest differences between measured and modelled diameters was selected as height-estimate. This was done in a two-stage procedure. In the first stage, the height was estimated within an interval of ± 5 m around the height curve estimate. Afterwards, the height was estimated within an interval of ± 1 m around this estimate.

3.3 Height estimation approach 3: 6-NN

First, flexible tree taper curves were fitted to the reference data in order to get diameter estimates in intervals of 10 cm. This was done with the R-package *TapeR* (KUBLIN & BREIDENBACH 2013). Afterwards, the differences between these diameters and the ones measured with TLS and Harvester were calculated. With help of a 6-NN-algorithm (WONG 2013), the 6 trees with the smallest differences were chosen from the reference data. Following this, the corresponding mean height of these 6 trees was calculated and used as height estimate.

3.4. Comparison of height estimation approaches

In order to detect a possible benefit of the additional diameter- and height-measurements, the absolute residuals of the *TapeR*- and 6-NN-estimates were compared to the absolute residuals of the height curve estimates. One-sided, pairwise t-tests were used to detect significant differences.

4 Results

The comparison of the three methods (figure 1) shows that the highest accuracy can be achieved by using a 6-NN-algorithm. Whereas the lowest accuracy for the harvester-data is achieved by using the Chapman-Richards height curve, the use of *TapeR* yields the lowest accuracy for the TLS-data. *TapeR* is the only method for which the two different data sources lead to clearly different accuracies; the other methods lead to comparable values. The harvester-data yield higher accuracies than the TLS-data when using *TapeR* or 6-NN. The accuracy of the TLS-data is higher, when height curves are used.

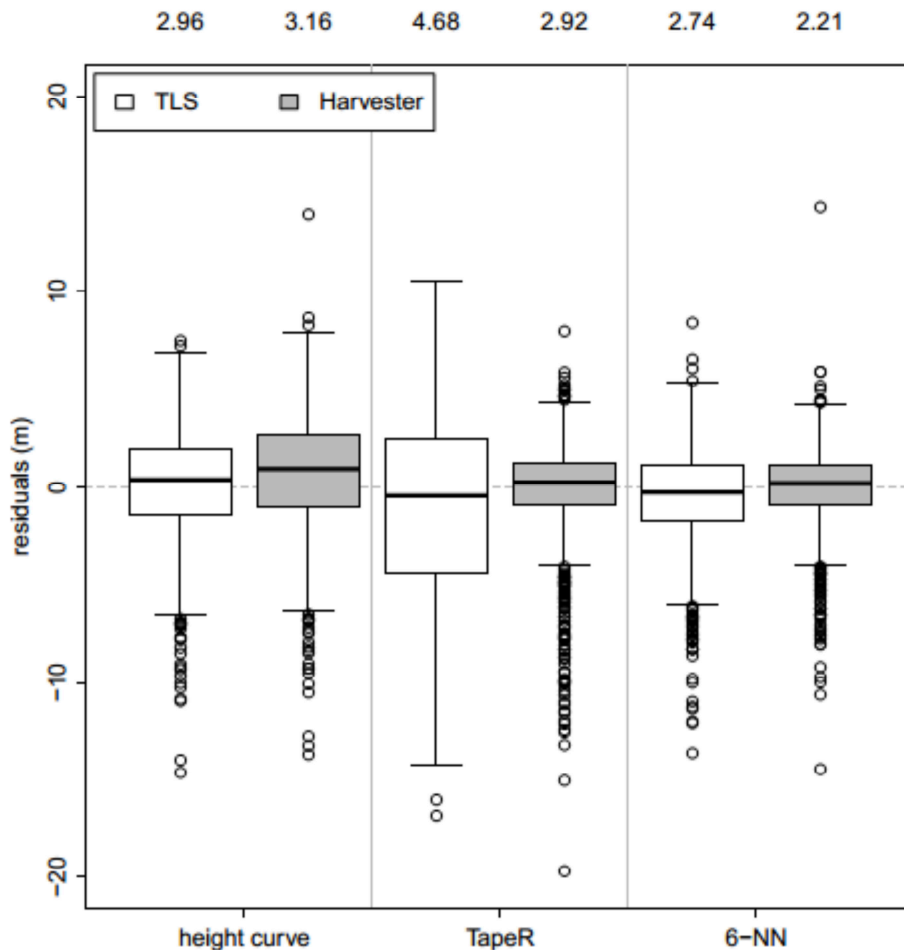


Figure 1: Residuals of the different estimation techniques. The values on the top of the plot show the RMSE of the estimates.

4.1 TapeR

A closer look into the results reveals that the estimation accuracy depends on the relative highest measurement (highest measurement/tree height), the h/d-ratio, and the tree height. With increasing coverage of the stem with measurements, the residuals become smaller (figures 2a, 2b). In most cases, less than 60 % of the stem is covered by TLS measurements. On the contrary, the harvester measurements cover less than 60 % of the stem only in a few cases. A clear trend can also be seen in the dependence of the residuals on the h/d-ratio (figures 2c, 2d). For trees with low h/d-values, TapeR overestimates tree height, whereas underestimation is apparent for trees with higher h/d-ratios. A similar, although not as obvious pattern can be seen in the impact of tree height on the estimation accuracy (figures 2e, 2f).

With TLS-data, significantly (level of significance: 5 %) better results were only achieved for trees with h/d-ratios between 105 and 120 (figures 3a, 3c, 3e). Significant improvements are also reported for other subgroups. However, these significances are likely due to small sample sizes. The use of harvester-measurements leads to improved height-estimates in cases where i) the highest diameter measurement was executed at relative heights between 60 and 90 % (figure 3b), ii) the h/d-ratio is larger than 75 (figure 3e), and iii) the trees are taller than 16 m (figure 3f).

4.1 6-NN

The results of the 6-NN-algorithm (figure 4a-4f) are similar to the ones generated with TapeR. However, the general estimation-accuracy is higher and the scattering lower.

In many cases, the 6-NN-algorithm leads to better results than the height curves (figures 5a-5f). Using TLS-data, significant improvements are detected for trees with i) highest measurements between 20 and 60 % (figure 5a), ii) h/d-ratios larger than 90 (figure 5c), and iii) heights smaller than 8 m or taller than 20 m (figure 5e). The estimation accuracy of the height curves is higher than the one of 6-NN for

trees with highest measurements lower than 50 % and higher than 90 % when Harvester-data are used (figure 5b). Neither h/d-ratio nor tree height has an impact on the superiority of the 6-NN-technique (figures 5d, 5f).

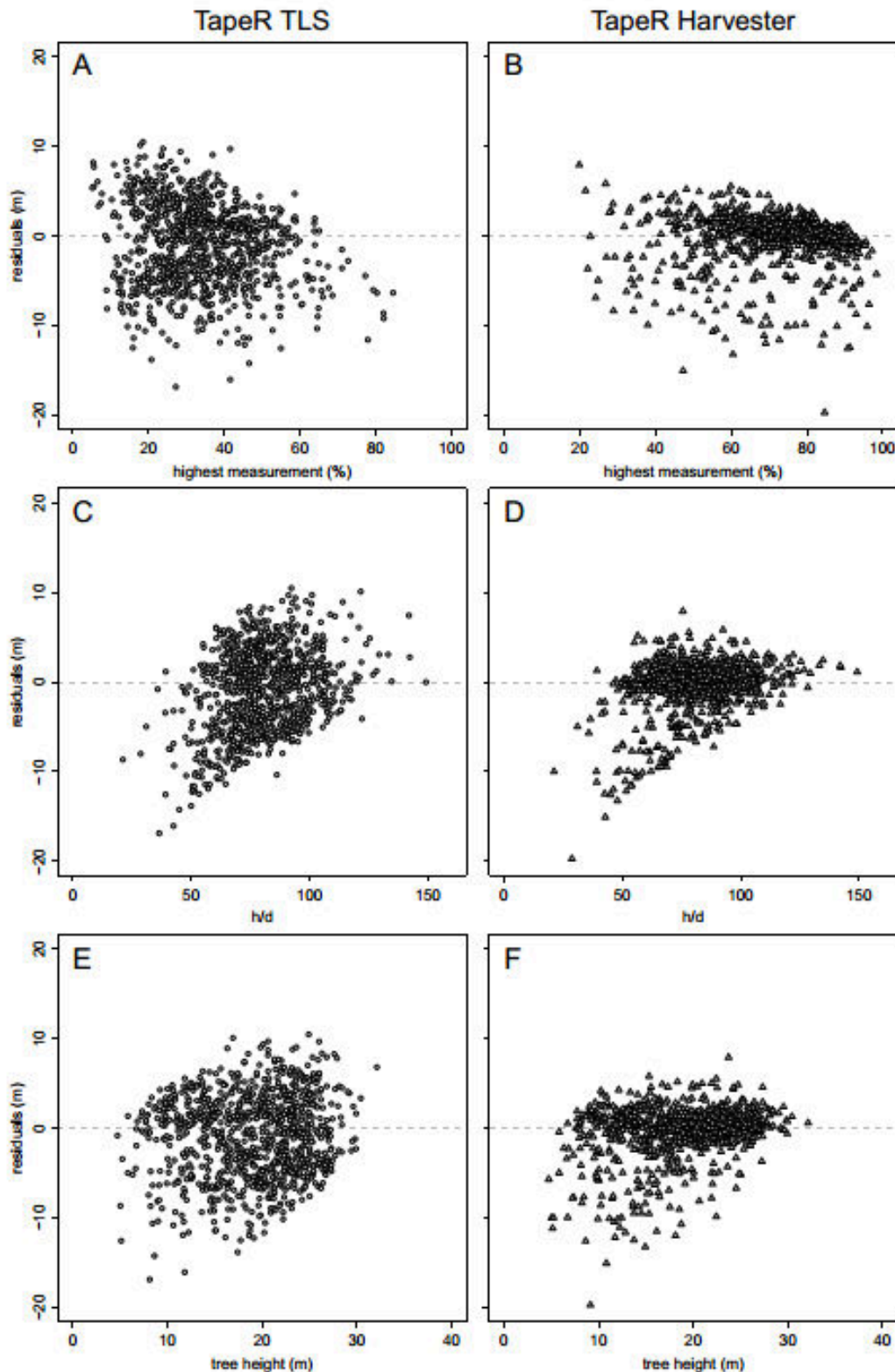


Figure 2: Impact of the relative highest measurement (A, B), the h/d-ratio (C, D), and the tree height (E, F) on the estimation accuracy when TapeR is used.

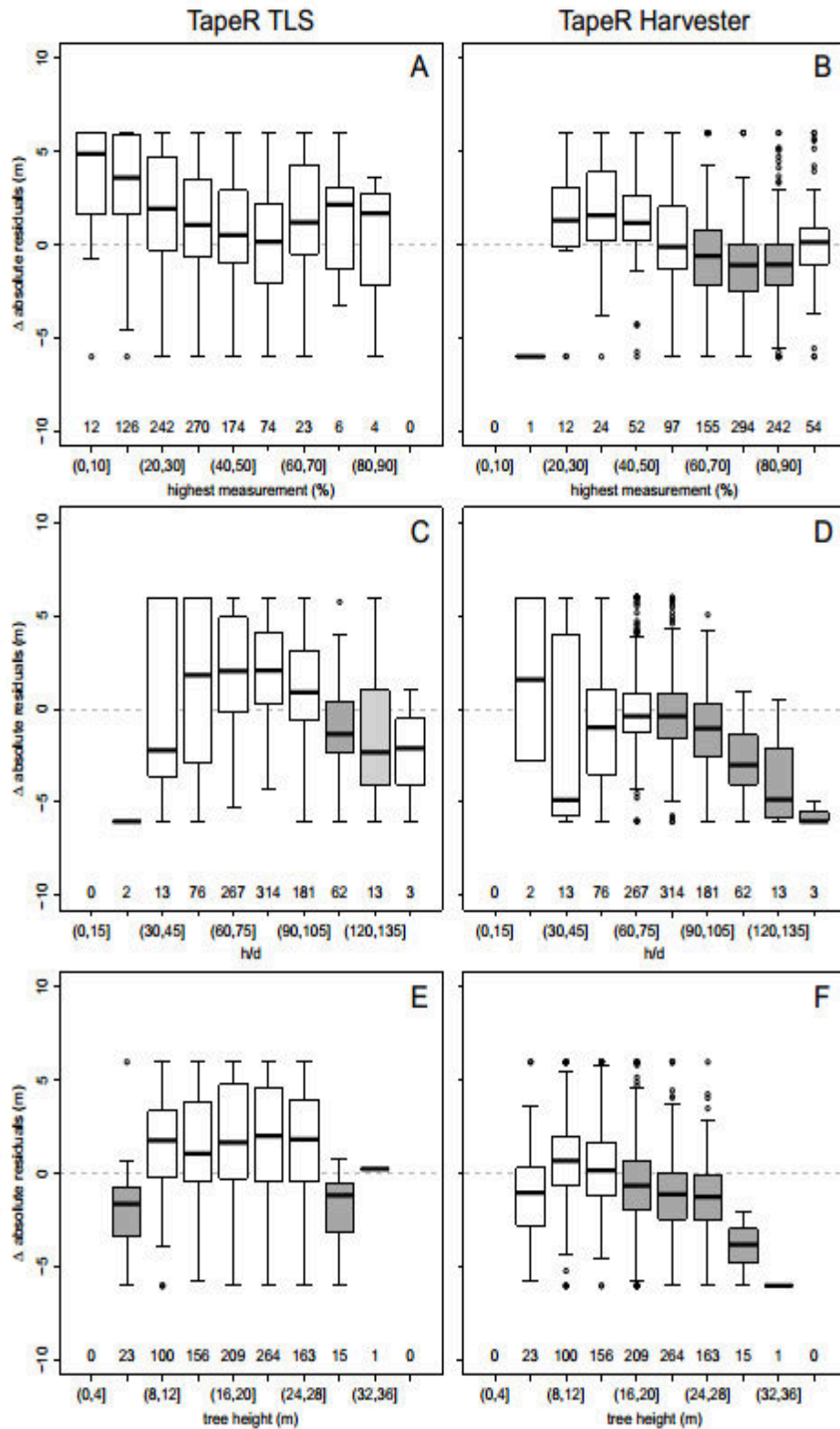


Figure 3: The differences of the absolute residuals of the TapeR- and the height curve-estimates in dependence on the relative highest measurement (A, B), the h/d-ratio (C, D), and the tree height (E, F). Values < 0 denote a superiority of the TapeR-estimates. Grey boxes indicate significant superiorities, dark grey: 5 % level of significance, light grey: 10 % level of significance.

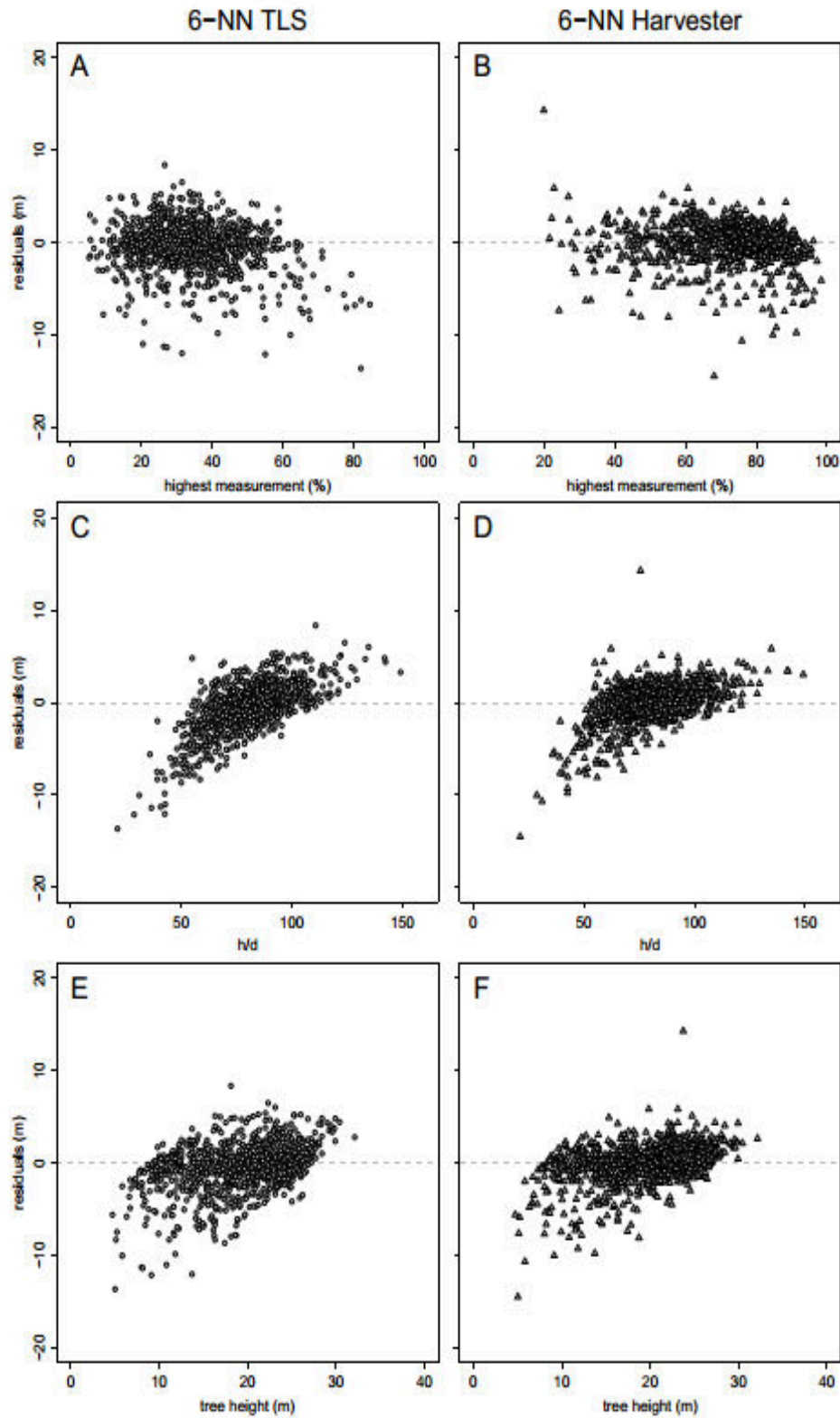


Figure 4: Impact of the relative highest measurement (A, B), the h/d-ratio (C, D), and the tree height (E, F) on the estimation accuracy when 6-NN is used.

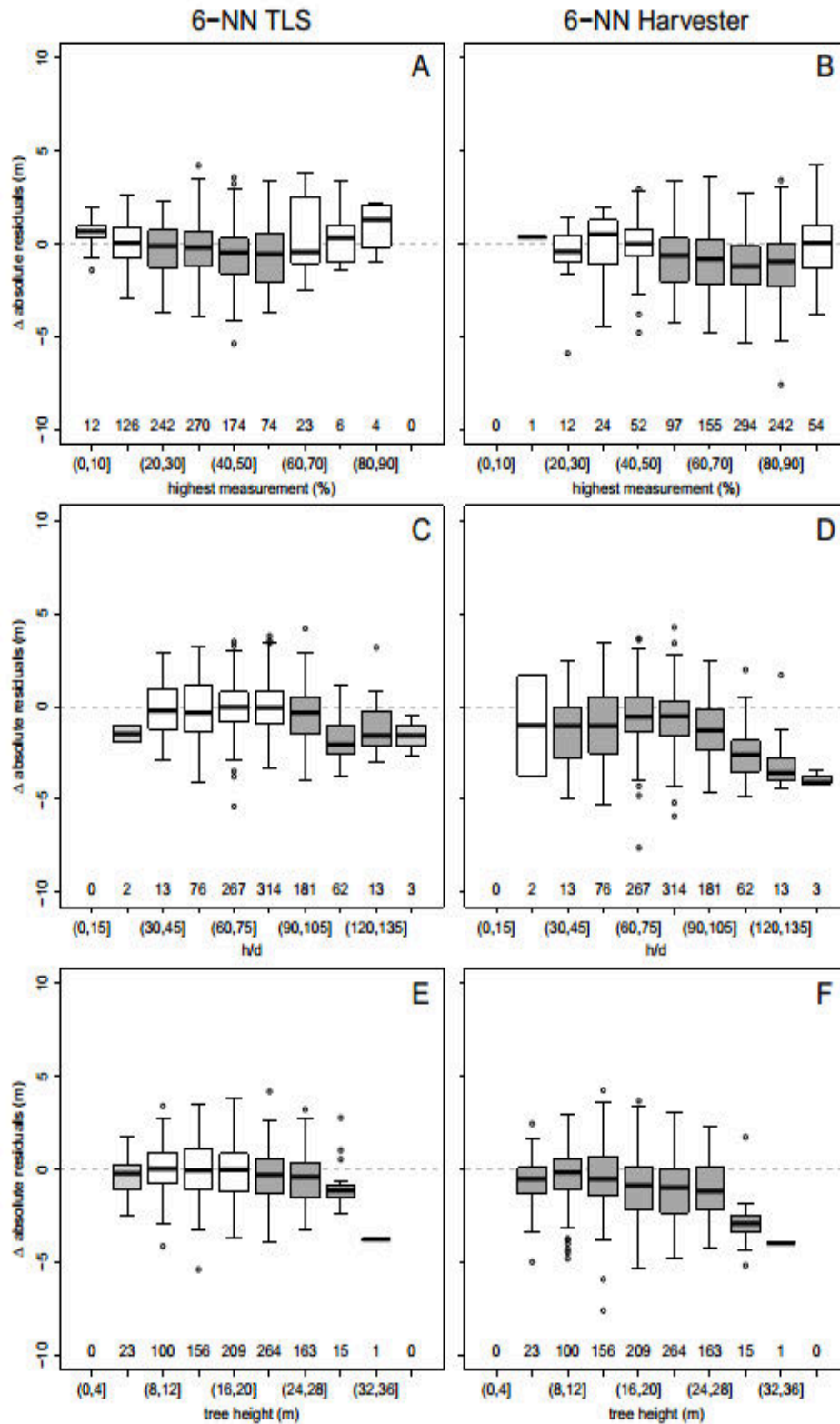


Figure 5: The differences of the absolute residuals of the TapeR- and the height curve-estimates in dependence on the relative highest measurement (A, B), the h/d-ratio (C, D), and the tree height (E, F). Values < 0 denote a superiority of the 6-NN-estimates. Grey boxes indicate significant superiorities, dark grey: 5 % level of significance, light grey: 10 % level of significance.

5 Discussion

The results show that all three methods yield good results for trees with average properties. However, for trees with low or high h/d-ratios none of the methods led to reasonable estimates. Since the height-curves and the 6-NN-estimates represent mean values, this has to be expected from these methods. This error is propagated to the *TapeR*-estimates through the use of the height-curve estimates as starting height in the optimisation-process. Better height models, like the one of SCHMIDT ET AL. (2015), might thus improve the estimation quality of *TapeR*.

Additional diameter measurements might improve the height estimation in comparison to simple height curves. Whether this is the case or not depends on both the data and the method. Extrapolating stem taper curves only improves the estimation when the highest diameter measurement is at a height above 60 % of the tree height. In our case study, only a few TLS-measurements reached this height. This is likely due to occlusion by branches or stems. Therefore, better results might be expected from self-pruning tree species like pine or larch, or in pruned stands.

On the contrary, 6-NN improves the estimation in most cases. Coverage with measurements and h/d-ratio seem not to have a strong impact on the superiority of 6-NN over simple height curves. However, this method depends on the availability of a reference data set - a prerequisite, which might limit the applicability of the method. In cases where reference data are available, this method might be preferred over traditional height curves. By this labour costs might be reduced. Stratification of the reference as well as of the sample data might further improve the accuracy of this method.

We are aware of the fact that the multiple-scan mode delivers better coverage of the stems and thus better information. However, due to personnel and time requirements it might be too costly and labourious to be included in main stream operational forest inventories.

6 References

- GRANHUS, A., HYLEN, G., NILSEN, J.E.: Skogen i Norge: statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2005–2009. Norwegian Forest and Landscape Institute, Ås, Norway. Ressursoversikt fra Skog og landskap 03/12, 2012
- HAUGLIN, M., ASTRUP, R., GOBAKKEN, T., NÆSSET, E.: Estimating single-tree branch biomass of Norway spruce with terrestrial laser scanning using voxel-based and crown dimension features. *Scand. J. For. Res.* 28(5): 456-469, 2013.
- HENNING, J. G., RADTKE, P. J.: Detailed stem measurements of standing trees from ground-based scanning lidar. *Forest Science*, 52(1): 67-80, 2006
- KRAMER, H., AKÇA, A.: Leitfaden zur Waldmeßlehre. J.D. Sauerländer's, Frankfurt am Main, 266 S., 1995
- KUBLIN, E., BREIDENBACH, J.: *TapeR* - Flexible tree taper curves based on semiparametric mixed models. <http://cran.r-project.org/web/packages/TapeR/>. R-package version 0.3.0, 2013
- MAAS, H. G., BIENERT, A., SCHELLER, S., KEANE, E.: Automatic forest inventory parameter determination from terrestrial laser scanner data. *Int. J. Remote Sens.* 29(5): 1579-1593, 2008.
- MOSKAL, L. M., ZHENG, G.: Retrieving Forest Inventory Variables with Terrestrial Laser Scanning (TLS) in Urban Heterogeneous Forest. *Remote Sens.* 4(1): 1-20, 2012.
- SCHMIDT, M., BREIDENBACH, J., ASTRUP, R.: Möglichkeiten der Berücksichtigung von Expertenwissen in verallgemeinerten additiven Regressionsmodellen dargestellt am Beispiel von longitudinalen Höhen-Durchmesser-Modellen für Fichte, Kiefer und Sandbirke in Norwegen. Tagungsbericht der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten, 167-181, 2015
- THIES, M., PFEIFER, N., WINTERHALDER, D., GORTE, B. G. H.: Three-dimensional reconstruction of stems for assessment of taper, sweep and lean based on laser scanning of standing trees. *Scand. J. For. Res.* 19(6): 571-581, 2004.
- WONG, J.: *pdist*: Partitioned Distance Function. R package version 1.2. <http://CRAN.R-project.org/package=pdist>, 2013
- Yao, T., Yang, X. Y., Zhao, F., Wang, Z. S., Zhang, Q. L., Jupp, D., Lovell, J., Culvenor, D., Newnham, G., Ni-Meister, W., Schaaf, C., Woodcock, C., Wang, J. D., Li, X. W., Strahler, A.: Measuring forest structure and biomass in New England forest stands using Echidna ground-based lidar. *Remote Sens. Environ.* 115(11): 2965-2974, 2011.

Berücksichtigung von Naturschutzanforderungen in Waldwachstumssimulationen – WEHAM und *Vipera berus* L.

Joachim Rock¹, Daniel Jęstrzemiński^{1, 2}

¹ Thünen-Institut für Waldökosysteme, Eberswalde

² Georg-August-Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Abteilung Forstzoologie und Waldschutz

Kurzfassung

Die „Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung (WEHAM)“ ist ein Szenarien basierender, auf den Daten der Bundeswaldinventur aufbauender Waldwachstumssimulator und dient der Abschätzung der Auswirkungen zukünftiger Waldbewirtschaftung auf den Waldzustand und potenziell verfügbare Rohholzmengen. Bisher wurden Szenarien vor allem an waldbaulichen und / oder Rohholzpotenzial bezogenen Aspekten ausgerichtet. Als Beispiel für die Berücksichtigung von gezielten Artenschutzmaßnahmen in einem Szenario wurden Habitatanforderungen von Reptilien in der hier vorgestellten Fallstudie abgebildet. Die Kreuzotter (*Vipera berus* L.) dient hierbei als Flaggschiffart für die Gruppe der Reptilien generell. Geeignete Bewirtschaftungsmaßnahmen wurden identifiziert, in einem Szenario für WEHAM implementiert und analysiert, welche Auswirkungen die Berücksichtigung der Artenschutzmaßnahmen auf 10% der Fichten- und Kiefernwaldfläche im Vergleich zu einem Vorgehen ohne diese hat. Die Ergebnisse zeigen für die Artenschutzvariante einen anfangs höheren potenziellen Einschlag als für die Kontrolle. Mittelfristig werden jährlicher Zuwachs und Vorrat in den betrachteten Beständen jedoch verringert.

Summary

The „Forest Development And Timber Resource Modelling“ (WEHAM in German) is a scenario-based forest growth simulator. It is based on data from the German National Forest Inventory and is used to estimate future forest structures and possible timber production. To date, scenarios have usually been directed towards silvicultural topics and / or timber provisioning. Here we present a case study: a scenario directed at improving habitat for reptile species as a test case for the incorporation of species-specific nature conservation measures. The European Adder (*Vipera berus* L.) was chosen as flagship species for reptiles in general. Forest management measures to maintain or enhance adder habitat were identified and implemented in WEHAM. It was assumed that 10% of all pine and spruce stands were managed according to this scenario. The implementation of this scenario resulted in higher cuttings at the beginning of the time frame studied, which declined towards the end of the study period. Standing timber volume and annual increment decrease over time.

Einleitung

Die Bundeswaldinventur (BWI) und die hierauf aufbauende Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung (WEHAM) sind wichtige Informationsquellen für politische, wirtschaftliche und gesellschaftliche Fragestellungen zur Waldentwicklung und zu künftigen Rohholzpotenzialen. Mit WEHAM können unterschiedliche Szenarien der Waldbehandlung simuliert werden. Das sogenannte „Basisszenario“ z. B. bildet die derzeit von Experten aus Bund und Ländern erwartete und geplante Behandlung und (indirekt) erwarteten Marktänderungen ab. Es ist „das wahrscheinlichste“ Szenario. Im Rahmen des gerade angelaufenen, vom Waldklimafonds geförderten Verbundforschungsprojektes „Nachhaltigkeitsbewertung alternativer Waldbehandlungs- und Holzverwendungs-szenarien unter besonderer Berücksichtigung von Klima- und Biodiversitätsschutz“ („WEHAM-Szenarien“, www.weham-szenarien.de) werden in einem Stakeholderbeteiligungsprozess zusätzliche Szenarien zum offiziellen Basisszenario erstellt. Es ist absehbar, dass wenigstens ein Szenario einen Schwerpunkt im Bereich Biodiversität haben wird. Hier sind nach Analyse der Positionen verschiedener Verbände Vorschläge zur Ausweitung von Prozessschutzflächen, Steigerung der Totholzmengen, Verlängerung von Produktionszeiträumen etc. zu erwarten. Für Deutschland sind bisher keine modellierungsgestützten Analysen gezielter waldbaulicher Tätigkeiten im Rahmen von Artenhilfsmaßnahmen bekannt. Da zu Projektbeginn noch keine Informationen zu möglichen, in Szenarien umzusetzenden Maßnahmenwünschen vorliegen konnten, wurde als Vorstudie eine am Schutz und der Förderung der Herpetofauna ausgerichtete Bewirtschaftung gewählt. Mit der Wahl dieses „exotischen“ Themas wurde einerseits vermieden, einen später sowieso zu bear-

beitenden Themenkomplex doppelt zu bearbeiten. Gleichzeitig sind Reptilien, insbesondere Schlangen, die Wirbeltiergruppe, die den höchsten Gefährdungsgrad in den „Roten Listen“ aufweist (BfN o. J.). Viele von ihnen sind „Waldarten“ im weiteren Sinne, auch wenn sie selten im Fokus entsprechender Maßnahmenplanungen stehen, anders als etwa in den USA (Bsp. *Pituophis ruthveni* (STULL), Rudolph et al. 2002). Sie sind jedoch gut als Leit- oder Flaggschiffarten für eine modellgestützte Studie zu den Auswirkungen von waldbezogenen Artenschutzprogrammen auf großer Fläche geeignet.

Artenschutzmaßnahmen – was tun und wie bildet man sie in einen Waldwachstumssimulator ab?

WEHAM wurde mit den Schwerpunkten „Derbholzentwicklung“ und „potenzielles Rohholzangebot“ entwickelt. Mit zunehmendem Interesse an anderen Leistungen des Waldes muss die Eignung zur Bearbeitung von Fragen, die auf diese Leistungen bezogen sind, geprüft und, wenn nötig und möglich, der Simulator angepasst werden.

Hinsichtlich der Biodiversität in Wäldern werden derzeit oft Ansätze in Richtung Extensivierung und Prozessschutz, bis hin zur kompletten Einstellung der Bewirtschaftung, propagiert (z. B. Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung, BMUNR 2007). Einige Anforderungen aus der Biodiversitätsstrategie und aus dem Artenschutz, insbesondere dem von tendenziell licht- und wärmeliebenden Arten, erfordern demgegenüber jedoch eher ein aktives Eingreifen und eine zielgerichtete Bewirtschaftung der Wälder, wenn nicht z. B. aus Kalamitäten o.ä. hinreichend große offene, lichte Bereiche entstehen. In der hier vorgestellten Fallstudie wurde exemplarisch eine auf bestimmte Arten ausgerichtete Waldbewirtschaftung in WEHAM implementiert und analysiert, welche Auswirkungen für Wald und Rohholzpotenzial hieraus resultieren.

Als Flaggschiffart wurde die Kreuzotter, *Vipera berus* (L.), gewählt. Sie ist relativ weit verbreitet und besitzt Habitatsprüche, die von derzeitigen Bewirtschaftungsweisen nur teilweise erfüllt werden. Als wechselwarme Tierart benötigt die Kreuzotter z. B. eng verzahnt offene, warme Bereiche als Sonnenplätze, gebüschreiche Zonen als Deckung und Nahrungshabitat und Überwinterungsplätze. Aufforstung von Saumstrukturen und offenen Bereichen im Waldzusammenhang (aktiv oder durch Zulassen von Sukzession) und eine vorratsreiche, dauerwaldorientierte Bewirtschaftung und der damit einhergehende Verlust von lichten Räumen im Wald sind für sie ungünstig. Auch die zunehmende Fragmentierung der Waldgebiete und Kreuzotterpopulationen ist problematisch (Günther 1996; Völkl und Hansbauer 2010; Völkl et al. 2011; Schulte 2013), z. B. wegen der Verluste durch Straßenverkehr auch auf Waldwegen (Völkl und Hansbauer 2010).

Zum Schutzkonzept für die Art gehören Erhalt oder Wiederherstellung von Schlüsselstrukturen wie Hochmoorresten oder Saumstrukturen in der Offenlandschaft (Hutter 1994). In großflächigen Waldgebieten sollten lichte Waldstrukturen und offene Bereiche, die als Sonn- und Versteckplätze dienen, erhalten oder hergestellt werden, z. B. Sukzessionsflächen, Wildwiesen, Wegränder, Schneisen und Trassen (Völkl und Hansbauer 2010; Völkl et al. 2011). Wald- und Waldinnenränder sollten stufig und mit einem wildkrautreichen Saum ausgebildet werden. Südexponierte Säume sollten nicht beschattet werden (Völkl et al. 2011). Der Arbeitskreis Forstliche Landespflege empfiehlt generell zum Reptilienschutz den Erhalt besonderer Baumstümpfe, offener Sand- und Steinflächen sowie von Geröll- und Lesesteinhaufen an Wald- und Wegrändern (AKFB 1991)

Als Maßnahmen zur Förderung von Kreuzottervorkommen im Wald sind z. B. im Artenschutzkonzept für die Kreuzotter in Bayern (Völkl und Hansbauer 2010; Völkl et al. 2011) u.a. vorgeschlagen:

- Femel- und Saumschlagverfahren bei Durchforstungen und der Verjüngung von Beständen
- Offenhalten / Auflichtung über Sonn- und Paarungsplätzen
- Offenhaltung von Wiesenbereichen, Wegrändern, Schneisen im Waldkontext
- Erhalt / Schaffung von Mikrostrukturen (Lesestein-, Totholz- und Reisighaufen, Wurzelteller, Gebüschzonen, ...)
- extensive Beweidung von Wildwiesen / Almen
- indirekte Förderung durch Maßnahmen für Beutetiere (insbesondere für Jungtiere, d. h. Förderung von Amphibien und Eidechsen)

Zusätzlich werden Erhalt oder Wiederherstellung von Schlüsselementen in der Landschaft empfohlen, z. B. Moore, Hecken, Gebüsche und Saumstrukturen im Offenland (Hutter 1994). Für die Umsetzung in die Steuerungsvorgaben der Waldbehandlung für WEHAM wurden diese Eingriffe als Modifikation des Bestockungsgrades betrachtet. Alternativ hätte man die Fläche an sogenannten Lücken in den simulierten Beständen erhöhen können. Beide Varianten bilden nicht alle möglichen Maßnahmen direkt ab. Da die Fläche von Lücken im Bestand in WEHAM-Simulationen konstant gehalten wird, können z. B. vom Bestandesalter abhängige Änderungen nur mit relativ großem Aufwand modelliert werden, weshalb dieser Ansatz verworfen wurde. Die jeweiligen Mikrohabitatstrukturen sind in der Realität nur vor Ort ansprechbar und nur vor Ort zu erhalten oder zu schaffen. Diese Detailbetrachtung kann WEHAM nicht liefern, da es kein Bestandessimulator ist. Die jeweils verwendeten und ermittelten Werte sind – da auf Stichproben bezogen – auch nur in der Gesamtauswertung zu betrachten.

Material und Herangehensweise

Für die Simulation wurde die aktuelle (März 2015) Vorstufe des „Basisszenarios“ verwendet und die entsprechenden Steuerungsdaten für die Waldbehandlung in WEHAM 2012 (Anonymus 2005; BMELV (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG 2005; Bösch 2005; Rock et al. 2013) eingesetzt. Die Ergebnisse entsprechen somit zwar nicht vollständig denen des Basisszenarios, liegen jedoch so dicht an diesem, dass für die beabsichtigte erste Abschätzung diese Abweichung vernachlässigt werden kann.

In der Simulation wurden berücksichtigt:

- Es wurden alle aus den Stichprobendaten hergeleiteten rechnerischen Reinbestände aus Fichte (*Picea abies*) und Kiefer (*Pinus silvestris*) einbezogen. Für Laubholz wurden keine Maßnahmen vorgesehen, da der Schwerpunkt der Verbreitung der Kreuzotter in nadelwaldgeprägten Habitaten liegt.
- Insgesamt 10% der mit Nadelbaumarten bestandenen Fläche wurde abweichend vom normalen Betrieb bewirtschaftet.
- Die Maßnahmen bestanden in einer simulierten Auflockerung des Bestandes (B° auf 0,7 senken und halten), was eine Mischung aus Flächenauflichtung über größere Bereiche und die Schaffung kleiner, offener Teilbereiche repräsentieren soll.

In einem ersten Simulationslauf wurden die Vergleichsdaten für die Variante ohne besondere Maßnahmen erzeugt. Anschließend wurden die Steuerungsdaten für die Waldbehandlung dahingehend angepasst, dass die oben beschriebene Bewirtschaftung auf allen mit Fichten und / oder Kiefern bestandenen Stichprobenpunkten durchgeführt wurde. Hierfür wurde der sog. Reduktionsfaktor, mit dem die bei der Festlegung von Durchforstungsnotwendigkeit und Eingriffsstärke verwendete Grundflächenleitkurve an regionale Gegebenheiten angepasst werden kann, pauschal nach der Jungwuchspflege auf 0,7 gesetzt. Für die praktische Umsetzung ist dies gleichbedeutend mit der Verschiebung der Referenz von $B^\circ = 1,0$ auf $B^\circ = 0,7$. Alle anderen Größen (Input-Daten, Wachstumsgleichungen, Sortierung) wurden nicht verändert. Da WEHAM auf dem Stichprobennetz der Bundeswaldinventur aufsetzt, jedoch kein Algorithmus verfügbar war, der die einzelnen Punkte den beiden Varianten hätte zuordnen können, wurde auch dieses Szenario für alle Punkte gerechnet. Anschließend wurden für die Variante „mit Artenschutzmaßnahmen“ die Werte als Summe aus den gewichteten Teilen (90% „normal“, 10% Simulationslauf „*Vipera berus*“) ermittelt. Als Bezugszeitraum wurden wie für das Basisszenario die 40 Jahre von 2012 bis 2052 gewählt.

Ergebnisse

Die hier vorgestellten Ergebnisse beruhen auf einem Vorläufer des mittlerweile veröffentlichten Basisszenarios und wurden mit teilweise vereinfachten Ansätzen hochgerechnet. Hier dargestellte Werte der Referenzvariante (ohne Berücksichtigung von Artenschutzmaßnahmen) weichen daher von den Zahlen des Basisszenarios ab, was bei Vergleichen beachtet werden muss.

Die Referenz umfasst ca. 5,3 Mio. ha Waldfläche, auf denen innerhalb der kommenden 40 Jahre ein Vorratsanstieg von 1,974 Mrd. Vfm auf 2,015 Mrd. Vfm simuliert wird. Der Zuwachs beträgt ca. 54,7 Mio. Vfm im Jahr und die Nutzung 53,7 Mio. Eine Implementierung von spezifischen Maßnahmen, die im Schnitt die o. a. Auswirkungen auf die Bewirtschaftung hätten, würde den Vorratsanstieg verhindern, den jährlichen Zuwachs im Mittel um 6,6 Mio. Vfm mindern, aber die Abgänge um 0,4 Mio. Vfm steigern (Abb. 1). In diesen absoluten Werten sind auch Entmischungsprozesse enthalten, die entstehen können wenn z. B. an einem BWI-Stichprobenpunkt ideale Fichten- oder Kiefernbestände aus der Produktion ausscheiden.

Die Betrachtung der Werte je Hektar rechnerischen Reinbestandes mit Fichten oder Kiefernbestockung zeigt einen Vorratsanstieg in der Referenz von 371,7 auf 386,5 Vfm, der geschätzte Zuwachs beträgt im Schnitt 10,4 Vfm pro Jahr und Hektar und der Abgang beträgt 10,2 Vfm / ha*J. Die Bewirtschaftungsänderung auf einer Teilfläche würde den Vorratsanstieg pro Hektar halbieren (auf 378,3 Vfm / ha), der Abgang steigt um 0,1 Vfm / ha*J und der jährliche Zuwachs sinkt im Schnitt der betrachteten 40 Jahre um 0,1 Vfm / ha (Abb. 2).

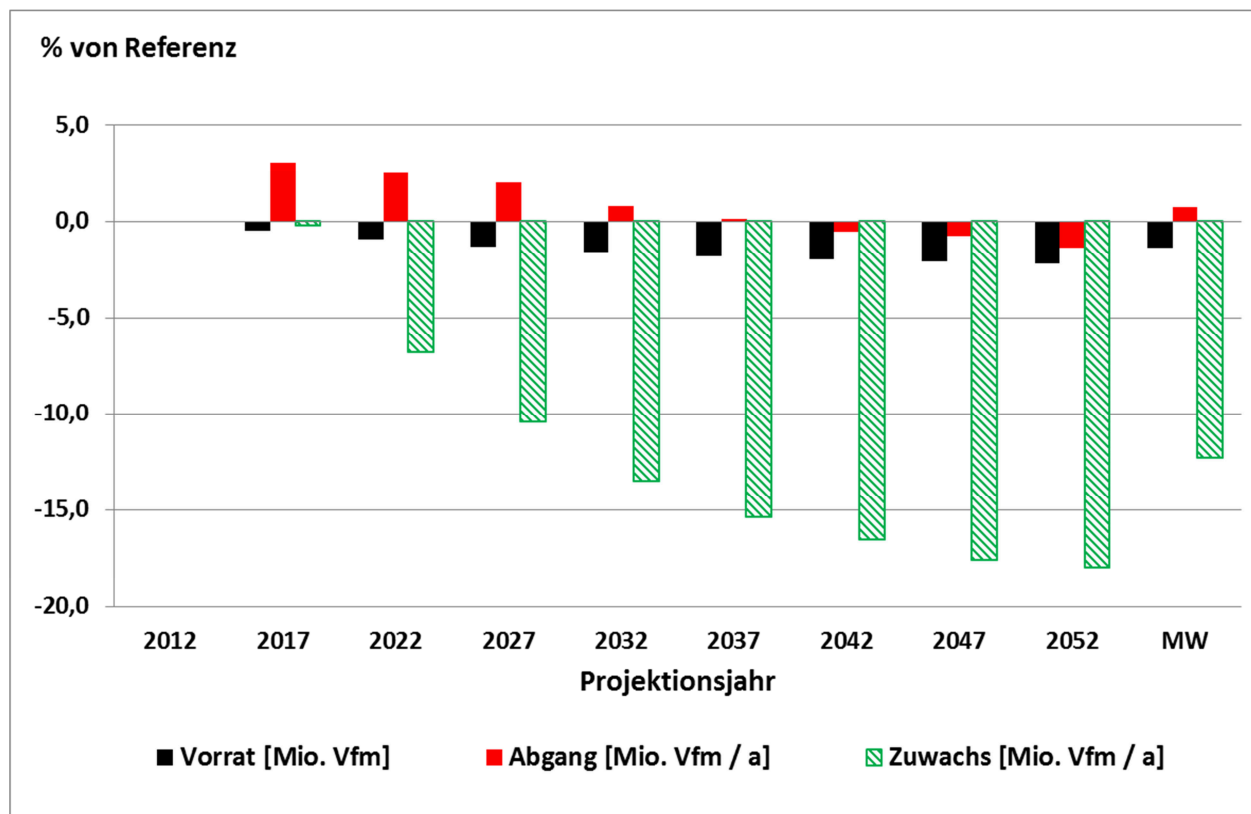


Abbildung 1: Differenz zwischen Bewirtschaftung ohne (Referenz) und mit Berücksichtigung der Anforderungen für ein reptilienorientiertes Artenschutzszenario für ganz Deutschland. Dargestellt ist jeweils der Zustand im Stichjahr (Vorrat) bzw. das Mittel der vorangegangenen 5 Jahre (Abgang, Zuwachs; Fichten- und Kiefernwälder, MW: Mittelwert über die 40 Jahre Simulationszeitraum 2012 - 2052)

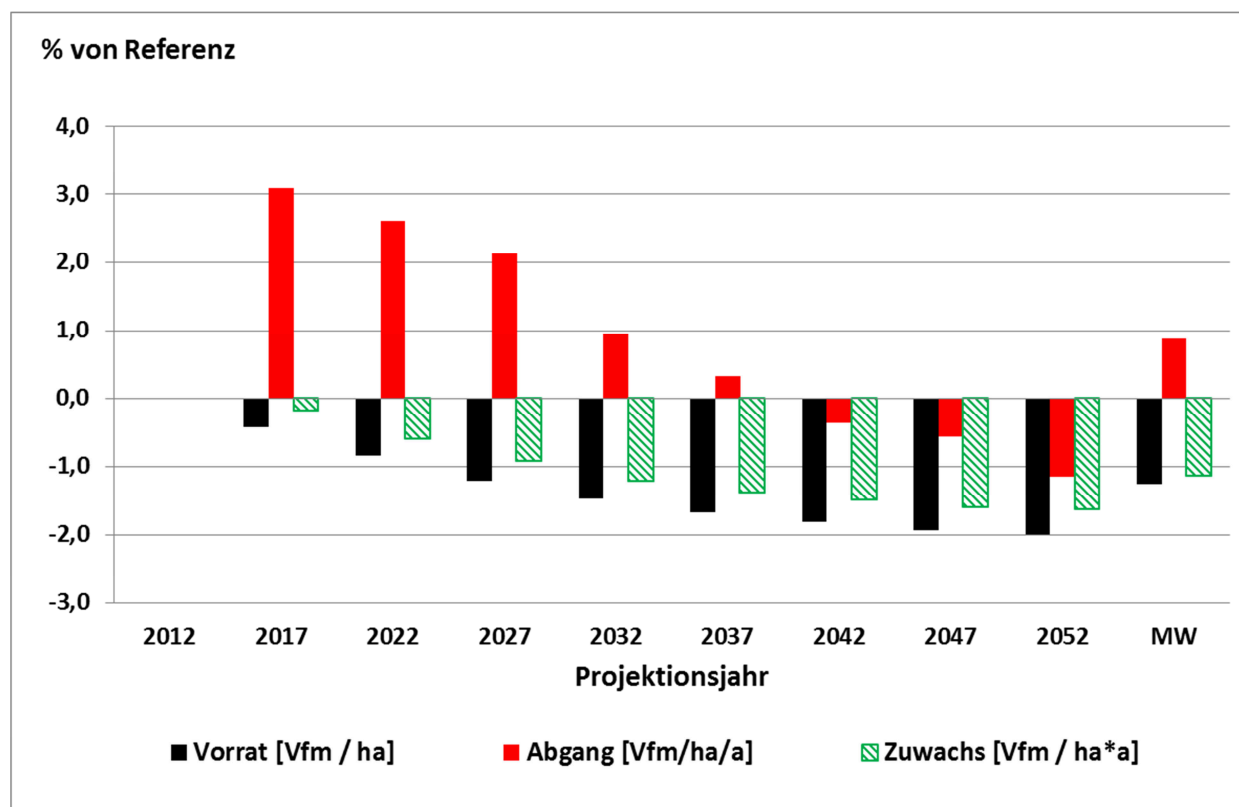


Abbildung 2: Differenz zwischen Bewirtschaftung ohne (Referenz) und mit Berücksichtigung der Anforderungen für ein reptilienorientiertes Artenschutzszenario für ganz Deutschland. Dargestellt ist jeweils der Zustand im Stichjahr (Vorrat) bzw. das Mittel der vorangegangenen 5 Jahre (Abgang, Zuwachs; Fichten- und Kiefernwälder, MW: Mittelwert über die 40 Jahre Simulationszeitraum 2012 - 2052).

Diskussion und Ausblick

Es liegen derzeit keine fundierten Habitatmodelle für Reptilien vor, mit denen man die auf der Basis der vorhandenen Literatur relativ grob getroffenen Annahmen zur Waldbehandlung überprüfen könnte. Die Kreuzotter dient jedoch als Flaggschiffart für viele Arten, deren Habitatansprüche kurz- und mittelfristig sowohl von aktuellen waldbaulichen als auch naturschutzpraktischen Zielsetzungen eher beeinträchtigt denn gefördert werden und die daher von aktiven Eingriffen profitieren können.

Da die Änderung der Bewirtschaftung im Szenario ohne Übergangsfrist implementiert wurde, entstand beim Abgang (d. h. bei Pflegeeingriffen, Ernte und Mortalität) in den ersten Jahren eine „Bugwelle“, die auch über den gesamten betrachteten Zeitraum die Nutzungspotenziale vergleichsweise hoch hält. Günstige Strukturen (im Sinne des Artenschutzszenarios) müssen erst hergestellt werden.

Die Auswirkungen können verschieden bewertet werden. Der mittlere Abgangsunterschied entspricht zum Beispiel, zieht man Faustzahlen aus dem Cluster Forst- und Holzwirtschaft heran, etwa 1900 zusätzlichen Arbeitsplätzen, die in diesem Cluster generiert würden. Gleichzeitig werden jährlich ca. 0,02 Mio. t Kohlenstoff weniger gebunden als im Forest Management Reference Level als Bezugsgröße für die Treibhausgasemissionsanrechnung nach dem Protokoll von Kyoto festgelegt sind (Bundesrepublik_Deutschland 2011; Rock et al. 2012). Der Wald würde damit – ceteris paribus – zu einer rechnerischen Treibhausgasquelle.

WEHAM enthält an einigen Simulationsschritten „zufällige“ Modifikationen der vorgegebenen Steuergrößen. So werden z. B. Durchforstungen nicht in dem Jahr durchgeführt, in dem ein rechnerischer Reinbestand das entsprechende Alter erreicht hat, sondern innerhalb der Zeitspanne „Alter + Durchforstungsturnus“. Simulationsläufe mit identischem Steuerdatensatz liefern deshalb realistischere, aber nicht identische Ergebnisse. Für die hier vorgestellte Studie fehlte die Zeit, beide Varianten jeweils in Monte-Carlo-Simulationen laufen zu lassen und die resultierenden Verteilungen zu vergleichen. Da der Ansatz insgesamt relativ grob ist, die Unterschiede zwischen beiden Simulationsläufen jedoch deutlich größer sind als die doppelte Standardabweichung um den Mittelwert einer MC-Simulation des endgültigen Basisszenarios (Daten nicht gezeigt), wird hier davon ausgegangen, dass der Einfluss der Bewirt-

schaftungsänderung deutlich größer ist als modellbedingte Differenzen zwischen zwei Simulationsläufen.

Die Auswirkungen pro Hektar Waldfläche sind demgegenüber relativ gering. Dieser „Verdünnungseffekt“ zeigt, dass auch am einzelnen Punkt durchaus gravierend erscheinende Eingriffe über größere Betriebe hinweg betrachtet sehr geringe Auswirkungen haben.

Die hier gezeigten Ergebnisse sind eine Vor- und Machbarkeitsstudie. Für konkretere Vergleiche wäre eine bessere Operationalisierung der waldbaulichen Anforderungen einer artenschutzfachlich motivierten Waldbehandlung notwendig. Die in WEHAM hinterlegten Wachstumsmodelle müssten zudem dahingehend geprüft werden, ob diese neuen Steuerungsvorgaben mit der vorliegenden Parametrisierung z. B. der Zuwachsgleichungen übereinstimmen oder mit Abweichungen des dann zu erwartenden vom parametrisierten Zuwachs gerechnet werden muss, was eine Neuparametrisierung der entsprechenden Gleichungen erforderte. Derzeit ist der Wachstumsgang aus Wiederholungsmessungen an Bäumen bestimmt, die unter realen Bestandessituationen wachsen. In der Artenschutzvariante der Simulationen wurde die Bestandesdichte abgesenkt, was Auswirkungen auf den Zuwachs haben sollte. Und letztlich ist der Vergleich nur einer Projektion mit einer anderen schwierig, da beide variable Elemente enthalten, die nicht ausgewiesen werden. Um genauere Aussagen zu den zu erwartenden Einflüssen zu bekommen, sollten die betreffenden Szenarien jeweils in Monte-Carlo-Simulationen mit einer entsprechenden Anzahl an Wiederholungen durchgeführt und dann die entstehenden Projektionsräume (bzw. -flächen) miteinander verglichen werden.

Danksagung

Teile der Arbeiten erfolgten im Rahmen des von BMEL und BMUB über den Waldklimafonds geförderten Verbundforschungsprojektes „Nachhaltigkeitsbewertung alternativer Waldbehandlungs- und Holzverwendungsszenarien unter besonderer Berücksichtigung von Klima- und Biodiversitätsschutz („WEHAM-Szenarien“)“. Die Autoren danken K. Gerber, S. Klatt und K. Oehmichen für Zuarbeiten und Kommentare.

Literaturverzeichnis

- AKFB (Arbeitskreis Forstliche Landespflege) (1991): Waldlandschaftspflege - Hinweise und Empfehlungen für Gestaltung und Pflege des Waldes. Landsberg, Ecomed, 148 S.
- Anonymus (2005): Benutzeranleitung WEHAM - Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung WEHAM Version 1.16. Freiburg, FVA: 39 S.
- Arnold, E. N. und J. A. Burton (1983): Pareys Reptilien- und Amphibienführer Europas. Hamburg - Berlin, Parey - Verlag, 270 S.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (o. J.): Auswertung Wirbeltiere - Rote Liste Band 1: Wirbeltiere (2009). Gesamtauswertung über die Wirbeltiergruppen. Bonn - Bad Godesberg, https://www.bfn.de/0322_rote-liste-wirbeltiere.html, zuletzt abgerufen 27.10.2015.
- BMELV (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT und VERBRAUCHERSCHUTZ) (2005): Das Waldentwicklungsmodell 2003 bis 2042 - Modell und Ergebnisse. BMELV. Berlin, BMELV: 99 S.
- Bösch, B. (2005): WEHAM II - Modelle und Algorithmen. FVA. Freiburg, FVA Baden - Württemberg: 77 S.
- BMUNR (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. N. u. R. BMU (Bundesministerium für Umwelt. Berlin, BMU: 180 S.
- Bundesrepublik Deutschland (2011): Submission of information on forest management reference levels by Germany. UNFCCC: 18 S.
- Günther, R. (Hrsg.) (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Jena, Gustav Fischer Verlag, 824 S.
- Hutter, C.-P. (1994): Schützt die Reptilien. Das Standardwerk zum Schutz der Schlangen, Eidechsen und anderer Reptilien in Deutschland, Österreich und der Schweiz. Stuttgart - Wien, Weitbrecht Verlag, 118 S.
- Rock, J., B. Bösch und G. Kändler (2013): WEHAM 2012 - Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung für die dritte Bundeswaldinventur. Deutscher Verband Forstlicher Versuchsanstalten (DVFFA), Sektion Ertragskunde: Berichte zur Jahrestagung 2013. U. Kohnle und J. Klädtke. Freiburg, Forstliche Versuchsanstalt Baden-Württemberg, S. 127 - 133.

- Rock, J., K. Dunger, T. Riedel und W. Stümer (2012): Ertragskundliche Projektionen für die Treibhausgasbilanzierung von Wäldern. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung 2012. J. Nagel. Göttingen, NW-FVA, DVFFA, S. 68 - 72.
- Rudolph, D. C., S. J. Burgdorf, R. N. Conner, C. S. Collins, D. Saenz, R. R. Schaefer, T. Trees, C. M. Duran, M. Ealy und J. G. Himes (2002): Prey handling and diet of Louisiana Pine Snakes (*Pituophis ruthveni*) and Black Pine Snakes (*P. melanoleucus lodingi*), with comparisons to other selected colubrid snakes. *Herpetological Natural History* 9(1): 57 - 62.
- Schulte, U. (2013, 15. September 2013): Artensteckbrief Kreuzotter (*Vipera berus*). URL: <http://www.feldherpetologie.de/heimische-reptilien-artensteckbrief/artensteckbrief-kreuzotter-vipera-berus/> (Stand: 18.10.2015).
- Völkl, W. und G. Hansbauer (2010): Die Kreuzotter in Bayern. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 41 S.
- Völkl, W., G. Hansbauer und M. Grosch (2011): Das Artenhilfsprogramm »Kreuzotter (*Vipera berus*) im Fichtelgebirge«: Umsetzung und Ergebnisse. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 18: 137 – 148.

Anhang: „Flaggschiffart“ Kreuzotter

Habitus, Verhalten und Fortpflanzung

Die Kreuzotter (*Vipera berus* L.) erreicht normalerweise bis ca. 65 cm, große Weibchen auch bis zu 90 cm Gesamtlänge und ein Gewicht von 100-150 g (♂) bzw. etwa 200 bis zu 300 g (♀, (Günther 1996)). Sie ist ovovivipar, Jungtiere sind im ersten Jahr 16-17 cm lang und das größte Wachstum findet in den ersten zwei Lebensjahren statt (Völkl und Hansbauer 2010). Die Geschlechtsreife tritt bei Männchen und Weibchen im Alter von 3-5 Jahren ein (Günther 1996). Nach dem Winterschlaf findet die Paarungszeit bis Ende Mai statt, wobei die Männchen den Weibchen zu den Paarungsplätzen folgen. Sie können dabei mehrere Kilometer zurücklegen (Hutter 1994; Günther 1996). Von September bis Oktober werden im Tiefland 4-12 und in höheren Lagen 4-6 Junge geboren. Die maximale Wurfgröße beträgt 15 Junge (Völkl und Hansbauer 2010). Während Männchen jedes Jahr an der Fortpflanzung teilnehmen, reproduzieren Weibchen alle zwei, bei suboptimalen Bedingungen nur alle drei Jahre (z. B. im Hochland oberhalb von 1500 m, (Hutter 1994)). Kreuzottern können 12 Jahre alt werden (Günther 1996). Im Oktober begeben sich Kreuzottern in ihre Winterquartiere (Günther 1996; Völkl und Hansbauer 2010). Sie überwintern in frostfreier Tiefe, beispielsweise in Erdspalten und ausgefaulten Baumstümpfen und oft auch in Gruppen (Völkl und Hansbauer 2010; Schulte 2013). *V. berus* gilt als recht ortstreu. Überwiegend tagaktiv, verlegt sie in den Sommermonaten ihre Aktivität in die Nacht (Hutter 1994; Günther 1996).

Verbreitung und Lebensraum

Die Kreuzotter kommt vom Polarkreis bis zum Mittelmeerraum (Spanien, Italien, Griechenland) und von Frankreich und Großbritannien bis zur russischen Pazifikinsel Sachalin vor (Arnold und Burton 1983; Hutter 1994; Völkl und Hansbauer 2010). *V. berus* ist die Schlange mit der größten Verbreitung weltweit (Schulte 2013). In Deutschland kommt die Art im norddeutschen Tiefland (Moor- und Heidegebiete), in den östlichen Mittelgebirgen und in Teilen des Südens vor (Schwarzwald, Schwäbische Alb, Alpenvorland (Schulte 2013)). Sie besiedelt vor allem relativ kühle und feuchte Lebensräume (Völkl und Hansbauer 2010) im Tiefland, Hügelland und subalpine Zonen bis 2300 m. In höheren Lagen kommt sie nur selten vor (Hutter 1994). Der Gesamtjahreslebensraum einer Kreuzotter muss Frühjahrs- und Herbstsonnplätze, Paarungs- und Brutplätze, Sommerreviere und Winterquartiere enthalten. Sie benötigt daher Gebiete mit ausreichender Sonneneinstrahlung und beträchtlichen Tag/Nacht- Temperaturschwankungen, sowie mit erhöhter Boden-Luftfeuchtigkeit (Hutter 1994) und / oder hohen Niederschlägen (Schulte 2013). Zu den typischen Habitaten zählen Moore und deren Randbereiche, Heiden, Dünen, Moorwälder, Waldlichtungen und sonnige Waldränder, Feldränder, Sumpf- und Magerwiesen, Seemarschen und Auwälder (Arnold und Burton 1983; Hutter 1994; Günther 1996; Völkl und Hansbauer 2010). Bevorzugter Waldtyp sind Nadelwälder (Schulte 2013). Weitere bedeutende Habitate sind Kahlschläge oder Kalamitätsflächen und Bergwiesen mit Legesteinhaufen. Ihr Areal und die Lebensraumanprüche überlappen sich stark mit denen der Waldeidechse.

Nahrung

Jungtiere erbeuten vor allem kleine Frösche, junge Waldeidechsen und Kleinsäuger, während sich adulte Exemplare eher auf Mäuse spezialisieren, aber auch Frösche, bodenbrütende Vögel und andere Reptilien überwältigen (Arnold und Burton 1983; Hutter 1994; Günther 1996; Völkl und Hansbauer 2010).

Gefährdung und Schutz

Die Kreuzotter ist in Deutschland nach der Bundesartenschutzverordnung „besonders geschützt“, in der Roten Liste (RL; Stand: 2009) für Deutschland ist sie als stark gefährdet aufgeführt, da die Bestände als stark rückläufig gelten. Ihr Status in den einzelnen Bundesländern ist verschieden (Schulte 2013): Sie gilt in Berlin als ausgestorben (RL Stand 2004), in vier Bundesländern als „vom Aussterben bedroht“ (Brandenburg (RL: 2004), Hamburg (2004), Hessen (2010), Nordrhein-Westfalen (2011)). In sechs Bundesländern ist sie „stark gefährdet“ (Baden-Württemberg (1999), Bayern (2003), Mecklenburg-Vorpommern (1992), Sachsen-Anhalt (2004), Schleswig-Holstein (2003), Thüringen (2011)). In Niedersachsen (1994) und Sachsen (1999) ist die Kreuzotter nur als „gefährdet“ aufgeführt. Nicht aufgelistet ist *V. berus* in drei Bundesländern (Bremen, Rheinland-Pfalz und Saarland). *Vipera berus* ist nicht in den Anhängen der FFH-Richtlinie aufgeführt, allerdings sind einige Teillebensräume (Hoch-, Zwischen- und Niedermoore, Feuchtwiesen, Borstgrasrasen) gesetzlich geschützt (Schulte 2013).

Neben dem Verlust von Lebensräumen und wichtigen Schlüsselementen ist die Kreuzotter durch Prädation gefährdet. *Vipera berus* gehört zum Beutespektrum von Bussard, Schlangenadler und Rabenvögeln (Hutter 1994), sowie Wildschwein, Marderartigen und Fuchs (Völkl und Hansbauer 2010). Die Zunahme der Schwarzwild- und Waschbärenpopulationen ist kritisch zu betrachten (Hutter 1994), zumal diese Kreuzottern auch in ihren Winterquartieren aufstöbern (Günther 1996).

Zum Schutzkonzept für die Art gehören Erhalt oder Wiederherstellung von Schlüsselstrukturen wie Hochmoorresten oder Saumstrukturen in der Offenlandschaft (Hutter 1994). In großflächigen Waldgebieten sollten lichte Waldstrukturen, die als Sonn- und Versteckplätze dienen, erhalten oder hergestellt werden (Sukzessionsflächen, Wildwiesen, Wegränder, Schneisen und Trassen (Völkl und Hansbauer 2010; Völkl et al. 2011). Dazu gehören auch offene Bereiche wie Kahlschläge (Hutter 1994; Völkl und Hansbauer 2010; Schulte 2013). Wald- und Waldinnenränder sollten stufig und mit einem wildkrautreichen Saum ausgebildet werden. Südexponierte Säume sollten nicht durch Aufforstungen beschattet werden (Völkl et al. 2011). Der Arbeitskreis Forstliche Landespflege empfiehlt generell zum Reptilienschutz den Erhalt besonnener Baumstümpfe, offener Sand- und Steinflächen sowie von Geröll- und Le-sesteinhaufen an Wald- und Wegrändern (AKFB 1991).

Adress- und Emailverzeichnis der Erstautoren

Name Institution Adresse	Email-Kontakt
Dr. Axel Albrecht FVA Baden-Württemberg, Abt. Waldwachstum Wonnhaldestr. 4 79100 Freiburg	axel.albrecht@forst.bwl.de
Dr. Peter Biber Lehrstuhl f. Waldwachstumskunde, TUM Hans-Carl-von-Carlowitz Platz 2 85354 Freising	p.biber@lrz.tu-muenchen.de
Susanne Brandl Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Hans-Carl-von-Carlowitz Platz 1 85354 Freising	Susanne.Brandl@lwf.bayern.de
Lars Drössler Southern Swedish Forest Research Centre Rörsjövägen 1 SE-23053 Alnarp, Schweden	lars.drossler@slu.se
Prof. Dr. Marek Fabrika Technical University Zvolen T.G.Masaryka 24 96053 Zvolen, Slowakei	fabrika@tuzvo.sk
Helga Fellner Universität für Bodenkultur Wien Peter-Jordan-Straße 82 1190 Wien, Österreich	helga.fellner@boku.ac.at
Dirk Fritzlar ThüringenForst Forstamt Hainich-Werratal Bahnhofstraße 76 99831 Creuzburg	forstamt.hainich-werratal@forst.thueringen.de
Kai Husmann Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt Grätzelstraße 2 37079 Göttingen	kai.husmann@nw-fva.de
PD Dr. Hans-Peter Kahle Professur f. Waldwachstum, Uni Freiburg Tennenbacher Str. 4 79106 Freiburg	hans-peter.kahle@iww.uni-freiburg.de
Georg Kindermann Institut für Waldwachstum, BFW, Wien Seckendorff-Gudent-Weg 8 1131 Wien, Österreich	georg.kindermann@bfw.gv.at
Dr. Joachim Klädtke FVA Baden-Württemberg, Abt. Waldwachstum Wonnhaldestr. 4 79100 Freiburg	joachim.klaedtke@forst.bwl.de
Nicolas v. Lüpke Skog og landskap Pb. 115 1431 Ås, Norwegen	nil@skogoglandskap.no
Jiri Novak Forest Research Station, Opočno Na Olive 550 51773 Opočno, Tschechische Republik	novak@vulhmop.cz

Prof. Dr. Hans Pretzsch Lehrstuhl f. Waldwachstumskunde, TUM Hans-Carl-von-Carlowitz Platz 2 85354 Freising	h.pretzsch@lrz.tum.de
Dr. Joachim Rock Thünen-Institut Waldökosysteme, Eberswalde A.-Möller-Str. 1 16225 Eberswalde	joachim.rock@vti.bund.de
Matthias Schmidt Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt Grätzelstraße 2 37079 Göttingen	matthias.schmidt@nw-fva.de
Enno Uhl Lehrstuhl f. Waldwachstumskunde, TUM Hans-Carl-von-Carlowitz Platz 2 85354 Freising	enno.uhl@lrz.tum.de
Klaas Wellhausen Lehrstuhl f. Waldwachstumskunde, TUM Hans-Carl-von-Carlowitz Platz 2 85354 Freising	klaas.wellhausen@lrz.tum.de