

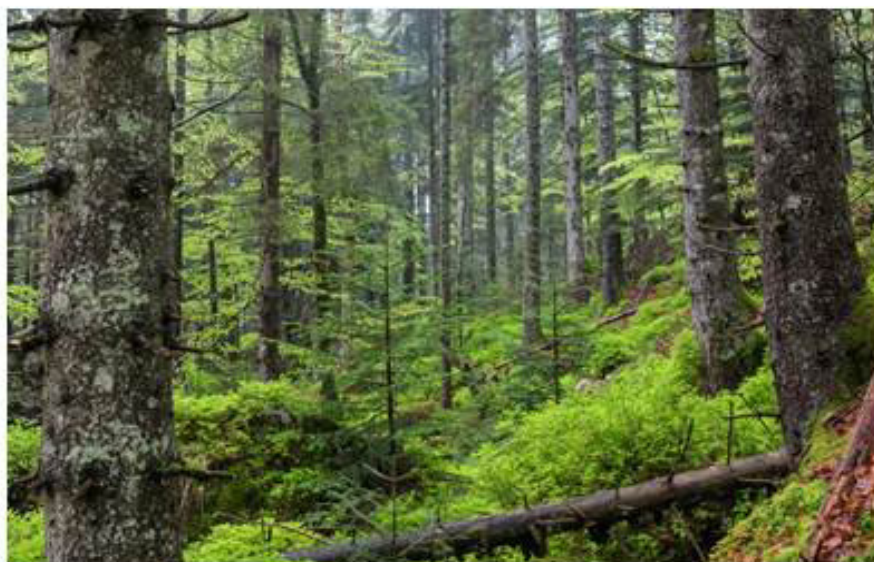


DEUTSCHER VERBAND
FORSTLICHER FORSCHUNGSANSTALTEN

Sektion Ertragskunde

2019

Tagungsbericht



Jahrestagung
03.-05. Juni 2019
Zwiesel

Bayern

DEUTSCHER VERBAND

FORSTLICHER FORSCHUNGSANSTALTEN



Sektion Ertragskunde

Tagungsband 2019

*Jahrestagung 03 – 05. 06. 2019
Zwiesel
Bayern*

Beiträge zur Jahrestagung 2019

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 2019

ISSN 1432-2609
Klädtke, Joachim

Vorwort

Die Jahrestagung der Sektion Ertragskunde 2019 fand in Zwiesel im Nationalpark Bayerischer Wald statt, wo uns die Parkverwaltung großzügig den Tagungsraum im Haus zur Wildnis zur Verfügung stellte. Hierfür bedanken wir uns bei dem stellvertretenden Leiter des Nationalparks, Herrn Prof. Dr. Jörg Müller.

Die Exkursion am Dienstagnachmittag führte zu zwei Exkursionspunkten, die vielen Teilnehmern aus der Literatur wohlbekannt sind, nämlich zu dem Versuch Zwiesel 111, einem Fichten-Buchen-Mischbestandsversuch, wo die Frage des Einflusses der Baumartenmischung auf Produktivität, Struktur und Qualität diskutiert wurde, und zum Kreuzberger Plenterwaldversuch Freyung 129, der seit ca. 250 Jahren im Plenterbetrieb bewirtschaftet wird. Hier stand die Wechselwirkung zwischen Bestandsdichte, Zuwachs und Bestandsstruktur im Fokus der Diskussionen. Stimmungsvoller Abschluss der Exkursion bildete ein Abendessen in der Schaubläserei Riedelhütte. Den bayerischen Kolleginnen und Kollegen, insbesondere Prof. Dr. Hans Pretzsch, Dr. Peter Biber, Beate Felsl, Torben Hilmers, Kilian Stimm und Enno Uhl und danken wir ganz herzlich für die perfekte Vorbereitung und Organisation.

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



Aufnahme: Christin Carl

Freiburg, im Dezember 2019

Prof. Dr. Ulrich Kohnle

Dr. Joachim Klädtke

Inhaltsverzeichnis

Zur Abhängigkeit der Zuwachsverteilung im Plenterwald von der Art und Größe der Bäume.....	1
<i>Torben Hilmers</i>	
Plenterwaldartige Bewirtschaftung - ein Zukunftsmodell? Betriebswirtschaftliche Überlegungen zum Plenterwald als Bewirtschaftungsmodell.....	12
<i>Katharina Messerer</i>	
Die Entwicklung des Gini-Koeffizienten und der Wuchsdominanz bei 40-jähriger Zielstärkennutzung eines zunächst gleichaltrigen Fichtenreinbestandes.....	13
<i>Hubert Sterba</i>	
Eine neue Generation dynamischer Ertragstabellen für Nordwestdeutschland erste Ergebnisse für die Baumart Buche	21
<i>Matthias Albert</i>	
Optimierung der räumlichen Baumartenverteilung Ergebnisse aus dem WKF-Projekt „DSS-RiskMan“	31
<i>Ronald Bialozyt</i>	
Kronenstruktur, Standraumeffizienz und Wachstum von Eichen in Rein- und Mischbeständen mit der Baumart Kiefer in Brandenburg	43
<i>Annett Degenhardt</i>	
Zum Einzelbaumwachstum von Eichen (<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl. und <i>Quercus robur</i> L.) in Rein- und Mischbeständen in Abhängigkeit von der lokalen Bestandsstruktur.....	52
<i>Kilian Stimm</i>	
Fichten und Buchen im Rein- und Mischbestand unter 5-jährigem Trockenstress. Ergebnisse des Austrocknungsexperiments KROOF.....	63
<i>Thomas Rötzer</i>	
Trockenheits- und Hitzeresistenz der wichtigsten mitteleuropäischen Nadelbaumarten.....	73
<i>Eric Andreas Thurm</i>	
Wind und Radialwachstum: Rückblick auf einen vier Jahre langen Baumverankerungsversuch mit Abspannseilen	86
<i>François Ningre</i>	
Einfluss von Alter und Wetter auf das Wachstum und die Holzanatomie junger Fichten	87
<i>Thomas Seifert</i>	
Bewertung von Behandlungs- und Nutzungsstrategien unter Einbeziehung von Wachstumsmodellen Modellierung der Astigkeit im Hinblick auf verschiedene Möglichkeiten der Holzverwendung	102
<i>Holger Wernsdörfer</i>	
Einfluss der Baumartenmischung auf die Holzqualität der Buche (<i>Fagus sylvatica</i> L.)	105
<i>Andreas Rais</i>	
Adequate silviculture management of silver fir stands in the Czech Republic	112
<i>Jiří Novák</i>	
Einzelbaumweise Zuwachsmmodellierung der Fichte im sächsischen Mittelgebirge mit Boosted Regression Trees.....	115
<i>Christian Torsten Seltmann</i>	
Long term yield experiments in pure and mixed pine stands in central part of Lithuania.....	127
<i>Edgaras Linkevičius</i>	
Modellierung des Stammdickenwachstums mit verteilten Lag-Modellen und penalisierten Spline-Regressionen für Jahrringzeitreihen.....	128
<i>Arne Nothdurft</i>	
Visions of forest modelling for next decades in Slovakia	135
<i>Marek Fabrika</i>	

Bestimmung der Bestandesdichte für den Einzelbaum	141
<i>Georg Kindermann</i>	
R-Paket CroCom: Berechnung von waldwachstumskundlichen Konkurrenzindizes	145
<i>Michael Körner</i>	
Gemischte nichtlineare Modelle für Durchmesser-Höhen-Altersbeziehungen im Ober- und Unterstand.....	151
<i>Sven Martens</i>	
Douglasie, Küsten-Tanne und Lärche – Wachstumsverlauf und witterungssensitive Zuwachsreaktionen von Hoffnungsträgern in Nordostdeutschland	161
<i>Jens Schröder</i>	
Kontaktdaten der Erstautoren.....	173

Zur Abhängigkeit der Zuwachsverteilung im Plenterwald von der Art und Größe der Bäume

*Torben Hilmers, Leonhard Steinacker und Hans Pretzsch
Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, TU München*

Zusammenfassung

Am Beispiel des Fichten-Tannen-Buchen Plenterwaldversuchs bei Freyung im Bayerischen Wald wurde die Abhängigkeit der Zuwachsverteilung von der Art und Größe der Bäume im Plenterwald detailliert analysiert. Der Plenterwaldversuch Freyung 129 (FRY 129) wurde seit seiner Gründung 1980 bis heute sieben Mal vollständig aufgenommen. Auf den sechs Teilparzellen der Versuchsfläche FRY 129 sind verschiedene Varianten der Vorratshaltung und Zielstärke realisiert. Zwei Parzellen sind vorratsarm (292 bzw. $360 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), zwei Parzellen vorratsgut (498 bzw. $572 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) und zwei Parzellen sind vorratsreich (767 bzw. $669 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Mit steigendem Vorrat steigt die Zielstärke. Untersucht wurde die Zuwachsverteilung auf drei verschiedenen Ebenen. Die Einzelbaumebene, und die Populationsebene, das sind alle Bäume einer Art, sollten zum Verständnis der Zuwachsverteilung zwischen Art und Größe der Bäume auf der Ebene des Bestandes insgesamt beitragen.

Unsere Ergebnisse zeigten bzgl. der Einzelbaumebene, dass es signifikante Unterschiede in der langfristigen Entwicklung der Einzelbaumzuwächse zwischen den drei Baumarten gab. Während die Einzelbaumzuwächse vor allem mittelstarker Buchen und Tannen seit 1980 zunahmen, nahmen die Einzelbaumzuwächse der Fichten stetige ab. Noch vor 40 Jahren zeigte die Tanne geringere Zuwächse, wenn Sie in direkter Nachbarschaft zu Fichte und Buche gewachsen war. In der letzten Aufnahme profitierten alle drei Baumarten auf Grund ihrer Komplementarität von der Nachbarschaft der jeweils anderen Baumarten. Dieser Effekt war bei der Fichte hingegen seit 1980 rückläufig.

Auf Populationsebene zeigten wir, dass die mittelstarken Bäume aller drei Baumarten überproportional zu ihren Einzelbaumvolumina zum Gesamtvolumenzuwachs beigetragen haben. Abhängig vom Vorrat des Bestandes zeigten die drei Baumarten jedoch verschiedene Ausprägungen dieser Zuwachsverteilung. Die charakteristische Gleichgewichtsverteilung im Plenterwald ist somit auch von der Artenzusammensetzung abhängig. Zwischen Bestandesvorräten von 500 bis $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ zeigten die untersuchten Plenterwälder erwartungsgemäß eine hohe Zuwachsresilienz. Auf den vorratsarmen Parzellen ging der Bestandeszuwachs letztlich jedoch zurück. Mit Hilfe der Ergebnisse auf Einzelbaum- und Populationsebene diskutieren wir mögliche Gründe für diese Zuwachsverluste.

1 Einleitung

Plenterwälder üben seit jeher eine große Faszination sowohl auf die forstliche Wissenschaft als auch auf die Praxis aus. Ein Plenterwald ist ein Wald aus Bäumen, deren Kronen sich seitlich meistens nicht berühren, jedoch den gesamten vertikalen Wuchsraum ausfüllen (SCHÜTZ, 2001). Der Plenterwald zeichnet sich durch eine hohe Arten- und Strukturvielfalt aus, die auf der gesamten Fläche und über lange Zeiträume ähnlich ist. Im Plenterwald kommen beispielsweise Fichten, Tannen und Buchen unterschiedlichsten Alters in enger Nachbarschaft gestuft und durchmischt vor. Das unterscheidet ihn grundlegend vom Altersklassenwald, der durch eine flächige Trennung von Baumarten und verschieden alter Bestände charakterisiert ist (PRETZSCH, 2019). Es ist für Plenterwälder typisch, dass die in kurzen Intervallen wiederkehrenden Eingriffe nicht nur Ernte-, sondern stets auch Verjüngungs- und Erziehungsmaßnahmen sind. Das Jugendwachstum der Plenterwaldbäume ist sowohl hinsichtlich des Höhen- als auch des Dickenwachstums außerordentlich langsam (FUCHS, 1996).

Aufgrund ihrer Fähigkeit, im Unterstand auszuharren, sind schattentolerante Baumarten wie die Tanne oder Buche besonders geeignet für Plenterwälder. Plenterwälder sehen zwar naturnah und geradezu urwaldartig aus. Plenterartige Strukturen entstehen von Natur aus aber nur dort, wo immer wiederkehrende Störungen auf das Waldgefüge einwirken, d.h. in der Kampfzone exponierter subalpiner Wälder (SCHÜTZ, 2001). Anderswo sind Plenterwälder auf kontinuierliche waldbauliche Eingriffe angewiesen, die ihre charakteristische Struktur erhalten.

Wird ein Plenterwald im Gleichgewicht gehalten, so variiert die Baumzahl-Durchmesser-Verteilung über der Zeit nur geringfügig, z. B. bedingt durch klimatische Schwankungen, Verschiebung der Baumartenanteile oder waldbauliche Eingriffe. Im Gleichgewichtszustand bleiben die Übergänge der

Bäume von Durchmesserstufe zu Durchmesserstufe, die Mortalität und Entnahmen über der Zeit ähnlich (PRETZSCH, 2019). Eine Voraussetzung für den dauerhaften Erhalt der Plenterstruktur ist eine kontinuierliche Ausstattung aller Durchmesserstufen mit Bäumen, wobei die Baumzahl in den unteren Stufen besonders hoch ist und mit zunehmender Durchmesserstufe etwa exponentiell abnimmt (Abbildung 1). Im Gleichgewichtszustand, bei etwa exponentieller Durchmesserverteilung, sind alle Höhenstufen vertreten. Unter diesen Voraussetzungen ist der Plenterwald selbsterneuernd und stabil. Die Verselbständigung der Bäume und die gute Kronenentwicklung verleihen den Plenterwaldbäumen eine hohe individuelle mechanische Stabilität (KERN, 1966). Plenterwälder zeigen aufgrund der Tatsache, dass nach Störungen genügend überlebende Bäume bestehen eine hohe Resistenz. Da diese verbleibenden Bäume außerdem den Zuwachsrückgang nach der Entnahme von Bäumen aus der Ober- und Mittelschicht in gewissem Umfang kompensieren können sind Plenterwälder weiter als äußerst resilient anzusehen. Durch Entnahmen entstehen kaum unbestockte Flächen. Das unterstreicht die große Zuwachsresilienz des Plenterwalds im Vergleich zu Altersklassenwäldern, in denen sich die Lücken nach Störungen durch seitlichen Einwuchs oder Ankommen von Verjüngung wesentlich langsamer schließen (ZINGG et al., 2009).

Im Gleichgewichtszustand bleiben, Standortsänderungen oder Schäden ausgenommen, die Baumhöhen-Durchmesserbeziehung sowie die unimodale Beziehung zwischen Durchmesserzuwachs und Durchmesser stationär.

Um diesen stabilen Gleichgewichtszustand von Plenterwäldern zu erhalten, müssen regelmäßige forstliche Eingriffe stattfinden. Die Art der Baumentnahmen kann durch Vorgabe einer einzuhaltenden Baumzahl-Durchmesser-Verteilung definiert werden (BACHOFEN 1999). DE LIOCOURT (1898) zeigt, dass die Baumzahlen in Plenterwäldern, die im Gleichgewicht, also im stationären Zustand sind, von der niedrigsten bis zur höchsten Durchmesserstufe etwa einer geometrischen Reihe folgt. MEYER (1933) zeigt, dass diese Baumzahlabnahme auch über die fallende Exponentialkurve beschrieben werden kann. Gegenüber den im halblogarithmischen System linearen Gleichgewichtskurven von DE LIOCOURT (1898) oder MEYER (1933) schlägt SCHÜTZ (1997) einen detaillierten Algorithmus über Ein-, Auswuchs- und Nutzungsraten zur Bestimmung von Gleichgewichtskurven für Plenterwälder vor. Mit diesem Ansatz ergeben sich Soll-Verteilungen die i. d. R. geringfügig von der exponentiellen Kurvenform abweichen.

Beide Ansätze vernachlässigen jedoch die baumartenspezifischen Beiträge zur Baumzahl-Durchmesser-Verteilung. Es bleibt z. B. unberücksichtigt, wie sich die Arten in den Standraumansprüchen, Ein-, Auswuchs- und Nutzungsraten unterscheiden und auch interspezifisch beeinflussen. Außerdem fließen die Interaktionen, z. B. zwischen Fichten, Tannen und Buchen, nicht in die bisherigen Ansätze zur Ableitung von Gleichgewichtskurven ein (PRETZSCH, 2019).

Anhand von Daten des langfristigen Plenterwaldversuchs Freyung 128 des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde, TU München, untersuchten wir in diesem Beitrag beispielhaft die Wechselwirkungen zwischen Bestandesstruktur, Vorrat und Zuwachsverteilungen in einem Plenterwald aus Fichte, Tanne und Buche. Unsere Analysen erlauben Aussagen über das Zuwachsverhalten der drei Baumarten auf drei verschiedenen Ebenen. Auf der untersten Ebene, der Einzelbaumebene, zeigen wir (i) welchen langfristigen Zuwachstrend, seit 1980, die drei Baumarten zeigten, (ii) wie die drei Baumarten in Abhängigkeit von Größe, Konkurrenz und Nachbarschaft gewachsen und (iii) wie die drei Baumarten auf Freistellung reagierten. Auf der nächst höheren Ebene, der Populationsebene, zeigen wir (iv) wie sich der Bestandesvolumenzuwachs über die Arten und Größenstufen verteilt hat und (v) wie effizient die drei Baumarten Freiräume nutzen konnten. Die Ergebnisse auf den unteren Ebenen helfen uns zu verstehen was auf der obersten Ebene, der Bestandesebene, abläuft. Schließlich wird (vi) zusammengefaßt und diskutiert warum die Bestandesproduktivität bei Unterschreitung eines Vorrats von $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ in diesen Wäldern abnimmt.

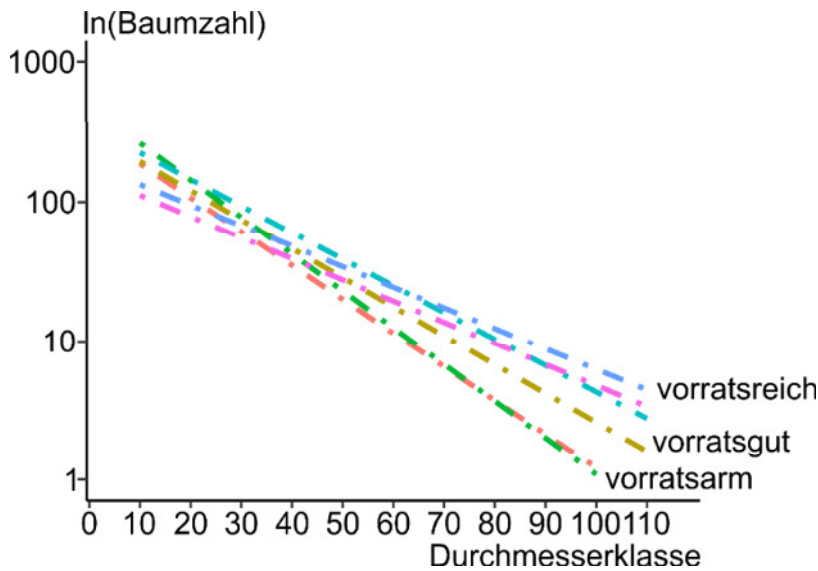


Abbildung 1: Variation des Zusammenhangs zwischen Stammdurchmesser (Zehnzentimeter-Durchmesserstufen) und Baumzahl ($d_{1,3} \geq 7\text{cm}$) auf der Plenterwaldversuchsfläche Freyung 129. Die gestrichelten Geraden resultieren aus einem regressionsanalytischen Ausgleich der Baumzahl-Durchmesser-Verteilung. Sie repräsentieren unterschiedliche Gleichgewichtskurven auf vorratsarmen bis vorratsreichen Parzellen.

2 Material und Methoden

2.1 Material

Tabelle 1: Standortmerkmale des Plenterwaldversuchs Freyung 129. WB, Wuchsbezirk; Ta, mittlere Jahrestemperatur; Tv, Mitteltemperatur in der Vegetationszeit; Na, Jahresniederschläge; Nv, Niederschläge in der Vegetationszeit.

Versuch	WB	Ta	Tv	Na	Nv	Höhe	Neigung	Exposition
		°C	°C	mm	mm	mNN	Altgrad	Altgrad
FRY 129	09.11.3	6,5	13	1100-1300	700	720	2,0 – 5,0	135

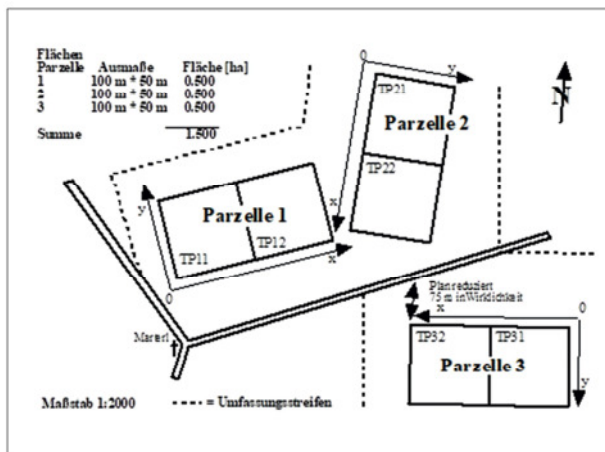
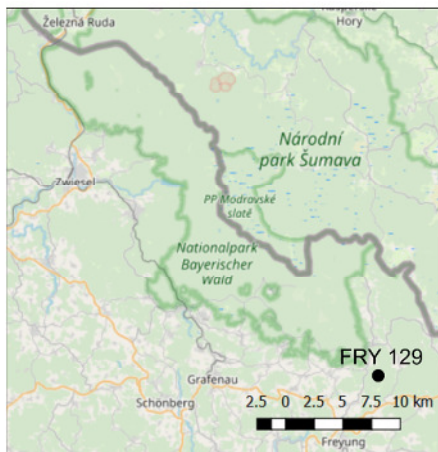


Abbildung 2: Links, Lage der Plenterwaldversuchsflächen Freyung 129 (schwarzer Punkt). Rechts, Lageplan und Flächengrößen der drei Parzellen mit sechs Teilparzellen (TP) der Plenterwaldversuchsfläche Freyung 129.

Die Versuchsfläche Freyung 129, im Folgenden mit der Versuchsflächenkennung FRY 129 abgekürzt, liegt im Kreuzberger Forst, welcher - an der Südwestgrenze des Wuchsbezirk 11.3 „Innerer Bayerischer Wald“ gelegen - der submontanen Zone des Grenzgebirges zuzuordnen ist (Abbildung 2). Der Versuch ist in etwa 720 m Höhe über NN an einem leicht südöstlich geneigten Hang gelegen (Tabelle 1). In dieser Höhenlage treffen Fichte, Tanne und Buche zusammen, Baumarten also, die in dieser Zone vitale Konkurrenten sind. Der vorherrschende Bodentyp ist hier eine schwach podsolige frische Braunerde mit reichen Skelettanteilen. Bei einem Jahresmittel der Lufttemperatur von ca. 6,5 Grad Celsius fallen 1100 bis 1300 mm Niederschlag pro Jahr, davon 700 mm während der Vegetationsperiode von Mai bis Oktober (Tabelle 1). Um Wechselwirkungen zwischen Bestandesstruktur, Vorrat und dem Zuwachs zu untersuchen, verfolgt der Versuch FRY 129 verschiedene langfristige Zielvorräte auf sechs Teilparzellen (Abbildung 2). Auf den Teilparzellen 11, 12, 21, 22, 31 und 32 werden die Zielvorräte zu experimentellen Zwecken langfristig auf 300, 400, 500, 600,

700 und 800 m³ ha⁻¹ eingestellt. Die Parzellen 11 und 21 sind vorratsarm, 12 und 31 vorratsgut und 22 und 32 vorratsreich. Mit zunehmender Vorratshöhe steigt die Zielstärke. Alle Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser > 6,5 cm wurden seit Versuchsanlage im Jahre 1980 auf den 0,25 ha großen Teilparzellen insgesamt 7-mal vermessen.

2.2 Methoden

Für eine detaillierte Analyse der Zuwachsverteilung im Plenterwald FRY 129 wurde das Zuwachsverhalten auf drei verschiedenen Ebenen untersucht. In einem ersten Schritt wurden die Grundflächenzuwächse auf Einzelbaumebene untersucht. Im zweiten Schritt haben wir Zuwachsmuster auf Populationsebene, das heißt aller Bäume innerhalb einer Art, untersucht. Im dritten Schritt wurde das Zuwachsverhalten gesondert nach den Arten Fichte, Tanne und Buche analysiert. Das übergeordnete Ziel dieser Herangehensweise ist, dass sichtbare Veränderungen der Bestandesebene durch das Wissen über die Einzelbaum- und Populationsebene hergeleitet werden kann.

2.2.1 Einzelbaumebene

Welchen langfristigen Zuwachstrend zeigten die drei Baumarten seit 1980?

Um die langfristige Entwicklung der Grundflächenzuwächse seit 1980 zu untersuchen, wurden baumartenweise (Fichte, Tanne und Buche) Regressionen gerechnet. Grundflächenzuwächse (z_g) auf Einzelbaumebene wurden in Abhängigkeit der Ausgangsdimension (Grundfläche g) und dem Kalenderjahr geschätzt ($\log(z_g) = f(\log(g), \text{Kalenderjahr})$).

Wie wuchsen die drei Baumarten in Abhängigkeit von Größe, Konkurrenz und Nachbarschaft?

Mit Hilfe artenweiser Regressionen wurde der Einfluss der Ausgangsdimension (g), der Konkurrenzsituation sowie der Nachbarschaft auf den Grundflächenzuwachs auf Einzelbaumebene mit folgendem Model geschätzt:

$z_g = f(g, \text{lokaler SDI, Anteil Fremdbaumart am SDI})$

Als Konkurrenzindex wurde lokale Stand-Density-Indizes (SDI; Reineke, 1933) mit einem Suchradius von Brusthöhendurchmesser * 20 verwendet. Der relative Anteil der Fremdbaumart am SDI, war der Anteil der jeweilig anderen Baumarten verschieden vom Zentralbaum. Bei einer Fichte als Zentralbaum waren die Fremdbaumarten Buche und Tanne, bei einer Tanne als Zentralbaum Buche und Fichte usw. Um den unterschiedlichen Standraumbedarf der drei Baumarten zu berücksichtigen, wurden die SDI-Werte anhand von Äquivalenzkoeffizienten transformiert (PRETZSCH und BIBER, 2016).

Wie haben die drei Baumarten auf Freistellung reagiert?

Während der letzten beiden Aufnahmen des Versuchs FRY 129 erfolgten zum Teil stärkere Eingriffe, um die Parzellen den Zielvorräten anzunähern. Wie die Baumarten bzw. Bäume welcher Größe auf diese Freistellung reagierten, wurde ebenfalls mit einer artenweisen Regression untersucht: $z_g = f(g, \text{KKL}, \Delta \text{KKL})$.

Hierin war z_g der Grundflächenzuwachs, g die Grundfläche des Baumes, KKL der Kronenkonkurrenzindex um Licht (Pretzsch, 1997) nach Durchforstung und ΔKKL die Differenz der Konkurrenzindizes vor (KKL_{VD}) und nach (KKL_{ND}) der Durchforstung ($\Delta \text{KKL} = \text{KKL}_{\text{VD}} - \text{KKL}_{\text{ND}}$).

2.2.2 Populationsebene

Wie war der Volumenzuwachs über Arten und Bäume unterschiedlicher Größe verteilt?

Bei der klassischen Herleitung von Plentergleichverteilungskurve wird i.d. R. keine Unterscheidung nach Arten vorgenommen. Da der artspezifische Durchmesserklassenzuwachs aber durchaus heterogen verläuft, ist die Gleichgewichtsverteilung direkt von der Artenzusammensetzung abhängig. Um zu untersuchen, ob sich die drei Baumarten in der Verteilung des Zuwachses auf die Durchmesserklassen unterscheiden, haben wir den Growth Dominance Coefficient (GDC; BINKLEY et al., 2006) baumartenweise berechnet. Eine Veränderung der Zuwachsverteilungen unter vorratsarmen bis vorratsreichen Verhältnissen wurde mit folgender artenweiser Regression nachgegangen: $\text{GDC} = f(V)$. Hierin war V der Vorrat des verbleibenden Bestandes.

Wie effizient konnten die drei Baumarten Freiräume nutzen?

Bei zwei der insgesamt sieben Aufnahmen des Versuchs FRY 129 wurden neben BHD- und Höhenmessungen außerdem Ablotungen der Kronen in acht Himmelsrichtungen durchgeführt. Diese Aufnahmen konnten wir nutzen, um zu untersuchen wie effizient die drei beteiligten Baumarten Fichte, Tanne und Buche gewonnene Freiräume nutzen konnten. Mit der Hilfe artenweiser Regressionen haben wir den Einfluss des Vorrats des verbleibenden Bestands (V) und der Kronenschirmfläche in m^2 auf den durchschnittlichen laufenden jährlichen Volumenzuwachs (ZV) der drei Baumarten untersucht: $ZV = f(V, \text{Kronenschirmfläche})$.

3 Ergebnisse

3.1 Einzelbaumebene

Zeigten die drei Baumarten seit 1980 einen Wachstumstrend?

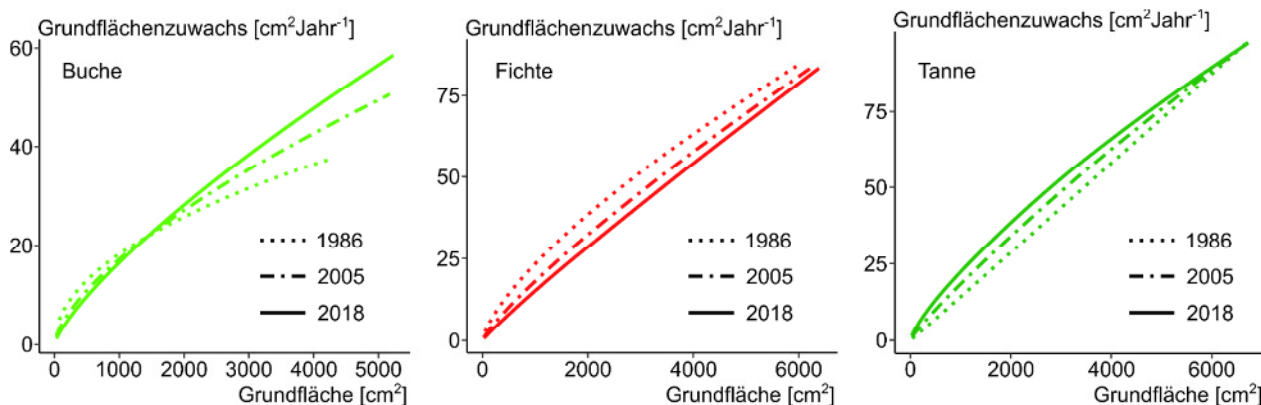


Abbildung 3: Mittlere jährliche Grundflächenzuwächse über der Grundfläche der drei Baumarten Buche (links), Fichte (Mitte) und Tanne (rechts) auf der Plenterwaldversuchsfläche Freyung 129. Dargestellt für die Aufnahmezeitpunkte 1986, 2005, 2018.

Abbildung 3 zeigt den durchschnittlichen Grundflächenzuwachs der Baumarten Fichte, Tanne und Buche über der Einzelbaumgrundfläche in den Aufnahmezeitpunkten 1986, 2005 und 2018. Buchen mit einer Grundfläche $> 2000 \text{ cm}^2$ ($d_{1,3}$) zeigten seit der Versuchsflächenanlage im Jahr 1980 stetig steigende Grundflächenzuwächse bei gleicher Grundfläche. Buchen mit kleinerer Grundfläche zeigten keine Veränderungen im Wachstumsmuster. Die Fichte verlor in allen Grundflächenbereichen seit 1980 an Grundflächenzuwachs. Mittelstarke Fichten zeigten die größten Zuwachsverluste. Diejenigen Fichten am dicken Ende des Größenspektrums zeigten vergleichsweise wenig Zuwachsrückgänge. Im Gegensatz zur Fichte zeigte die Tanne im gesamten Größenspektrum steigende Grundflächenzuwächse. Vor allem die Tannen der mittleren Stärkeklasse zeigten die größten Zuwachsgewinne. Tannen am dicken Ende des Größenspektrums wuchsen seit der Versuchsflächenanlage auf einem ähnlichen Niveau.

Einfluss der Nachbarschaft

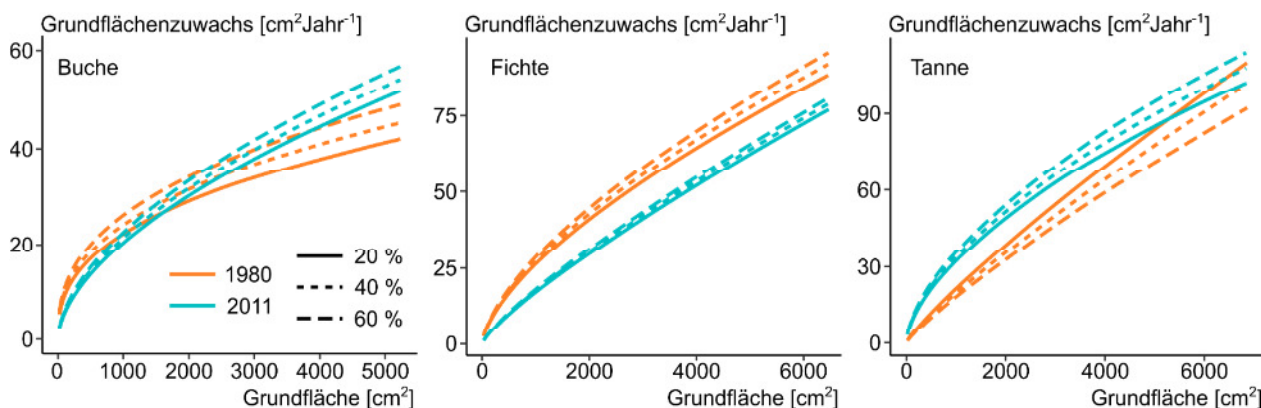


Abbildung 4: Durchschnittliche jährliche Grundflächenzuwächse in Abhängigkeit vom Kalenderjahr und dem Anteil an Fremdbaumarten am lokalen Stand-Density-Index über der Grundfläche der drei Baumarten Buche (links), Fichte (Mitte) und Tanne (rechts). Rot, Kalenderjahr 1980; blau, Kalenderjahr 2011. Durchgezogene, gepunktete und gestrichelte Linien repräsentieren einen Anteil an Fremdbaumarten am lokalen SDI von 20, 40 und 60 %.

Die Untersuchungen zum Einfluss der Nachbarschaft zeigten, dass alle drei Baumarten in der letzten Aufnahme von der Nachbarschaft der anderen Baumarten profitierten (Abbildung 4). Die größten Zuwachsgewinne erreichen diejenigen Bäume am dicken Ende des Größenspektrums. Werden die beiden Aufnahmezeitpunkte 1980 bzw. 2011 verglichen so zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den Baumarten. Eine Tanne, welche vor 40 Jahren von Fichten und Buchen in der direkten Nachbarschaft umgeben war, zeigte geringere Durchmesserzuwächse als eine Tanne, welche von anderen Tannen umgeben war. Im Gegensatz dazu profitierten in der letzten Aufnahmeperiode Tannen von der direkten Nachbarschaft von Bäumen anderer Baumarten. Die Fichte hingegen zeigte neben dem langfristigen negativen Trend im Grundflächenzuwachs auch, dass Sie in der letzten Aufnahme weniger von der Nachbarschaft anderer Baumarten profitierte als in den 80er Jahren. Die Buche konnte das Zuwachsniveau steigern und profitierte sowohl in der letzten Aufnahme als auch vor 40 Jahren von der direkten Nachbarschaft der anderen Baumarten.

Freistellungseffekte

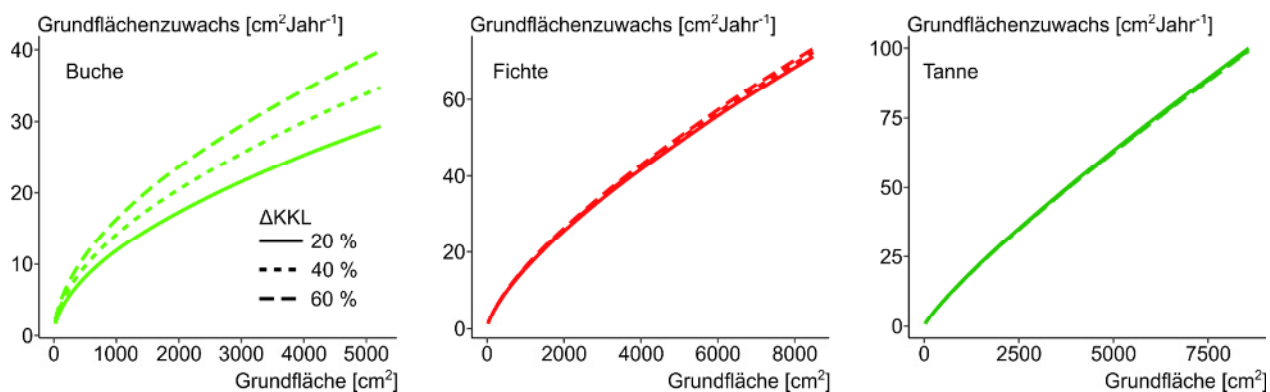


Abbildung 5: Durchschnittliche jährliche Grundflächenzuwächse über der Anfangsgrundfläche, dargestellt für Bäume mit veränderter Konkurrenzsituation nach Durchforstung. Dargestellt sind die Zusammenhänge für die Baumarten Buche (links), Fichte (Mitte) und Tanne (rechts). Durchgezogene, gepunktete und gestrichelte Linien repräsentieren eine Verkleinerung des Konkurrenzindex KKL um 20, 40 und 60 Prozent im Vergleich KKL vor Durchforstung und KKL nach Durchforstung.

Unsere Untersuchungen zum Einfluss der Freistellung auf das Zuwachsverhalten der drei Baumarten zeigte, dass allein die Buche schnell auf Freistellungen reagieren konnte (Abbildung 5). Buchen, welche infolge einer Durchforstung von Bedrängern befreit wurden, zeigten signifikant höhere Grundflächenzuwächse im Vergleich zu weniger stark freigestellten Buche. Die größten Buchen zeigten auch den größten positiven Effekt der Freistellung auf den Zuwachs. Für die Fichte und die Tanne konnten wir keine oder nur sehr geringen Effekte nachweisen.

3.2 Populationsebene

Wie wurde der Volumenzuwachs über Arten und Größenstufen verteilt?

Nach unseren Ergebnissen trugen bei allen drei Baumarten die mittelstarken Bäume überproportional zum Volumenzuwachs der gesamten Population bei (Abbildung 6). Das wird dadurch erkennbar, dass alle drei Baumarten unabhängig von der Vorratssituation des Gesamtbestandes (vorratsarm, vorratsgut, vorratsreich) negative Werte im GDC hatten, was ein Indikator für ihren überproportionalen Beitrag ist. Die Ausprägung variierte jedoch stark in Abhängigkeit des Vorrats des verbleibenden Bestandes und zwischen den Baumarten. Während in vorratsreichen Beständen ($V = 600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) die mittelstarken Bäume der Buche und Tanne stark überproportional zu ihrer Größe zum Zuwachs beigetragen haben ($\text{GDC} < -0.2$) war bei der Fichte eine fast ausgeglichene Situation zwischen den Baumstärken vorzufinden ($\text{GDC} = -0.08$). In vorratsarmen Beständen hingegen zeigten die mittelstarken Bäume der Fichte einen überproportionalen Beitrag ($\text{GDC} = -0.25$) während die Kurven der Buche und der Tanne sich der Winkelhalbierenden annäherte und somit alle Stärkeklassen nahezu proportional zu ihrem Einzelbaumvolumina zum Gesamtvolumenzuwachs beigetragen haben ($\text{GDC} = -0.07$ bzw. -0.12).

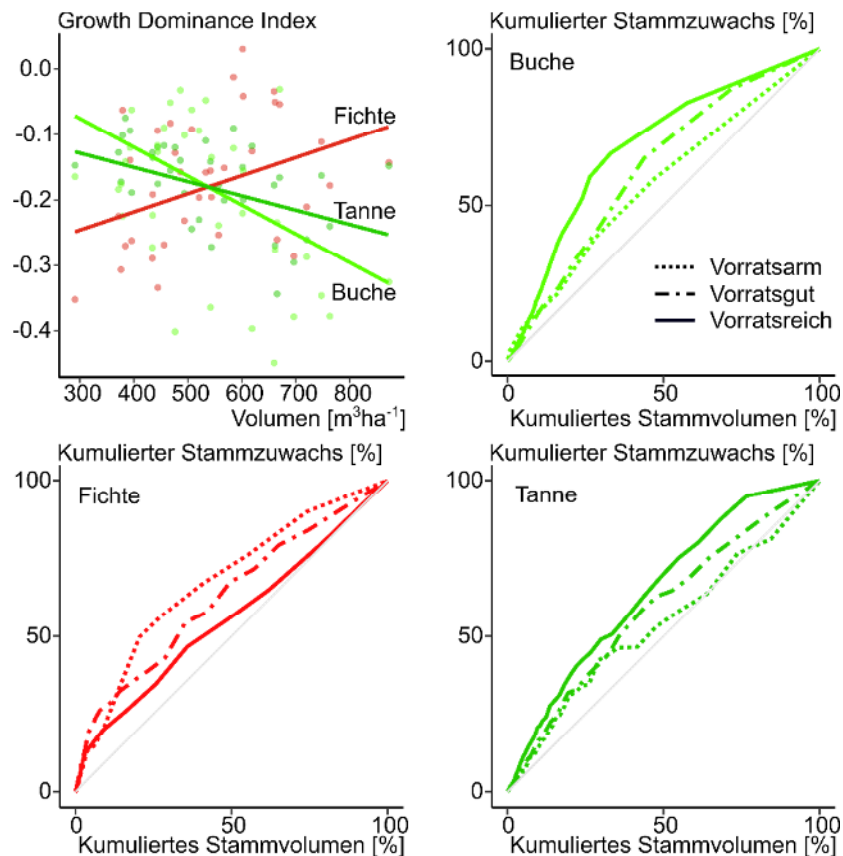


Abbildung 6: (A) Growth-Dominance-Koeffizient, dargestellt über dem Volumen des verbleibenden Bestands der drei Baumarten Fichte (rot), Tanne (dunkelgrün) und Buche (hellgrün). (B), (C), (D) kumulierter Stammzuwachs in Prozent über kumuliertes Stammvolumen in Prozent der drei Baumarten Buche (B), Fichte (C) und Tanne (D). Durchgezogene, gestrichelte und gepunktete Linien repräsentieren die Lorenzkurven unter vorratsreichen, vorratsguten und vorratsarmen Verhältnissen.

Wie effizient konnten die drei Baumarten Freiräume nutzen?

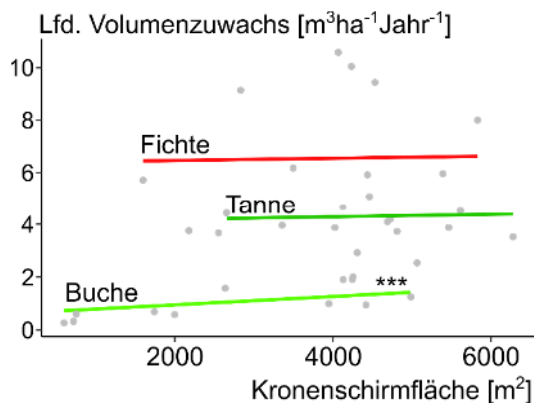


Abbildung 7: Laufender jährlicher Volumenzuwachs in $\text{m}^3\text{ha}^{-1}\text{Jahr}^{-1}$ über der Kronenschirmfläche in m^2 für die drei Baumarten Fichte (rot), Tanne (dunkelgrün) und Buche (hellgrün). Sternchen zeigen einen signifikanten Einfluss der Kronenschirmfläche auf den laufenden jährlichen Volumenzuwachs an.

Die nach Baumarten getrennte Untersuchung des Einflusses der Kronenschirmfläche zeigte, dass die Buche Freiräume signifikant nutzen konnte, um den laufenden jährlichen Volumenzuwachs zu steigern (Abbildung 7). Fichten und Tannen konnten ihren laufenden jährlichen Volumenzuwachs mit größeren Kronenschirmflächen nicht steigern.

3.3 Bestandesebene

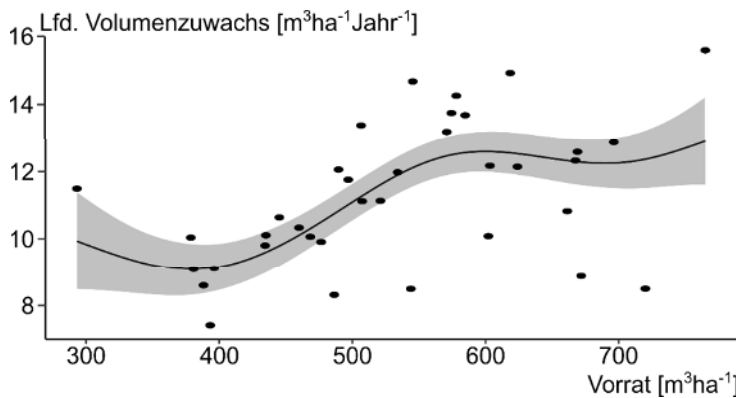


Abbildung 8: Laufender jährlicher Volumenzuwachs in $\text{m}^3\text{ha}^{-1}\text{Jahr}^{-1}$ über dem Vorrat des verbleibenden Bestandes in m^3ha^{-1} der 6 Teilparzellen der Bergmischwaldversuchsfläche Freyung 129 aus insgesamt 7 Aufnahmen. Die schwarze Linie repräsentiert die geschätzten Mittelwerte des mittleren periodischen Volumenzuwachses aus einem generalisierten additiven gemischten Model (GAMM). Der graue Bereich zeigt das 95% Konfidenzintervall.

Die Abbildung 8 zeigt den durchschnittlichen laufenden jährlichen Volumenzuwachs auf Bestandesebene, also den summarischen Zuwachs aller drei Baumarten, über dem Vorrat des verbleibenden Bestandes. Es wird deutlich, dass die laufenden jährlichen Volumenzuwächse in den Bereichen zwischen 500 und 800 m^3ha^{-1} stabil sind. Die Zuwächse lagen bei Vorräten zwischen 800 und 500 m^3ha^{-1} im Mittel bei 12 $\text{m}^3\text{ha}^{-1}\text{Jahr}^{-1}$. Bei geringeren Vorräten (Vorrat < 500 m^3ha^{-1}) sank der laufende jährliche Volumenzuwachs des Gesamtbestandes jedoch auf im Mittel 10 $\text{m}^3\text{ha}^{-1}\text{Jahr}^{-1}$ ab.

4 Diskussion

Unsere Ergebnisse zur Analyse der Zuwachsverteilung der Plenterwaldversuchsfläche Freyung 129 zeigten, dass die Grundflächenzuwächse der Tanne und der Buche auf der Ebene der einzelnen Bäume seit 1980 konstant gestiegen sind. Die Grundflächenzuwächse der Fichte waren demgegenüber bis heute rückläufig. Bei allen drei Baumarten waren es vor allem die mittelstarken Bäume welche ihr Wachstum beschleunigt bzw. verlangsamt haben (i). Alle drei Baumarten profitierten bei der letzten Aufnahme von der direkten Nachbarschaft der jeweils anderen Baumarten. Hatte die Tanne in den 80er Jahren noch geringere Zuwächse in der Nachbarschaft von Fremdbaumarten so zeigte sie in der letzten Aufnahme (2018) höhere Zuwächse als Tannen in intraspezifischer Nachbarschaft. Wieder waren es vor allem die mittelstarken Bäume welche am stärksten reagierten (ii). Zuwachsgewinne durch Befreiung von Konkurrenten konnte alleine die Buche erzielen. Hier waren es vor allem die größten Buchen (iii). Auf der nächst höheren Ebene, der Populationsebene, konnten wir zeigen, dass die mittelstarken Bäume aller drei Baumarten überproportional zu ihren Einzelbaumvolumina zum Gesamtvolumenzuwachs beigetragen haben. Die Ausprägung variierte jedoch in Abhängigkeit des Vorrats des verbleibenden Gesamtbestands zwischen den Arten. Während die Volumenzuwächse der Fichte in vorratsarmen Beständen stark überproportional von den mittelstarken Fichten getragen wurden, waren es in vorratsreichen Beständen die mittelstarken Tannen und Buchen welche stark überproportional zum Gesamtzuwachs beitragen haben. Die Fichte zeigte in vorratsreichen Beständen eine Tendenz zur proportionalen Verteilung der Volumenzuwächse über der Größe (iv). Freiräume in vorratsarmen Beständen konnten nur durch die Buchen signifikant genutzt werden. Die Buche war die einzige Baumart, welche mit zunehmender Kronenschirmfläche auch ihre Produktivität signifikant steigern konnte (v). Auf Bestandesebene konnte die charakteristisch hohe Zuwachsresilienz von Plenterwäldern bei Vorräten des verbleibenden bestand von 500 bis 800 m^3ha^{-1} bestätigt werden. Ab einem Vorrat von ca. 500 m^3ha^{-1} sank die Bestandesproduktivität schließlich.

4.1 Die Einzelbaumebene

Unsere Ergebnisse zeigen für die Fichte seit Versuchsanlage 1980 einen stetigen Zuwachsrückgang. Tannen und Buchen hingegen konnten die Grundflächenzuwächse von Periode zu Periode steigern. Verluste der Fichte konnten demnach durch Zugewinne der Tannen im Zuwachs kompensiert werden. Unsere Ergebnisse zur Fichte und Tanne decken sich mit den Ergebnissen von HILMERS et al. (2019) welche in einer europaweiten Studie zur Produktivität von Bergmischwäldern ein ähnliches Muster der drei Baumarten auf Bestandesebene zeigen konnte. Ein möglicher Erklärungsansatz für die Zuwachs-

gewinne der Tanne sind die gesunkenen Schwefeldioxidemissionen (UHL ET AL., 2013) sowie höhere Temperaturen bei gleichzeitig hohen Niederschlagsmengen (BÜNTGEN ET AL., 2014). Da die Tanne und die Fichte ähnliche ökologische Nischen besetzen, scheint das Wiedererstarken der Tanne zu Lasten der Fichte zu gehen (HILMERS ET AL., 2019; UHL ET AL., 2013).

Bei beiden Baumarten (Fichte und Tanne) sind es vor allem die mittelstarken Bäume welche Zuwachsgewinne, bzw. Zuwachsverluste gezeigt haben. Wasser- und Nährstoffversorgung ist auf der Versuchsfläche FRY 129 ausreichend gegeben (vgl. Tabelle 1) und sollte nicht limitierend auf den Zuwachs gewirkt haben. Daher war vermutlich Licht der das Wachstum limitierende Faktor. Für einen Plenterwald typisch haben die dicken und somit auch hohen Bäume nur noch einen geringeren seitlichen Konkurrenzdruck. Sie sind daher von der Konkurrenzverschiebung zwischen den Baumarten weniger betroffen und zeigten nur geringe Veränderungen im Zuwachsverhalten. Im Gegensatz dazu sind aber die mittelstarken Bäume einer großen seitlichen Konkurrenz ausgesetzt. Eine Konkurrenzverschiebung zwischen den Baumarten machte sich vermutlich deshalb bei diesen mittleren Durchmesserklassen besonders deutlich bemerkbar.

Alle drei Baumarten zeigten höhere Grundflächenzuwächse, wenn Sie in direkter Nachbarschaft der anderen beiden Baumarten gewachsen sind. Dieses Ergebnis unterstreicht die Ergebnisse von PRETZSCH und FORRESTER (2017) welche zeigen konnten, dass Bergmischwälder aus Fichte, Tanne und Buche einen Mehrzuwachs von 20% im Vergleich zu benachbarten Reinbeständen aufweisen können. Offenbar trägt die Komplementarität der drei Baumarten dazu bei den Zuwachs in der Mischung gegenüber Reinbeständen zu steigern.

4.2 Die Populationsebene

Bei allen drei Baumarten konnten wir zeigen, dass die mittelstarken Bäume überproportional zu ihrer Größe zum Gesamtvolumenzuwachs beigetragen haben. Abhängig vom Vorrat des verbleibenden Gesamtbestandes zeigten die drei Baumarten jedoch verschiedene Ausprägungen dieser Zuwachsverteilung. Die Fichte zeigte in vorratsarmen Beständen eine starke Ausprägung der überproportionalen Beiträge der mittelstarken Bäume, die Tanne und die Buche hingegen in vorratsreichen Beständen. Hier zeigte die Fichte eine Tendenz zu einer proportionalen Verteilung des Zuwachses. Bei der charakteristischen Plentergleichgewichtskurve wird i.d.R. nicht nach Arten unterschieden (DE LIOCOURT, 1898; MEYER, 1933; SCHÜTZ, 1997). Unseren Ergebnissen zufolge ist die charakteristische Gleichgewichtsverteilung in einem Plenterwald aber neben der Baumzahl-Durchmesserverteilung auch maßgeblich von der Artenzusammensetzung abhängig. Ähnlich den Ergebnissen auf Einzelbaumebene zeigten auch die Buchen auf populationsebene eine signifikante Produktivitätssteigerung mit größerer Kronenschirmfläche. Die Buche kann durch ihre Kronenplastizität die freigewordenen Räume schnell und effizient nutzen.

4.3 Die Bestandesebene

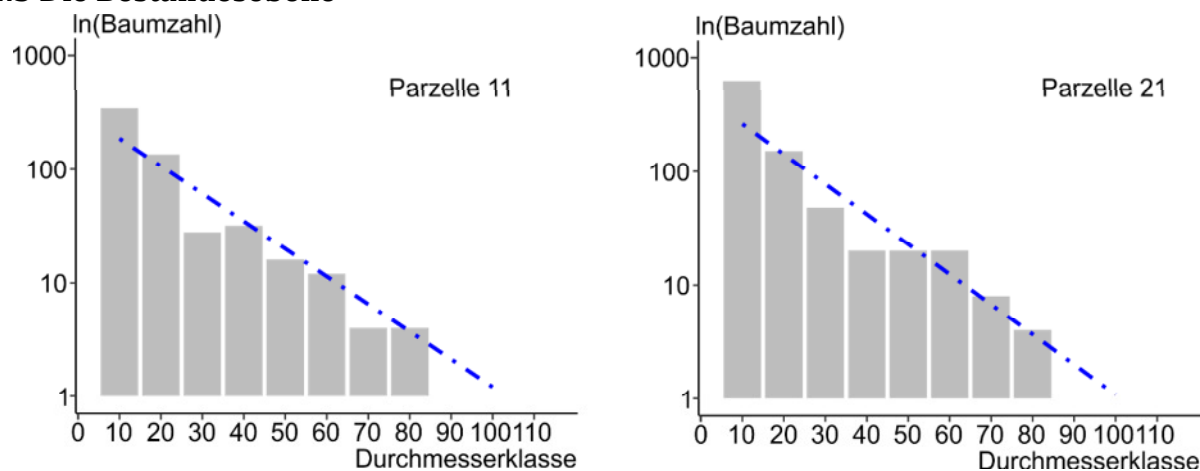


Abbildung 9: Zusammenhang zwischen Stammdurchmesser (Zehn-Zentimeter-Durchmesserstufen) und Baumzahlen ($d_{1,3} \geq 7$ cm) auf den vorratsarmen Teilparzellen 11 und 21 der Plenterwaldversuchsfläche Freyung 129 bei der Aufnahme 2018. Die gestrichelten Geraden resultieren aus einem regressionsanalytischen Ausgleich der Baumzahl-Durchmesser-Verteilungen.

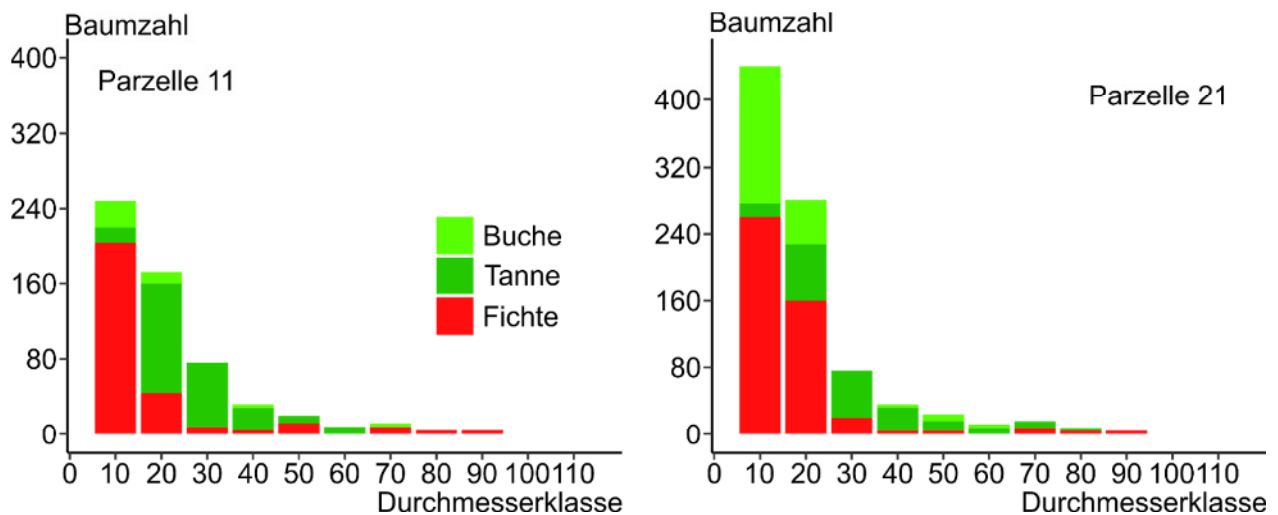


Abbildung 10: Verteilung der Baumzahlen der Bäume mit $d_{1,3} \geq 7$ cm über Zehn-Zentimeter Durchmesserstufen auf den vorratsarmen Teilparzellen 11 und 21 der Plenterwaldversuchsfläche Freyung 129 bei der Aufnahme im Jahr 2018. Hellgrün, Buche; dunkelgrün, Tanne; rot, Fichte.

Der Zuwachs war auf den Parzellen mit $500-800 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ ziemlich ähnlich. Dieses Ergebnis unterstreicht die hohe Zuwachsresilienz von Plenterwäldern. Bei Unterschreitung eines Vorrates von circa $500 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ sank die Bestandesproduktivität jedoch (Abbildung 8). Unsere Ergebnisse aus den Analysen auf Einzelbaum- und Populationsebene lassen Rückschlüsse zu, warum die Bestandesproduktivität auf den vorratsarmen Bergmischwaldversuchflächen FRY 129 zurückgingen.

Unsere Untersuchungen auf der Baum- bzw. Populationsebene haben gezeigt, dass mit Ausnahme der Fichte, Bäume mit mittleren Durchmessern ihre Produktivität langfristig steigern konnten. Weiter sind es gerade diese mittleren Durchmesser welche überproportional zur Gesamtproduktivität beigetragen haben. Abbildung 9 macht deutlich, dass die vorratsarmen Teilparzellen 11 und 21 seit den Eingriffen und darauffolgenden Aufnahmen im Jahr 2018 eine Lücke in genau diesen mittleren Durchmesserklassen aufwiesen.

Wir haben außerdem gezeigt, dass die Buche sehr schnell und effizient auf freigewordene Räume reagieren konnte. Abbildung 10 zeigt, dass die Buche auf den vorratsarmen Teilparzellen zwar in den untersten Durchmesserklassen vorhanden war, in den mittleren und starken Durchmesserbereichen, eben den Bereichen, in welchen Sie schnell reagieren kann (vgl. Abbildung 5), aber fehlte. Das Fehlen der Buche in den starken Durchmesserklassen war vor allem dem Waldmanagement geschuldet. Aufgrund der Gefahr, dass die Buche die Verjüngung ausdunkelt wurde die Buche meist vor Erreichen der hohen Durchmesserklassen entnommen.

Wir konnten weiter zeigen, dass bei der Bewirtschaftung von vorratsarmen Plenterwäldern die Ausstattung mit zuwachsstarken mittleren Durchmessern im Besonderen zu beachten ist. Des Weiteren ist, auch wenn die Gefahr der Ausdunkelung der Verjüngung besteht, ein dem Standort entsprechender Buchenanteil zu empfehlen, um Zuwachsverluste durch starke Eingriffe schnell abzuf puffern.

Wir können anhand unserer Ergebnisse Aussagen über das Wachstum von Bäumen ≥ 7 cm BHD treffen und anhand dessen Rückschlüsse über das Zuwachsverhalten des Gesamtbestandes ziehen. Da wir aber lediglich Bäume mit einem BHD $\geq 6,5$ cm in unseren Analysen integriert haben, bleibt unberücksichtigt wieviel der vom Altbestand ungenutzten Ressourcen auf den vorratsarmen Teilparzellen von Bäumen $< 6,5$ cm BHD, also der Verjüngung, genutzt wird. Eine laufende Auswertung der langfristigen Verjüngungsaufnahmen wird zur Klärung beitragen, wie die Zuwachseinbußen durch starke Eingriffe längerfristig durch den Mehrzuwachs der Verjüngung abgepuffert werden können.

5 Danksagung

Dank geht an das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die Unterstützung des Projektes W07 „Betreuung der Langfristigen ertragskundlichen Versuchsflächen“ und an den Kreuzberger Rechtlerwald.

6 Literatur

- BACHOFEN, H. (1999). Gleichgewicht, Struktur und Wachstum in Plenterbeständen | Equilibrium, structure and increment in selection forest stands. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 150(5): 157-170.
- BINKLEY, D., KASHIAN, D.M., Boyden, S., Kaye, M.W., BRADFORD, J.B., ARTHUR, M.A., FORNWALT, P.J., RYAN, M.G., 2006. Patterns of growth dominance in forests of the Rocky Mountains, USA. *Forest Ecology and Management* 236, 193–201. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.001>
- Büntgen, U., Tegel, W., Kaplan, J.O., Schaub, M., Hagedorn, F., Bürgi, M., Brázdil, R., Helle, G., Carrer, M., Heussner, K.-U., Hofmann, J., Kontic, R., Kyncl, T., Kyncl, J., Camarero, J.J., Tinner, W., Esper, J., Liebhold, A., 2014. Placing unprecedented recent fir growth in a European-wide and Holocene-long context. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, 100–106. <https://doi.org/10.1890/130089>
- DE LIOCOURT, F.D., 1898. De l'aménagement des Sapiniers. *Bul Soc For Franche-Compte et Belfort* 4, 396–409.
- FUCHS, A., 1996. Forsteinrichtung im Kreuzberger Plenterwald. *Forstw Cbl* 115, 51–62. <https://doi.org/10.1007/BF02738584>
- Hilmers, T., Avdagić, A., Bartkovicz, L., Bielak, K., Binder, F., Bončina, A., Dobor, L., Forrester, D.I., Hobi, M.L., Ibrahimspahić, A., Jaworski, A., Klopčič, M., Matović, B., Nagel, T.A., Petráš, R., del Rio, M., Stajić, B., Uhl, E., Zlatanov, T., Tognetti, R., Pretzsch, H., 2019. The productivity of mixed mountain forests comprised of *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, and *Abies alba* across Europe. *Forestry (Lond)*. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpz035>
- KERN, K., 1966. Wachstum und umweltfaktoren im schlag-und plenterwald.(Schriftenreihe der Forstlichen Abteilung der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br. Band 5). 232pp. München: Bayerischer Landwirtschaftsverlag. German with summary in French.
- MEYER, H.A., 1933. Eine mathematisch-statistische Untersuchung über den Aufbau des Plenterwaldes. Buchler & Company.
- PRETZSCH, H., 2019. Grundlagen der waldwachstumsforschung. Springer-Verlag.
- PRETZSCH, H., 1997. Analysis and modeling of spatial stand structures. Methodological considerations based on mixed beech-larch stands in Lower Saxony. *Forest Ecology and Management* 97, 237–253. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00069-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00069-8)
- PRETZSCH, H., BIBER, P., 2016. Tree species mixing can increase maximum stand density. *Canadian Journal of Forest Research* 46, 1179–1193. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0413>
- PRETZSCH, H., FORRESTER, D.I., 2017. Stand Dynamics of Mixed-Species Stands Compared with Monocultures, in: Pretzsch, H., Forrester, D.I., Bauhus, J. (Eds.), *Mixed-Species Forests*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 117–209. https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9_4
- Reineke, L.H., 1933. Perfecting a stand-density index for evenaged forests. *Journal of Agricultural Research* 46, 0627–0638.
- SCHÜTZ, J.-P., 2001. Plenterwald und weitere Formen strukturierter und gemischter Wälder. Parey.
- SCHÜTZ, J.-P., 1997. *Sylviculture 2: la gestion des forêts irrégulières et mélangées*. PPUR presses polytechniques.
- UHL, E., AMMER, C., SPELLMANN, H., SCHÖLCH, M., PRETZSCH, H., 2013. Zuwachstrend und Stressresilienz von Tanne und Fichte im Vergleich. *Allg. Forst und Jagdzeitung* 11–12, 278–292.
- ZINGG, A., FRUTIG, F., BÜRGI, A., LEMM, R., ERNI, V., BACHOFEN, H., 2009. Ertragskundliche Leistung in den Plenterwald-Versuchsflächen der Schweiz | Yield performance in the plenter forest research plots in Switzerland. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 160, 162–174.

Plenterwaldartige Bewirtschaftung - ein Zukunftsmodell? Betriebswirtschaftliche Überlegungen zum Plenterwald als Bewirtschaftungsmodell

Katharina Messerer

Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung, TU München

Kurzfassung

Ausgehend von einer betriebswirtschaftlichen Gegenüberstellung der beiden Bewirtschaftungsarten Plenterwald und Altersklassenwald wird am Beispiel des „Kreuzberger Rechtlerwalds“ gezeigt, dass auch aktuelle Ansätze der Risikooptimierung eine plenterwaldartige Bewirtschaftung von Forstbetrieben unterstützen. Vor allem unterschiedliche Altersstufen, aber auch unterschiedliche Baumarten führen, den Ergebnissen der Optimierung folgend, zu robusten Betrieben und somit zu stabileren Waldbeständen. In diesem Zuge werden Methoden der robusten Portfoliooptimierung vorgestellt. Abschließend soll ein neuer Ansatz gezeigt werden, der Wachstumsreaktionen und Risiken gleichzeitig in der Einschlagsoptimierung berücksichtigt und ebenfalls wieder zu einer plenterwaldartigen Bewirtschaftung führt.

Die Entwicklung des Gini-Koeffizienten und der Wuchsdominanz bei 40-jähriger Zielstärkennutzung eines zunächst gleichaltrigen Fichtenreinbestandes

Hubert Sterba
Institut für Waldwachstum, Universität für Bodenkultur Wien

Zusammenfassung

Ein zunächst gleichaltriger 125-jähriger Fichtenreinbestand wurde ab 1977 in 5jährigen Intervallen zielstärkengenutzt und bis 2017 beobachtet. Die Entwicklung der Struktur (Gini-Koeffizient) und der Wuchsdominanz werden über diesen Zeitraum beschrieben und hinsichtlich ihres Zusammenhanges untereinander und mit dem Zuwachs untersucht. Der Gesamtbestand wird deutlich inhomogener, der Gini-Koeffizient nimmt signifikant zu. Die Wuchsdominanz wird signifikant negativer, d.h. der überproportionale Beitrag des Zuwachses der kleinen Bäume wird immer größer. Ein Zusammenhang zwischen diesen Größen und dem Zuwachs des Gesamtbestandes (Altbestand und Einwuchs) kann nicht nachgewiesen werden. Die getrennte Untersuchung des Einwuchses und des Altbestandes ergab: Der Altbestand wird laufend homogener, die Wuchsdominanz verändert sich nicht signifikant.

Im – ungleichaltrigen – Einwuchs nimmt die Ungleichverteilung des Volumens signifikant zu und die Wuchsdominanz wird signifikant negativer. Im Altbestand nimmt sein Zuwachs mit zunehmender Annäherung der Wuchsdominanz gegen 0 (symmetrische Konkurrenz) signifikant zu. Im Einwuchs nimmt sein Zuwachs mit zunehmender Inhomogenität (Gini-Koeffizient) signifikant zu. Der Einfluss der Struktur auf den Zuwachs ist also im Altbestand und im Einwuchs deutlich verschieden. Das erklärt möglicher Weise die mitunter in der Literatur berichteten divergierenden Ergebnisse für den Gesamtbestand.

1 Einleitung

Der Gini-Koeffizient wird – in Abwandlung der ursprünglich ökonometrischen Bedeutung (LORENZ, 1905; GINI, 1912) – als Maß für die Struktur-Diversität (Dimensions-Diversität) von Waldbeständen verwendet (STÖCKER 2002), während die Wuchsdominanz ein Maß für die Art der Konkurrenz (symmetrisch oder asymmetrisch) darstellt (CORDONNIER und KUNSTLER, 2015).

Der Gini-Index

Die relative Summenhäufigkeit der Volumens (oder der Kreisfläche) über der relativen Summenhäufigkeit der Stammzahl ergibt die Lorenzkurve. Die Fläche zwischen der 45°-Linie und der Lorenzkurve in Prozent der Fläche unter der 45°-Linie ergibt dann den Gini-Koeffizienten (Abb. 1). Hätten alle Bäume das gleiche Volumen, dann wäre der Gini-Koeffizient gleich Null. Hätten dagegen alle Bäume eines Bestandes bis auf einen, kein (Derbholz-) Volumen, sodass der eine Baum das ganze Volumen des Bestandes repräsentierte, dann wäre der Gini-Koeffizient = 100%.

Die Wuchsdominanz

Für die Wuchsdominanz wird in Anlehnung an den Gini-Koeffizienten, der relative kumulierte Zuwachs der Bäume eines Bestandes über dem relativen kumulierten Volumen aufgetragen, was eine der Lorenzkurve ähnliche Kurve ergibt. Die Wuchsdominanz wird dann, wie der Gini-Koeffizient aus der Fläche unter dieser Kurve und der Fläche des Dreiecks unter der 45°-Linie berechnet (BINKLEY, 2004). Ist der Anteil des Volumens – der nach der Größe sortierten Bäume gleich ihrem Anteil am Zuwachs, dann ist die Wuchsdominanz gleich 0.

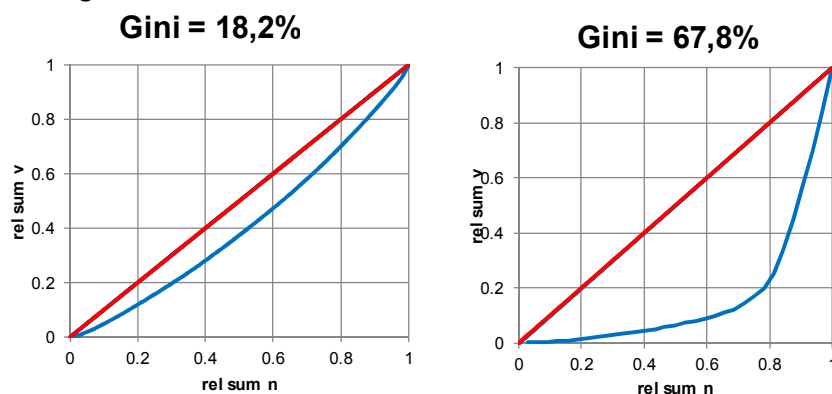


Abbildung 1: Die Lorenzkurve und der Gini-Koeffizient

Ist der Anteil der kleinen Bäume am Zuwachs kleiner als am Volumen, dann ist die Wuchsdominanz positiv, das heißt dass die dominanten Bäume überproportional zu ihrem Volumen Ressourcen akquirieren können oder die Ressourcen effizienter nutzen können als die Bäume mit kleinem Volumen – definitionsgemäß ein Fall asymmetrischer Konkurrenz. Allerdings kann die Wuchsdominanz auch negative Werte annehmen, nämlich dann, wenn der Anteil der kleinen Bäume am Zuwachs größer ist als der am Volumen (Abb. 2). Ist der Zuwachs der Bäume proportional dem Volumen, dann muss das in einem konstanten, vom Baumvolumen unabhängigen Zuwachsprozent zum Ausdruck kommen. Bei einer positiven Wuchsdominanz müsste das Zuwachsprozent dann mit dem Volumen zunehmen, während es bei einer negativen Wuchsdominanz mit zunehmendem Volumen abnehmen müsste (Abb.2). Das Zuwachsprozent kann so auch als Maß der Wuchseffizienz – mit dem Volumen als Maß für die akquirierten Ressourcen – verstanden werden.

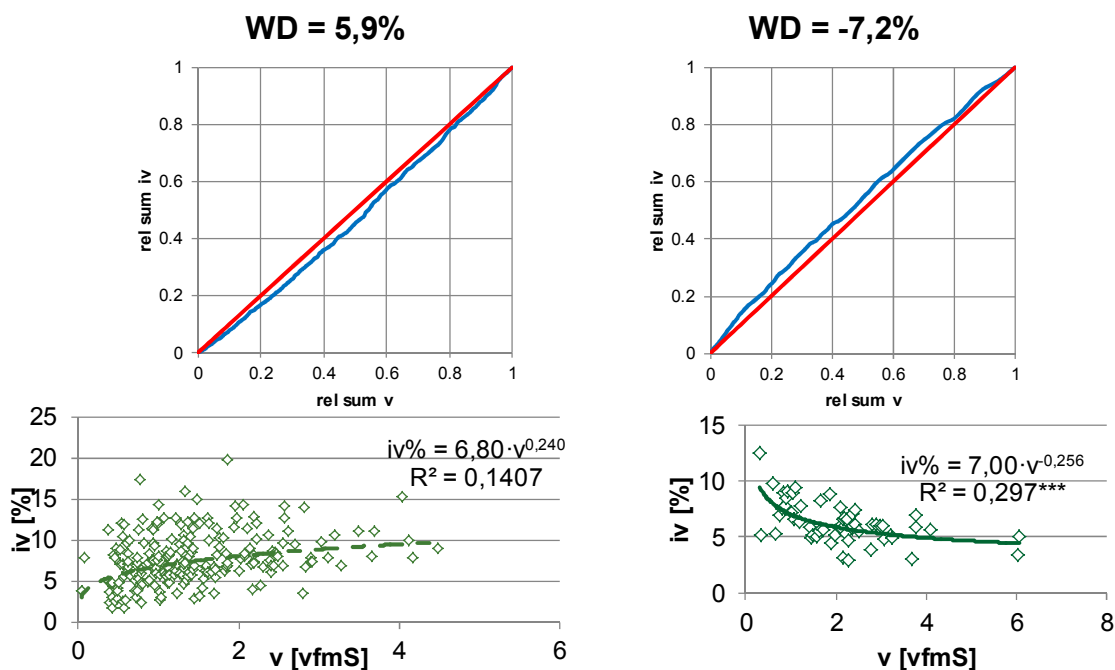


Abbildung 2: Die Wuchsdominanz (WD) als Ergebnis der Kurve der relativen kumulierten Zuwächse (rel sum iv) über dem relativen kumulierten Volumen (rel sum v) und das Zuwachsprozent (iv%) über dem Volumen.

Nach CORDONNIER und KUNSTLER (2015) führt eine asymmetrische Konkurrenz, ausgedrückt in einer positiven Wuchsdominanz zu einem größeren Gini-Koeffizienten, also zu einer stärkeren Dimensions-Diversität, während symmetrische Konkurrenz (Wuchsdominanz nahe Null) zu gleichförmigeren Beständen mit einem kleineren Gini-Koeffizienten führt.

Den meisten Arbeiten, die sich mit der Wuchsdominanz beschäftigen, liegen annähernd gleichaltrige, meistens aber zumindest einschichtige Bestände zugrunde. Es mag daher interessant sein, die Tauglichkeit der beiden Maße: Gini-Koeffizient und Wuchsdominanz für die Erklärung des Wachstums in einem ungleichaltrigen, zunehmend mehrschichtigen Bestand zu untersuchen. Im Einzelnen soll daher hier untersucht werden,

- wie sich in einem zunächst gleichaltrigen, 125 Jahre alten Fichtenbestand, der dann 40 Jahre lang nach dem Konzept der Zielstärkennutzung behandelt wurde, der Gini- Koeffizient und die Wuchsdominanz,
 - einmal für den ganzen Bestand und
 - einmal getrennt nach den Straten „Altbestand“ und „Einwuchs“

entwickeln;

- ob sich ein Zusammenhang zwischen Wuchseffizienz und Gini-Koeffizient wie von CODONNIER und KUNSTLER (2015) beschrieben nachweisen lässt, und
- wie der Zusammenhang zwischen Zuwachs und Dimensions-Diversität (Gini-Koeffizient) und Wuchsdominanz aussieht.

Die Dauerbeobachtungsfläche „Hirschlacke“ zur Zielstärkennutzung

1977 wurde im Revier Oberhaag des Forstbetriebes des Prämonstratenser Chorherrenstifts eine Beobachtungsfläche von 3,48 ha Größe angelegt. Der bis dahin gleichaltrige 125jährige Fichtenbestand 10. Ertragsklasse liegt in einer Seehöhe von 750m am sanft geneigten Nordabhang des Böhmerwaldes zur Moldau hin und stockt auf einer vergleyten Braunerde. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 6,7° und der mittlere Jahresniederschlag 1146 mm. Zu Versuchsbeginn hatte der Bestand eine Oberhöhe von 33,6m, eine Stammzahl von 464 Stämmen/ha, einen Hektarvorrat von 676 Vfm_s/ha. Der Bestockungsgrad betrug etwa 0,8.

Der Versuchsplan sah in 5jährigen Intervallen die Nutzung des laufenden Zuwachses in Form der Zielstärkennutzung vor. Die Auszeige erfolge bis 2002 durch OFM Heinz Reininger, ab dann durch den Autor gemeinsam mit dem zuständigen Wirtschaftsführer und dem zuständigen Revierförster. Erhoben wurden zu den 9 Beobachtungsterminen die Koordinaten, die Brusthöhendurchmesser (BHD), die Scheitelhöhen und die Höhen des Kronenansatzes aller Bäume mit BHD > 5 cm. Die Auswertung der 8 Zuwachsperioden ergab (STERBA, 2019), dass

- a) das Konzept der Zielstärkennutzung, d.h. der Entnahme vom stärkeren Ende der Durchmesser-Verteilung her, weitestgehend eingehalten worden war,
- b) die Nutzungen – bedingt durch die notwendige Entnahme von Wipfelbrüchen, Sturmschäden und vor allem Käferholz – über die 40 Jahre 34% über dem Zuwachs lagen, und dass
- c) der laufende Gesamtzuwachs geringfügig zugenommen hat, wobei die Zunahme vor allen auf den Zuwachs der zwischen 1977 und 2017 über die Kluppschwelle eingewachsenen Bäume zurückzuführen war.

Berechnung der Gini-Koeffizienten und der Wuchsdominanz

Zur Berechnung des Gini-Koeffizienten wurden die Volumina jener Bäume herangezogen, die in zwei aufeinander folgenden Beobachtungen vorhanden waren. Die in einer Wachstumsperiode ausgeschiedenen Bäume wurden dabei weggelassen. Es handelt sich also dabei um einen Gini-Koeffizienten „nach der Entnahme“.

Für die Wuchsdominanz wurden die gleichen Bäume herangezogen. Dabei wurde der Volumszuwachs zwischen zwei aufeinander folgenden Beobachtungen berechnet und der relative kumulierte Volumszuwachs über dem relativen kumulierten Volumen zu Beginn der Periode aufgetragen.

Diese Berechnungen wurden einmal für alle jene Bäume des Bestandes durchgeführt, die schon 1977 vorhanden waren. Dieses Stratum wird im Folgenden als „Altbestand“ bezeichnet. Dann wurden zu jedem Beobachtungszeitpunkt die Berechnungen nur für jene Bäume vorgenommen, die nach 1977 die Kluppschwelle überschritten hatten. Dieses Stratum wird im Folgenden als „Einwuchs“ bezeichnet. Als Letztes wurden die Kennzahlen Gini-Koeffizient und Wuchsdominanz für alle jeweils vorhandenen Bäume, also „Einwuchs“ und „Altbestand“ gemeinsam, berechnet.

2 Ergebnisse

Einen ersten Überblick über die ermittelten Koeffizienten liefert Tabelle 1. Es fällt auf, dass sowohl „Einwuchs“ als auch „Altbestand“ etwa die erwarteten Größenordnungen des Gini-Koeffizienten gleichaltriger Bestände aufweisen (STERBA u. ZINGG, 2006), im Gesamtbestand jedoch die Schichtigkeit in einem deutlich höheren Gini-Koeffizienten zum Ausdruck kommt. Weiters fällt die geringe Variation des Gini-Koeffizienten im „Altbestand“ auf. Die mittleren Wuchsdominanzen sind durchgehend für alle Straten negativ, d.h. dass der Zuwachsanteil der schwachen Bäume über deren Volumsanteil liegt.

Tabelle 1: Mittlere Gini-Koeffizienten (Gini) und Wuchsdominanz-Koeffizienten (WD) mit den zugehörigen Standardabweichungen aus 8 Beobachtungsterminen. Wuchsdominanz und Gini-Koeffizient für den Einwuchs für das Jahr 1977 fehlen definitionsgemäß.

		Einwuchs	Altbestand	Gesamtbestand
Gini [%]	Mittel	38,4	35,4	60,6
	Standardabw.	14,8	1,5	21,2
WD [%]	Mittel	-7,0	-9,1	-13,7
	Standardabw.	6,5	4,2	8,4

Diese Mittelwerte sind jedoch das Ergebnis einer Entwicklung (Abb. 3). Während der Gini-Koeffizient des „Altbestandes“ nur geringfügig mit zunehmender Entwicklung abnimmt, nimmt jener des Einwuchses deutlich zu, der Einwuchs wird also zunehmend diverser. Für den Gesamtbestand ist die sprunghafte Zunahme vom Jahr 1992 zum Jahr 1997 eine Folge der starken Zunahme der Einwüchse über die Kluppschwelle in diese Periode.

Die Wuchsdominanz-Koeffizienten sind fast durchgehend negativ und nehmen in allen drei Straten mit zunehmender Entwicklung ab. Der Beitrag der schwachen Stämme zum Zuwachs wird also immer stärker überproportional zum Volumensanteil.

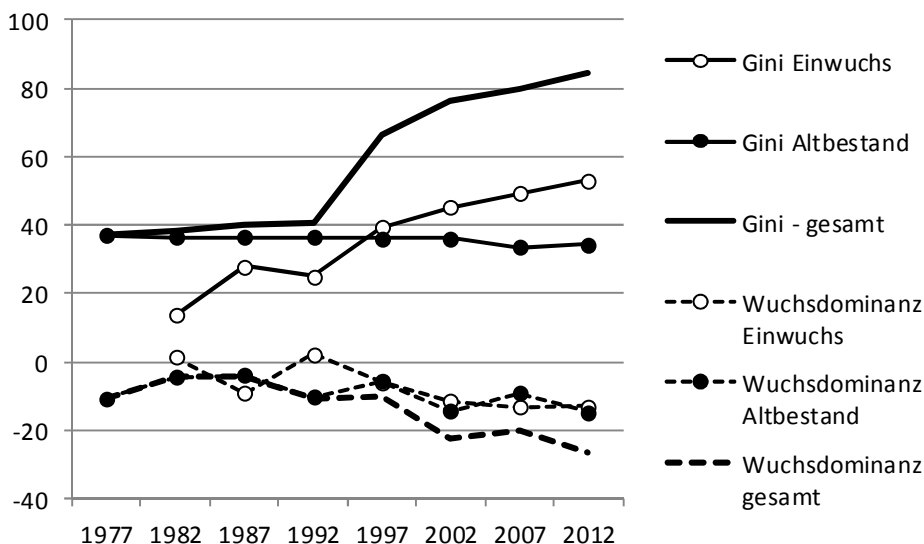


Abbildung 3: Die Entwicklung des Gini-Koeffizienten und der Wuchsdominanz nach den Straten „Einwuchs“, „Altbestand“ und „Gesamtbestand“

Stellt man den Zeittrend der Koeffizienten als lineare Funktion des Kalenderjahres als $y = a + b \cdot \text{Jahr}$ dar, dann ergeben sich die statistischen Kennzahlen der Tabelle 2.

Tabelle 2: Die Abhängigkeit der ermittelten Koeffizienten (Gini-Koeffizient, Wuchsdominanz, WD) vom Kalenderjahr

Stratum	Koeffizient	a	b	R ²	p
Einwuchs	Gini	-2282,4	1,1607	0,927	0,0005
	GD	904,6	-0,4565	0,578	0,0473
Altbestand	Gini	234,5	-0,0997	0,790	0,0032
	GD	367,0	-0,1886	0,300	0,1599
Gesamtbestand	Gini	-2850,4	1,4577	0,891	0,0004
	GD	1146,4	-0,5817	0,724	0,0074

Auf der Suche nach einer möglichen Ursache für die Abnahme der Wuchsdominanz im Einwuchs kristallisiert sich das zunehmende Einwachsen der Baumhöhen in die Kronen des Altbestandes heraus (Abb. 4).

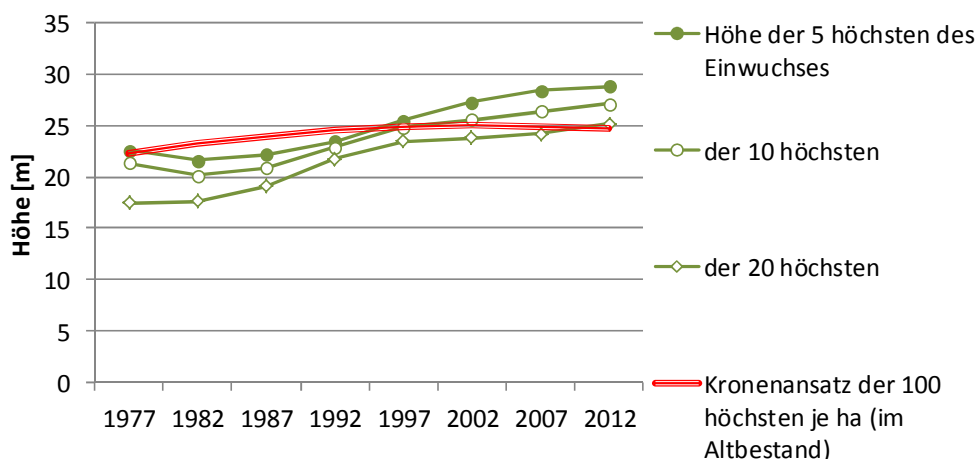


Abbildung 4: Die Entwicklung der Höhen des Einwuchses im Verhältnis zum Kronenansatz des Altbestandes

Die Untersuchung des Zusammenhanges zwischen der Struktur (Gini-Koeffizient) und der Wuchsdominanz der darauf folgenden Wachstumsperiode ergab, dass für den Einwuchs und für den Gesamtbestand die Wuchsdominanz signifikant mit zunehmendem Gini-Koeffizienten abnimmt, aber kein solcher Zusammenhang für den Altbestand existiert (Abb. 5). Im Einwuchs und im Gesamtbestand nimmt also mit zunehmender Inhomogenität die Inversität der Wuchsdominanz, also der überproportionale Zuwachsanteil kleiner Bäume, zu. Etwa bei einem Gini-Koeffizienten von 20% ist dann die Wuchsdominanz = 0, die Konkurrenz also symmetrisch.

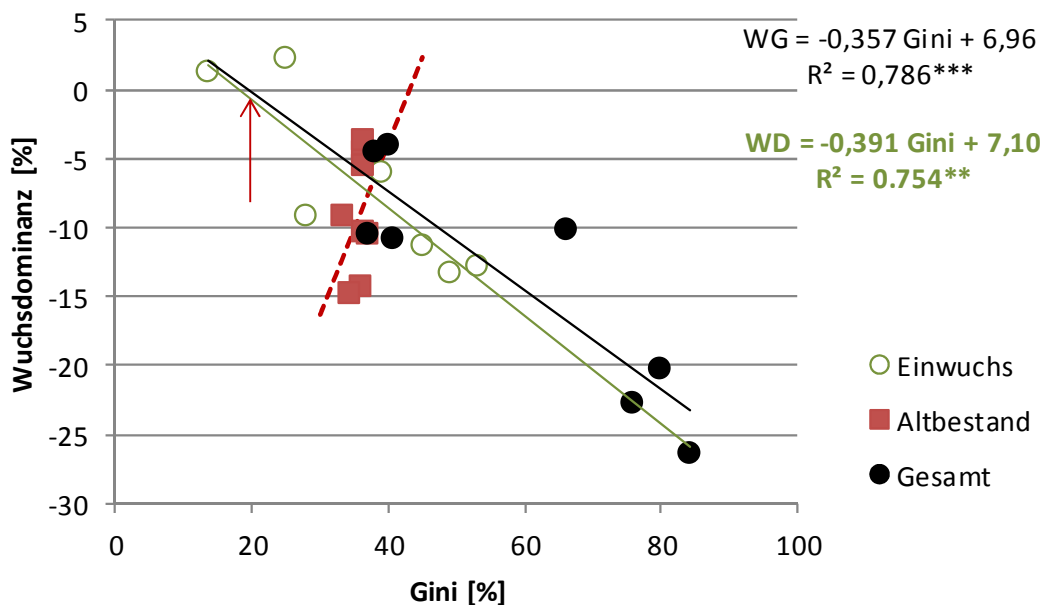


Abbildung 5: Die Abhängigkeit der Wuchsdominanz vom Gini-Koeffizienten zu Beginn der Zuwachsperiode

Die Untersuchung der Zusammenhänge zwischen dem Volumszuwachs und den beiden Kennzahlen, Gini-Koeffizient und Wuchsdominanz, zeigt, dass keine der beiden in keinem der Straten einen nachweisbaren Zusammenhang mit dem Zuwachs des Gesamtbestandes aufweist (Tab.3).

Tabelle 3: Charakterisierung des linearen Zusammenhanges zwischen dem Volumszuwachs und den beiden Koeffizienten „Gini“ und „Wuchsdominanz“. R^2_{Zuwachs} ist das Bestimmtheitsmaß für den Zusammenhang zwischen dem Zuwachs und dem jeweiligen Koeffizienten, n , die Anzahl der Beobachtungen (in der ersten Periode ist noch kein Einwuchs vorhanden). Die Test-Statistik für die Hypothese $R^2=0$ ist der t -Wert, p ist die Irrtumswahrscheinlichkeit für den Fehler erster Art.

Abh. Variable	Stratum	R^2_{Zuwachs}	n	t	p
Gini-Koeffizient	Einwuchs	0,042	7	0,486	0,661
	Altbestand	0,158	8	1,061	0,330
	Gesamtbestand	0,042	8	0,510	0,628
Wuchs-dominanz	Einwuchs	0,066	7	0,592	0,580
	Altbestand	0,176	8	1,134	0,300
	Gesamtbestand	0,009	8	0,236	0,821

Wohl aber gibt es einen gesicherten Zusammenhang zwischen der Wuchsdominanz des Altbestandes und seinem Zuwachs, und auch einen gesicherten Zusammenhang zwischen dem Zuwachs des Einwuchses und seinem Gini-Koeffizienten in der Art, dass im Altbestand mit zunehmender Symmetrie der Konkurrenz (zunehmende Wuchsdominanz) der Zuwachs zunimmt, und im Einwuchs mit zunehmender Ungleichheit der Volumsverteilung (zunehmender Gini-Koeffizient) der Zuwachs zunimmt (Abb. 6).

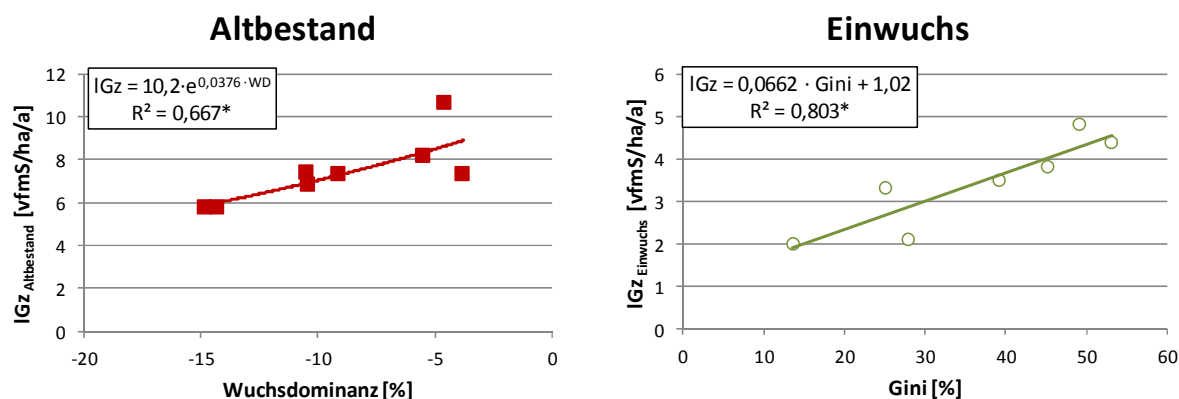


Abbildung 6: Der Zusammenhang zwischen Struktur und Dominanz auf der einen Seite und dem Zuwachs auf der anderen Seite, in den beiden Straten Altbestand und Einwuchs

3 Diskussion

Vergleicht man zunächst die Mittelwerte von Gini-Koeffizienten und Wuchsdominanz-Koeffizienten in der Hirschlacke mit jenen, die KATHOLNIG (2012) von insgesamt 65 Dauerbeobachtungsflächen der WSL mit durchschnittlich 10 Beobachtungsperioden ermittelt hat (Tab. 4, 5), dann zeigt sich, dass sich zu Beginn der Beobachtungen alle Straten wohl von den Mittelwerten Katholnigs für die ungleichaltrigen Reinbeständen, nicht aber von den gleichaltrigen Reinbeständen unterscheiden. Die einzige Ausnahme, die Wuchsdominanz im Gesamtbestand, mag ein Hinweis darauf sein, dass auch 1977 im Altbestand schon einige Bäume aus einer Vorverjüngung vorhanden waren. Bei der letzten Beobachtung 2017 liegen bereits alle Werte signifikant über (Gini-Koeffizient) bzw. unter (Wuchsdominanz) den gleichaltrigen Reinbeständen Katholnigs. Für den Gesamtbestand liegen die Werte sogar signifikant über, bzw. unter den ungleichaltrigen Reinbeständen Katholnigs.

Die mitunter für Gleichgewichtskurven in Plenterwäldern verwendet halblogarithmische Stammzahlverteilung ergibt nach STERBA und STERBA (2018) Gini-Koeffizienten zwischen 50 und 75%. Mit Ausnahme des Gesamtbestandes am bisherigen Ende der Beobachtungen 2017, liegen die beobachteten Gini-Koeffizienten in diesem Rahmen.

Tabelle 4: Gini-Koeffizienten und Wuchsdominanz der von Andreas Zingg zur Verfügung gestellten und von KATHOLNIG (2012) hinsichtlich der Struktur untersuchten Beobachtungsflächen der WSL. Dabei bedeutet Mittel, das arithmetisches Mittel, Stabw die Standardabweichung, n die Anzahl der Beobachtungsperioden

	Gini [%]		Wuchsdominanz	
	Mittel	Stabw	Mittel	Stabw
Gleichaltr. Reinbestände n=234	28,5	10,6	5,0	5,8
Ungleichaltr. Reinbestände n=14	50,9	4,8	-7,2	8,1

Tabelle 5: Mittelwerte aus der Hirschlacke am Anfang (1977) und am Ende (2017) der bisherigen Beobachtungen. Dabei bedeutet ^a, dass sich der beobachtete Mittelwert signifikant ($\alpha = 5\%$) von den gleichaltrigen Reinbeständen, und ^b von den ungleichaltrigen Reinbeständen KATHOLNIGS unterscheidet. „Gesamt“ sind die Werte für den Gesamtbestand ohne Unterscheidung nach Einwuchs und Altbestand.

	Gini [%]			Wuchsdominanz [%]		
	Altbestand	Einwuchs	Gesamt	Altbestand	Einwuchs	Gesamt
1977	36,4 ^b	13,6 ^b	37,0 ^b	-4,6	1,3	-10,5 ^a
2017	32,7 ^b	53,1 ^a	82,9 ^{a,b}	-14,8 ^a	-12,8 ^a	-26,4 ^{ab}

Nach der Hypothese von BINKLEY (2004) und BINKLEY et al. (2006), durchlaufen Bestände zunächst eine Phase geringer Wuchsdominanz (Phase 1), um später infolge der Dominanz der größeren Bäume eine Phase starker positiver Wuchsdominanz zu entwickeln (Phase 2). In den Phasen 3 und 4 wird die Wuchsdominanz infolge des altersbedingten Nachlassens der Wuchspotenz der starken Bäume und der geringeren Bestandesdichte, die es den starken Bäumen nicht mehr erlaubt, die kleineren Bäume zu unterdrücken, immer inverser. Demnach befände sich der Bestand in der Hirschlacke auf dem Weg von der Phase 3 zur Phase 4 nach BINKLEY et al. (2006). Mit diesen Phasen zurückgehender Wuchsdominanz verbinden FERNÁNDEZ-TSCHIEDER und BINKLEY (2018) aber auch den altersbedingten Produktivitätsverlust, den Zuwachsabschwung nach der Kulmination. Dies kann allerdings für den Gesamtbestand in der Hirschlacke nicht bestätigt werden. Für Reinbestände ist darüber hinaus mit zunehmender Ungleich-

verteilung der Baumdimensionen nach mehreren Autoren eine Produktivitätsabnahme zu erwarten (BINKLEY et al. 2002, FERNANDEZ-TSCHIEDER et al. 2012, BOURDIER et al. 2016, SUN et al. 2018). Auch das kann aus den Ergebnissen der Hirschlacke nicht bestätigt werden. Demgegenüber kommen etwa DĂNESCU et al. (2016) und LEI et al. (2009) zu gegenteiligen Ergebnissen. Mit zunehmender Diversität, insbesondere zunehmender Strukturdiversität, nimmt nach diesen Autoren unter sonst gleichen Bedingungen, der Zuwachs zu. Es scheint, als sei der negative Zusammenhang zwischen Ungleichverteilung der Dimensionen und der Produktivität hauptsächlich in gleichaltrigen Beständen, infolge der Art der dort vorherrschenden Konkurrenz innerhalb einer Schicht, gefunden worden zu sein, wohingegen die entsprechenden positiven Zusammenhänge in eher ungleichaltrigen Beständen anzutreffen sind.

Betrachtet man die Zusammenhänge nach Straten, wie sie in Abbildung 6 dargestellt sind, dann würde das diese Hypothese unterstützen. In der gleichaltrigen Schicht des Altbestandes nimmt mit zunehmendem Alter die Strukturdiversität ab, die Konkurrenz wird symmetrischer, die Wuchsdominanz weniger negativ und der Zuwachs nimmt zu. Anders im „Einwuchs“: Dieser ist in sich inhomogener (Tab. 5), weil ungleichaltrig, und hier nimmt der Zuwachs mit zunehmendem Gini-Koeffizienten zu. Der Effekt für die Zusammenhänge im Gesamtbestand hängt dann vom Anteil des „Einwuchses“ im Bestand ab. Das wäre dann im Einklang mit LIANG et al. (2007) und DĂNESCU et al. (2016), die den Beitrag der Verjüngung zur Diversität und zum Zuwachs hervorheben. Es könnte dies ein ähnlicher Struktureffekt sein, wie ihn ZELLER und PRETZSCH (2019) im Zusammenhang mit Mischungseffekten beschreiben, dass nämlich die Struktur in Abhängigkeit vom Entwicklungszustand des Bestandes einen gegenteiligen Einfluss auf den Mischungseffekt hinsichtlich des Zuwachses ausübt.

4 Schlussfolgerungen

In stark strukturierten, insbesondere ungleichaltrigen Beständen, ist der Zusammenhang zwischen Strukturdiversität, Wuchsdominanz und Zuwachs keineswegs so negativ, wie ihn BINKLEY (2004) und BINKLEY et al. (2006) aus der Entwicklung gleichaltriger Bestände erwarten. Im untersuchten Bestand, konnte an der ungleichaltrigen Unterschicht ein positiver Zusammenhang zwischen Zuwachs und Strukturdiversität gefunden werden, während in der gleichaltrigen Oberschicht der Zusammenhang negativ war. Eine Untersuchung der Entwicklung von Gini-Index und Wuchsdominanz nicht nur für den Gesamtbestand sondern getrennt nach Schichten kann möglicher Weise einander scheinbar widersprechende Ergebnisse für den Gesamtbestand erklären.

5 Literatur

- BINKLEY, D., STAPE, J.L., RYAN, M.G., BARNARD, H., FOWNES, J. 2002: Age-related decline in forest ecosystem growth: an individual tree-, stand-structure hypothesis. *Ecosystems* 5, 58-67.
- BINKLEY, D., 2004. A hypothesis about the interaction of tree dominance and stand production through stand development. *For. Ecol. Manage.* 190, 265–271.
- BINKLEY, D., KASHIAN D.M., BOYDEN, S., KAYE M.W., BRADFORD J.B., ARTHUR M.A., FORNWALT P.J., RYAN M.G. 2006: Patterns of growth dominance in forests of the Rocky Mountains, USA. *For. Ecol. Manage.* 236:193–201
- BOURDIER, T., CORDONNIER, T., KUNSTLER, G., CHRISTIAN PIEDALLU C., LAGARRIGUES, BENOIT COURBAUD, B., 2016: Tree Size Inequality Reduces Forest Productivity: An Analysis Combining Inventory Data for Ten European Species and a Light Competition Model. *PLOS ONE* 11, e0151852
- CORDONNIER, T., KUNSTLER, G. 2015: The Gini index brings asymmetric competition to light. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17, 102-115.
- DĂNESCU, A., ALBRECHT, A.T., BAUHUS, J.: 2016: Structural diversity promotes productivity of mixed, uneven-aged forests in southwestern Germany. *Oecologia* 182:319–333.
- FERNÁNDEZ-TSCHIEDER, E., FERNÁNDEZ, M.E., SCHLICHER, T.M., PINAZO, M., A., CRECHI, E.H. 2012: Influence of growth dominance and individual tree growth efficiency on *Pinus taeda* stand growth. A contribution to the debate about why stands productivity declines. *For. Ecol. Manage.* 277, 116-123
- FERNÁNDEZ-TSCHIEDER, E., BINKLEY D. 2018: Linking competition with Growth Dominance and production ecology. *Forest Ecology and Management* 414, 99–107

- GINI, C., 1912. Variabilità e mutabilità. Bologna. 159 p.
- KATHOLNIG L. 2012: Growth Dominance and Gini-Index in even-aged and in uneven-aged forests. Masterarbeit Univ. f. Bodenkultur Wien. 71pp.
- LEI, X.; WANG, W., 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
- LIANG, J. BUONGIORNO J., MONSERUD, R.A., KRUGER E. L., ZHOU, M., 2007: Effects of diversity of tree species and size on forest basal area growth, recruitment, and mortality. *For. Ecol. Manage.* 243:116-127
- LORENZ, M.O., 1905. Methods for measuring the concentration of wealth. *Am. Stat. Assoc.* 9, 209-219.
- STERBA, H. 2019: 40 Jahre Hirschlacke. *Österr. Forstzeitung* 130(3):26-28.
- STERBA, J.H., STERBA H. 2018: The semi-logarithmic stem number distribution and the Gini-index - Structural diversity in "balanced" dbh-distributions. *Austrian Journal of Forest Science* 135:19-31
- STERBA, H., ZINGG, A., 2006: Abstandabhängige und abstandsunabhängige Bestandsstrukturbeschreibung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 177:169-176.
- STÖCKER, G., 2002. Analyse und Vergleich von Bestandesstrukturen naturnaher Fichtenwälder mit Lorenz-Funktionen und Gini-Koeffizienten. *Cbl. Ges. Forstw.* 119:12-39.
- SUN H., DIAO, S., LIU, R., FORRESTER, D., SOARES, A., SAITO, D., DONG, R., JIANG, J. 2018: Relationship between size inequality and stand productivity is modified by self-thinning, age, site and planting density in *Sassafras tzumu* plantations in central China. *For. Ecol. Manage.* 422:199-206.
- ZELLER, L., PRETZSCH, H. 2019: Effect of forest structure on stand productivity in Central European forests depends on developmental stage and tree species diversity. *For. Ecol. Manage.* 434: 193-204.

Eine neue Generation dynamischer Ertragstafeln für Nordwestdeutschland - erste Ergebnisse für die Baumart Buche

*Matthias Albert, Jürgen Nagel, Ralf-Volker Nagel und Hermann Spellmann
Abt. Waldwachstum, NW-FVA Göttingen*

1 Einleitung

Veränderte Standortsbedingungen und neue waldbauliche Bewirtschaftungskonzepte lassen eine grundlegende Überarbeitung der in der Forstpraxis verbreiteten aktuellen Ertragstafeln sinnvoll und notwendig erscheinen. Die Standortsveränderungen, maßgeblich hervorgerufen durch die stark gestiegene Stickstoffdeposition seit den 1960er Jahren, Klimawandel mit höheren Temperaturen und längeren Vegetationszeiten und vielerorts Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit nach Aufgabe der Streunutzung, führen vielfach zu einem deutlich höheren Zuwachsniveau (RÖHLE 1995; SPIECKER et al. 1996; PRETZSCH et al. 2014). Dieses veränderte Wachstumsverhalten resultiert zum einen in besseren Bonitäten durch ein größeres Höhenwachstum und zum anderen in einer Erhöhung des Volumenzuwachses bei gegeben Bonität. Folglich entsprechen die neuen Wachstumsgänge vielfach nicht mehr denen in heute noch gebräuchlichen Ertragstafeln abgebildeten. Die Diskrepanz zwischen den heute beobachteten und den in vielen Ertragstafeln unterstellten Wachstumsgängen wird zusätzlich durch veränderte waldbauliche Bewirtschaftungskonzepte hervorgerufen und verstärkt. Die meisten gängigen Ertragstafeln basieren auf Versuchsflächendaten aus gleichaltrigen Reinbeständen, die Ende des 19. und Anfang des 20. Jahrhunderts noch eng begründet, niederdurchforstet und im Kahlschlag- bzw. kurzfristigen Schirmschlagbetrieb bewirtschaftet wurden (SCHÖBER 1995). Heutige Waldbaukonzepte favorisieren weitere Verbände, Hoch- oder Auslesedurchforstungen mit gestaffelten Eingriffsstärken und eine über Zielstärken gesteuerte Endnutzung. Die Konsequenz veränderter waldbaulicher Bewirtschaftungskonzepte sind gegenüber den gängigen Ertragstafelangaben höhere Mitteldurchmesser und geringere Stammzahlen.

Die Nachfrage der Praxis nach Ertragstafeln als einem einfach zu handhabenden und Orientierung gebenden Instrument für die Forstplanung, die weiterhin große Bedeutung der Ertragstafel als objektive Norm bei der Waldbewertung und auch die Verwendung des in der Ertragstafel niedergelegten Produktionsmodells von Bestandesgrößen im zeitlichen Verlauf einer Umtriebszeit für forstökonomische Fragestellungen verdeutlicht die Notwendigkeit, die Tafelwerke mit aktualisierten Bestandeskennwerten zu hinterlegen.

Ziel des hier vorgestellten Forschungsprojektes ist es, aus einer Kombination von Versuchsflächendaten und einzelbaumbasierten Wachstumssimulationen, die den heutigen Verhältnissen in Nordwestdeutschland angepassten Ertragstafelgrößen herzuleiten. Am Beispiel der Baumart Buche werden im Folgenden erste Ansätze und Ergebnisse präsentiert.

2 Material und Methoden

Die Erstellung einer neuen Generation dynamischer Ertragstafeln folgt dem Konzept der dritten Ertragstafelgeneration, indem ein System von Funktionsgleichungen zur Ableitung der Ertragstafelgrößen über dem Alter aufgestellt wird (PRETZSCH 2001, S. 106 ff.). Die Datengrundlage zur Herleitung der Wachstumsgänge basiert auf Waldwachstumssimulationen von ertragskundlichen Versuchsflächen und die unterstellten waldbaulichen Behandlungskonzepte werden anhand ausgewählter Versuchsflächen quantitativ definiert.

2.1 Arbeitshypothese

Als Arbeitshypothese wird formuliert, dass für eine praxistaugliche Anwendbarkeit der neuen Ertragstafeln die Wachstumsgänge aus Versuchsflächen allen Alters, die unter den gegenwärtigen Wachstumsbedingungen fortgeschrieben werden, abgeleitet werden müssen. Dabei ist die Geschichtlichkeit der Bestände zu berücksichtigen, d.h. die bisherige Entwicklung der Bestandesgrößen im Laufe des konkreten Bestandeslebens muss beachtet werden. Diese Anforderungen sind durch eine Zeitscheibensimulation zu realisieren, d.h. aus einer Vielzahl von Versuchsflächenaufnahmen unterschiedlichen Alters t werden für die Waldwachstumsbibliothek TreeGrOSS (HANSEN und NAGEL 2014) Startkonstellationen generiert und diese dann für 30 Jahre ($t+30$) fortgeschrieben. Die

Verwendung der aktuellen Bestandesgrößen und der Bonität des zu simulierenden Bestandes spiegelt die Standortbedingungen des bisherigen Bestandeslebens wider. Die Zuwachsschätzung geschieht mit den Wachstumfunktionen aus TreeGroSS, die durch Neuparametrisierung dem aktuellen Zuwachsniveau angepasst wurden (NW-FVA 2018).

Es werden für die Erstellung der Ertragstafeln zwei Annahmen getroffen: (1) es wird ein mittleres Ertragsniveau abgebildet und (2) der anamorphe Bonitätsfächer der Ertragstafel SCHOBER (1995) wird angewendet. Des Weiteren werden zwei Anforderungen an die Ertragstafeln gestellt: (1) wie bereits ausgeführt müssen die Wachstumsgänge den Zuwachs unter aktuellen Standortbedingungen widerspiegeln und (2) es sollen heute empfohlene Durchforstungs- und Nutzungskonzepte abgebildet werden.

2.2 Datengrundlage

Für die Erstellung der Buchen-Ertragstafel werden Startkonstellationen von 241 Versuchsfächenaufnahmen verwendet. Alle Aufnahmen entstammen hochdurchforstungsartig behandelten Versuchsfächern. Das Alter zum Zeitpunkt der Aufnahme wurde auf 110 Jahre begrenzt.

In Abbildung 1 ist das Bonitätsspektrum der Versuchsfächern über dem Alter dargestellt.

Abbildung 1 verdeutlicht die gute Abdeckung der Bonitäten über dem Alter in einer Spanne zwischen 0. und II. Ertragsklasse. Absolute Spitzenbonitäten werden jedoch nur bis zu einem Alter von ca. 55 Jahre beobachtet.

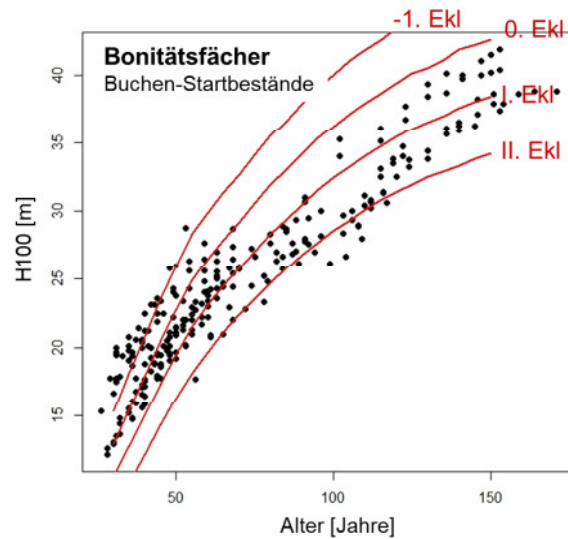


Abb. 1: Bonitätsfächer der 241 Buchen-Startbestände (als Referenz sind die Ertragsklassen nach SCHOBER 1995 angegeben).

2.3 Durchforstungs- und Nutzungskonzepte

Auf der Grundlage von, aus der Sicht des Sachgebiets Ertragskunde der NW-FVA, idealtypisch behandelten Versuchsfächern werden die empfohlenen Grundflächenhaltungen der drei waldbaulichen Konzepte mäßige, starke und gestaffelte Hochdurchforstung hergeleitet (Abb. 2). Diese idealtypischen Versuchsfächern umfassen 12 Parzellen, die mäßig hochdurchforstet wurden, und 23 Parzellen, die stark hochdurchforstet wurden. Diese 35 Parzellen sind ein Teildatensatz der Datengrundlage, die zur Erzeugung der Startbestände herangezogen wurde.

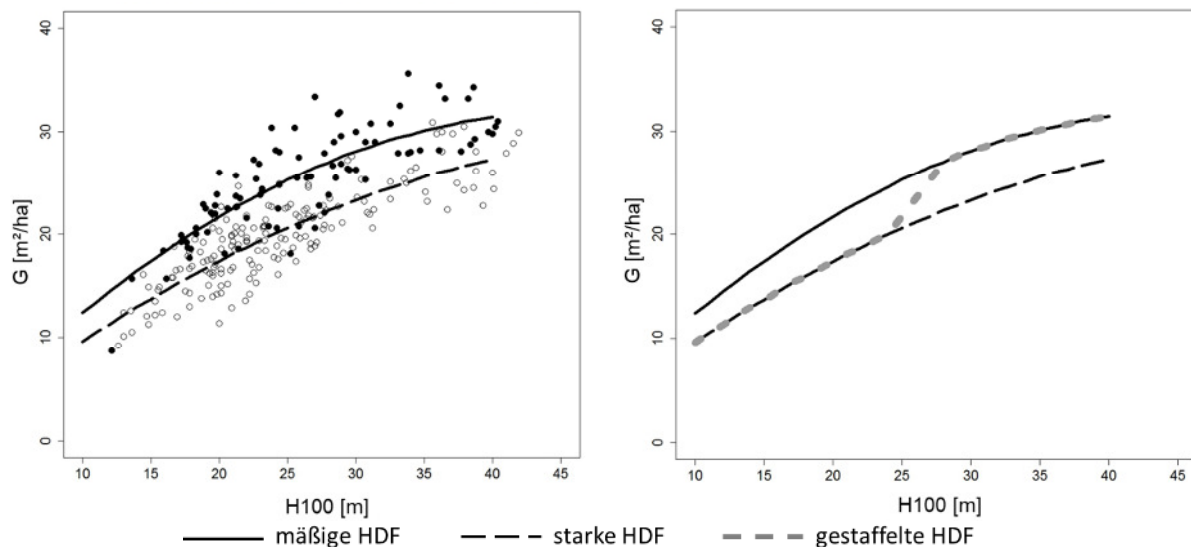


Abb. 2: Grundflächenhaltung für Buchenreinbestände in Abhängigkeit von der Bestandesoberhöhe für die drei Waldbaukonzepte mäßige, starke und gestaffelte Hochdurchforstung.

Anhand der beobachteten Grundflächen wird eine Regressionskurve der Grundflächenhaltung für das Konzept der mäßigen und der starken Hochdurchforstung über der Bestandesoberhöhe hergeleitet (Abb. 2, links). Für das Konzept der gestaffelten Durchforstung stehen nicht genügend Beobachtungen zur Verfügung, so dass die Grundflächenhaltung von Experten definiert wird (vgl. Abb. 2, rechts). Sie zeichnet sich dadurch aus, dass die Grundflächenhaltung bis zu einer Bestandesoberhöhe von 24 m der starken Hochdurchforstung entspricht und danach auf das Niveau der mäßigen Hochdurchforstung angehoben wird und diesem dann folgt.

Alle drei waldbaulichen Behandlungskonzepte wählen Z-Bäume aus, die konsequent gefördert werden. Die Anzahl der Z-Bäume variiert je nach Bonität und Behandlungskonzept ebenso wie die angestrebten Zielstärken (Tab. 1).

Tab. 1: Zielstärken und Z-Baum-Zahlen für die drei waldbaulichen Behandlungskonzepte mäßige, starke und gestaffelte Hochdurchforstung.

relative Bonität SCHÖBER	Oberhöhenbonität, Alter 100	mäßige HDF		starke HDF		gestaffelte HDF	
		Zielstärke cm	Z-Bäume N/ha	Zielstärke cm	Z-Bäume N/ha	Zielstärke cm	Z-Bäume N/ha
(-) I	40	65	70	70	60	70	70
0	36	60	90	65	70	65	80
I	32	60	90	60	80	60	90
II	28	55	100	60	80	60	90
III	24	55	100	55	100	55	100

Je Z-Baum werden unter mäßiger Durchforstung 0,5 Bedränger und unter starker bzw. gestaffelter Durchforstung 2 Bedränger entnommen. Als Bedränger wird ein Nachbarbaum angesehen, wenn die Krone mit der Z-Baum-Krone überlappt. Die restliche ausscheidende Grundfläche bis zum Erreichen der definierten Zielgrundfläche wird aus dem Füllbestand entnommen.

2.4 Erstellung der Startbestände

Aus jeder Durchmesserverteilung der 241 Versuchsflächenaufnahmen werden zufällig Durchmesser gezogen, bis die Zielgrundfläche des unterstellten waldbaulichen Behandlungskonzeptes, definiert über die oben dargestellte Grundflächenhaltung, erreicht ist. Allerdings entspricht die Bestandesentwicklung nicht jeder Versuchsflächenparzelle dem zu simulierenden Behandlungskonzept, so dass es zu Diskrepanzen zwischen der beobachteten und der erwarteten Durchmesserverteilung kommen kann. Um diese mögliche Verzerrung zu überprüfen und auszugleichen, werden Schätzfunktionen für den Dg und D100 mit Hilfe der Daten der bereits für die Herleitung der Grundflächenhaltung herangezogenen Versuchsflächenparzellen wie folgt formuliert:

mäßige HDF	$dg_{soll} = 0,364 * Alter - 0,103 * H100$	$R^2_{adj} = 0,98$	[1.1]
	$D100_{soll} = 0,187 * Alter + 0,740 * H100$	$R^2_{adj} = 0,99$	[1.2]
starke HDF	$dg_{soll} = 0,441 * Alter - 0,330 * H100$	$R^2_{adj} = 0,98$	[2.1]
	$D100_{soll} = 0,230 * Alter + 0,663 * H100$	$R^2_{adj} = 0,99$	[2.2]

Bei der Modifikation der Durchmesserverteilung wird die gestaffelte Durchforstung wie die starke Hochdurchforstung behandelt. Entsprechend der Funktionen [1.1] bis [2.2] werden die beobachteten Werte der 241 Versuchsflächenaufnahmen mit den Sollwerten abgeglichen, indem zuerst die gesamte Durchmesserverteilung um die Differenz $dg_{soll} - dg_{ist}$ verschoben wird.

In einem zweiten Schritt wird die Durchmesserverteilung um das Streckenverhältnis

$$\frac{D100_{soll} - dg_{soll}}{D100_{ist} - dg_{ist}}$$

gestaucht bzw. gestreckt. Diese modifizierte Durchmesserverteilung dient nunmehr als Grundlage für die oben angeführte Zufallsziehung von Durchmessern.

Entsprechend der erzeugten Durchmesserverteilungen für die 241 Startbestände werden aus den Versuchsflächendaten die dazugehörigen Einzelbaumhöhen ergänzt und weitere benötigte Einzelbaumparameter, wie Kronenansatzhöhe und Kronenbreite, über in TreeGroSS verfügbare Funktionen ergänzt. Als Resultat stehen dann auf Einzelbaumbasis 241 Startbestände mit einer Bestandesgröße von jeweils 0,2 ha für die Wachstumssimulation zur Verfügung. Diese Startbestände erhalten die Bonität der entsprechenden Versuchsflächenparzelle, es werden Z-Bäume ausgewählt und die Bestandesentwicklung wird entsprechend dem Konzept der Zeitscheibensimulation in sechs 5-Jahres-Simulationsschritten für 30 Jahre fortgeschrieben.

2.5 System von Funktionsgleichungen

Die Simulationsergebnisse sind die Grundlage zur Herleitung von Funktionsgleichungen für alle relevanten Ertragstafelgrößen. Zentraler Kennwert des Wachstumsganges ist die zeitliche Entwicklung der Gesamtwuchsleistung. Diese ist jedoch in den Simulationsergebnissen aufgrund der Zeitscheibensimulation nicht direkt ablesbar. Da aber gilt $GWL' = IZ$, kann die GWL über die simulierten laufenden Zuwächse geschätzt werden.

Folgendes System von Funktionsgleichungen wird erstellt (Tabelle 2):

Tab. 2: Herleitung der Ertragstafelgrößen aus Wachstumssimulationen.

Ertragstafelgröße	Modellform	Bemerkungen
GWL	$GWL' = IZ$ $= abc(Bon^d)e^{-bt}(1 - e^{-bt})^{c-1}$	Parameter der Zuwachsfunktion der Chapman-Richards-Gleichung werden mit IZ geschätzt; eingesetzt in Wachstumsfunktion ergibt GWL
Grundfläche		Die Werte werden entsprechend der Grundflächenhaltung direkt in Abhängigkeit von H100 erzeugt.
Durchmesser Weisescher Oberhöhenstamm	$DOW = (Bon^d)(1 - e^{-bt})^c$	DOW ist bei Hochdurchforstung weniger abhängig von Grundflächenhaltung, Z-Baumzahlen und Zielstärken als der D100
Dg	$dg = a(Dow) + b(H100) + c(alt) + d(alt^2)$	
Hg	$hg = a(H100) + b(H100^2) + c(Bon)$	
Vorrat	$vha = a(gha)(Dow)^b(c * H100)^d$	
ausscheidender Vorrat	$vhaa = \Delta GWL - \Delta vha$	
ausscheidende Grundfläche	$ghaa = vhaa / (a * H100^b)$	
Stammzahl		ergibt sich rechnerisch aus Grundfläche und Dg
ausscheidende Stammzahl		ergibt sich aus der Differenz
Dg ausscheidender Bestand		ergibt sich rechnerisch aus G_{aus} und N_{aus}
IZ, dGZ		rechnerisch aus GWL

Die Parameter werden getrennt für die drei waldbaulichen Behandlungskonzepte hergeleitet. Alle Koeffizienten sind fast ausnahmslos hoch signifikant (nicht signifikant: unter mäßiger HDF b in Dg-Modell; unter starker HDF c in Dg-Modell) und die Erklärungsgüte der Funktionen ist hoch¹.

Bei der Herleitung der GWL gibt es noch das Problem, dass in den meisten Fällen bereits eine GWL ausgegeben wird, während es noch keinen Derbholzvorrat gibt. Das hängt damit zusammen, dass der Vorrat erst nach Überschreiten der Derbholzschwelle auftritt, die GWL aus dem Zuwachs hergeleitet

¹ Da es sich um ein vorläufiges Modell handelt, werden die Parameterwerte hier nicht aufgeführt. Diese können jedoch bei den Autoren nachgefragt werden.

wird und die Funktion auch Zuwächse unterhalb der Derbholzschwelle auswirft. Deshalb muss der Zuwachs, der vor dem Erreichen der Derbholzschwelle ausscheidet, berücksichtigt werden. Der hier gewählte Lösungsansatz verringert die GWL um den Wert, der sich aus der Differenz zum ersten Auftreten von Derbholzvorrat ergibt.

3 Ergebnisse

Die Ertragstafeln werden durch Aufspannen eines Altersrahmens und Bonitätsfächers und Berechnung der Größen über das oben aufgeführte System von Funktionsgleichungen erstellt. Die Tafelwerte werden in den ertragstafelüblichen 5-Jahresschritten bis zu einem Alter ausgegeben, an dem 20% der Z-Bäume Zielstärke erreicht haben und der Übergang zur Endnutzung ansteht. Die folgenden Abbildungen 3 bis 8 verdeutlichen die vorläufigen Ergebnisse grafisch.

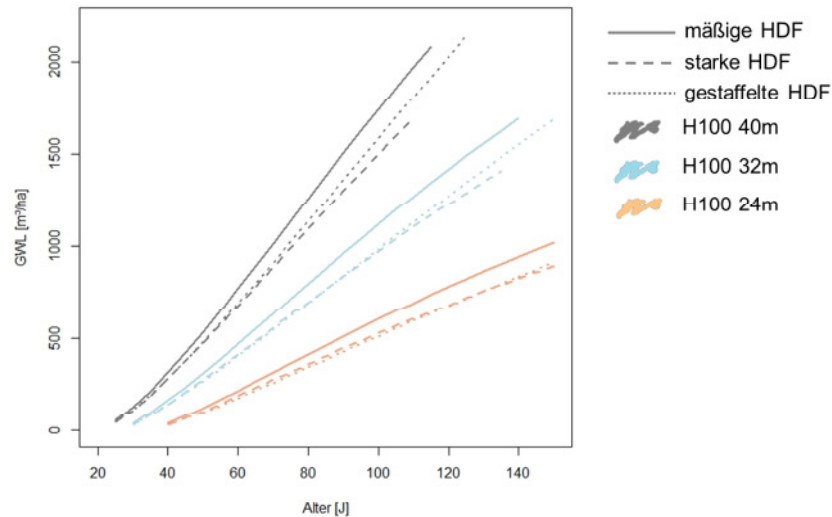


Abb. 3: Gesamtwuchsleistung (GWL) der Buche über dem Alter unter drei waldbaulichen Konzepten für drei exemplarische Oberhöhenbonitäten.

Über alle Bonitäten hinweg gilt, dass die GWL der mäßigen Hochdurchforstung deutlich oberhalb der Werte der starken und gestaffelten Hochdurchforstung liegt. Es werden somit unter starker und gestaffelter Durchforstung Produktivitätsverluste auf der Fläche zugunsten der Z-Baum-Entwicklung in Kauf genommen (Abb. 3). Einschränkend für den GWL-Verlauf unter Oberhöhenbonität 40 muss gesagt werden, dass der Extrapolationsbereich bereits ab Alter 55 Jahre beginnt und somit die langfristig projizierte Entwicklung mit großen Unsicherheiten verbunden ist. Diese Einschränkung gilt ebenso für die unten aufgeführten Größen laufender Zuwachs (IZ), durchschnittlicher Gesamtwuchs (dGZ) und Durchmesser des Weiseschen Oberhöhenstammes (DOW).

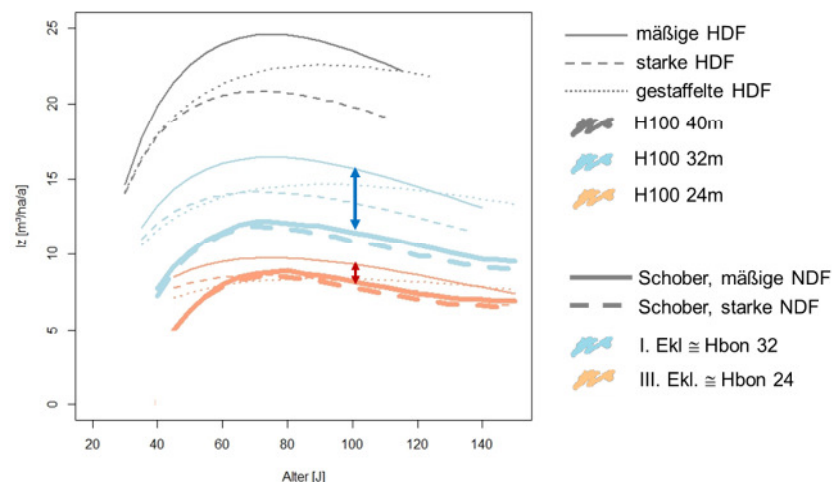


Abb. 4: Laufender (periodischer) Zuwachs (IZ) der Buche über dem Alter unter drei waldbaulichen Konzepten für drei exemplarische Oberhöhenbonitäten und laut Ertragstafel SCHOBBER (1995) als Referenz.

Erwartungsgemäß verschiebt sich der Zeitpunkt der Kulmination des IZ mit abnehmender Bonität nach hinten und die Zuwachskurven verlaufen insgesamt flacher (Abb. 4). Die als Referenz aufgeführten Zuwachsverläufe laut Ertragstafel SCHOBER (1995) verdeutlichen das bei vergleichbarer Bonität deutlich höhere Zuwachsniveau der neuen Ertragstafel. Diese hohen Zuwachswerte, teilweise über 20 m³/ha/a, werden auf Versuchsflächen und bei der Betriebsinventur der Niedersächsischen Landesforsten sowie der Bundeswaldinventur aktuell beobachtet.

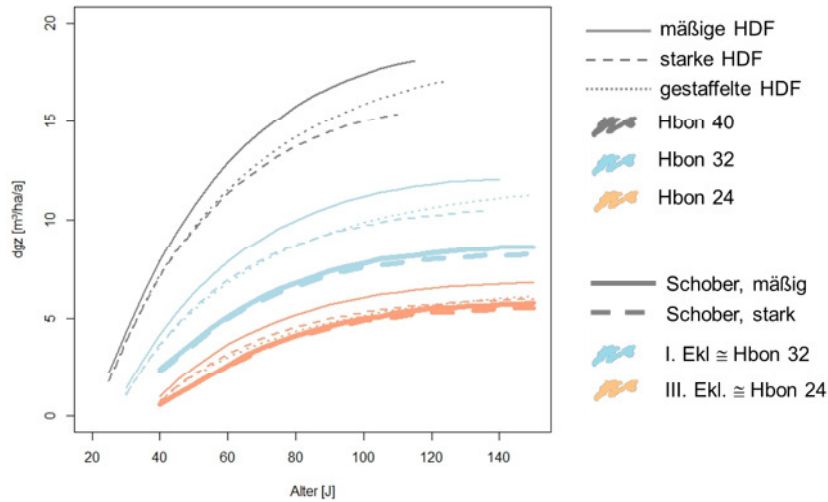


Abb. 5: Durchschnittlicher Gesamtzuwachs (dGZ) der Buche über dem Alter unter drei waldbaulichen Konzepten für drei exemplarische Oberhöhenbonitäten und laut Ertragstafel SCHOBER (1995) als Referenz.

Der Verlauf des dGZ zeigt bis zum Alter 140 keine Kulmination (Abb. 5). Im Vergleich zu den Werten der Ertragstafel SCHOBER (1995) zeigt sich auch hier das deutlich gesteigerte Wachstum bei vergleichbaren Bonitäten.

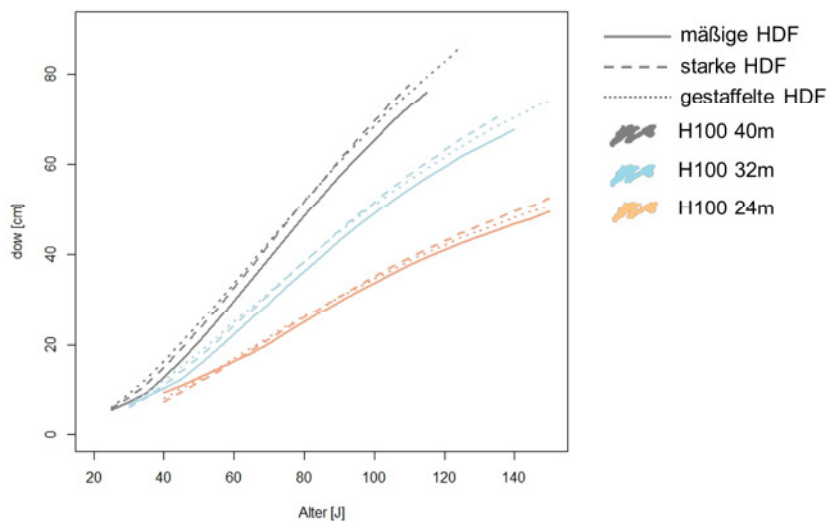


Abb. 6: Durchmesser des Weiseschen Oberhöhenstammes (DOW) der Buche über dem Alter unter drei waldbaulichen Konzepten für drei exemplarische Oberhöhenbonitäten.

Die Verläufe der Durchmesser des Weiseschen Oberhöhenstammes zeigen insbesondere den Dimensionsvorsprung unter starker bzw. gestaffelter Hochdurchforstung gegenüber der mäßigen Hochdurchforstung (Abb. 6). Die oben genannten Produktivitätsverluste in der Fläche müssen für eine ertragskundliche und ökonomische Vorteilhaftigkeit des waldbaulichen Konzeptes durch Dimensionsvorsprünge der Z-Bäume (hier repräsentiert durch die Weiseschen Oberhöhenbäume) kompensiert werden. In Tabelle 3 in absoluten Zahlen dargestellt, erweist sich der Effekt der Durchforstungsstärke auf die Dimensionentwicklung als nicht allzu stark.

Tab. 3: Dimensionsvorsprung des Durchmessers des Weiseschen Oberhöhenstammes unter gestaffelter bzw. starker Hochdurchforstung bezogen auf die mäßige Hochdurchforstung, wenn hier Zielstärke erreicht wird.

Oberhöhenbonität	Zielstärke		
	mäßige HDF [cm]	gestaffelte HDF [cm]	starke HDF [cm]
40	65,0	+3,1	+4,2
32	60,0	+2,1	+3,7
24	55,0	+/-0	+3,8

Die frühe und starke Begünstigung der Z-Bäume in der Phase der hohen Wachstumsdynamik unter gestaffelter und starker Durchforstung erbringt einen Dimensionsvorsprung gegenüber der mäßigen Durchforstung. In der späteren Phase erbringt die geringere Grundflächenhaltung der starken Durchforstung gegenüber dem Konzept der gestaffelten Durchforstung nur einen geringen zusätzlichen Dimensionseffekt. Insgesamt verdeutlichen die absoluten Zahlen, dass schon bei mäßiger Eingriffsstärke und höherer entsprechender Grundflächenhaltung die Z-Bäume fast optimal freigestellt werden (Tab. 3).

Ein weiterer wichtiger Bestandteil von Ertragstafeln sind die Zuwachsreduktionsfaktoren. Die Herleitung der Zuwachsreduktionsfaktoren erfolgt hier ebenfalls simulativ, indem die Startbestände in unterschiedlichen Dichten aufgebaut und projiziert werden. Dazu wird jeder der 241 Bestände wie für die Ertragstafelsimulation mit einer Korrektur der Durchmesser- und d100-Verteilung über dg und d100 in Dichten von 0,1 bis 1,6 Bestockungsgraden zu der Bezugsertragstafel (mäßige Hochdurchforstung) aufgebaut. Der erzeugte Bestand wird für die Dauer von 5 Jahren im Wachstum simuliert, wobei keine Eingriffe vorgenommen werden, kein Einwuchs projiziert wird sowie die Mortalitätsroutine vor dem Wachstum ausgeführt wird. Der Zuwachs ergibt sich aus der Differenz der Volumina.

Die Darstellung der Zuwächse über dem natürlichen Bestockungsgrad zeigt, dass die Simulationsergebnisse den Gesetzmäßigkeiten der optimalen Grundflächenhaltung nach ASSMANN (1961) entsprechen (Abb. 7).

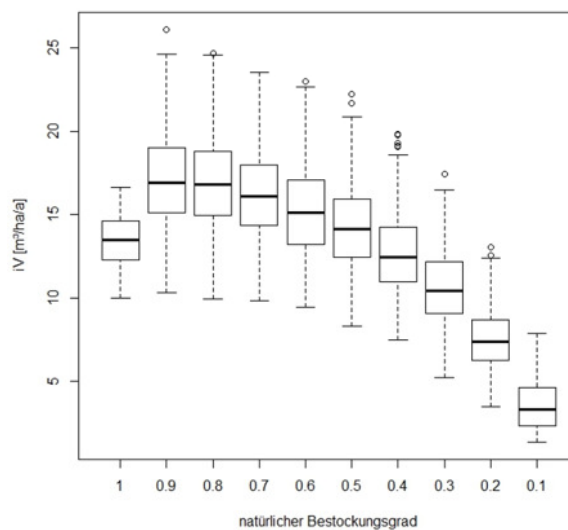


Abb. 7: Simulierter Volumenzuwachs über dem natürlichen Bestockungsgrad.

Die Darstellung in Abbildung 7 ist eine Auswertung über alle Altersklassen. Eine nach Altersklassen differenzierte Analyse ergibt einen deutlichen Assmann-Effekt in jüngeren Beständen, der mit zunehmendem Alter nachlässt und im hohen Alter nicht mehr nachweisbar ist. Weitere Analysen zeigen, dass die Simulationsergebnisse in Übereinstimmung mit dem von PRETZSCH (2005) nachgewiesenen Dimensions- und Standorteffekt sind. Die Unterschiede in den abgeleiteten Reduktionsfaktoren hinsichtlich Bestandesalter und Bonität werden jedoch zugunsten einer einfachen Handhabung der Ertragstafeln in der Dokumentation nicht berücksichtigt, vielmehr werden generalisierte Reduktionsfaktoren nur in Abhängigkeit vom Bestockungsgrad angegeben.

Der in der neuen Ertragstafel ausgewiesene Zuwachsreduktionsfaktor wird bezogen auf die Grundflächenhaltung der Tafel mäßige Durchforstung berechnet. Der Reduktionsfaktor ergibt sich

durch die Differenz des Zuwachses bei einem gegebenen Bestockungsgrad zu dem Zuwachs bei einem Bestockungsgrad von 1,0 (Abb. 8).

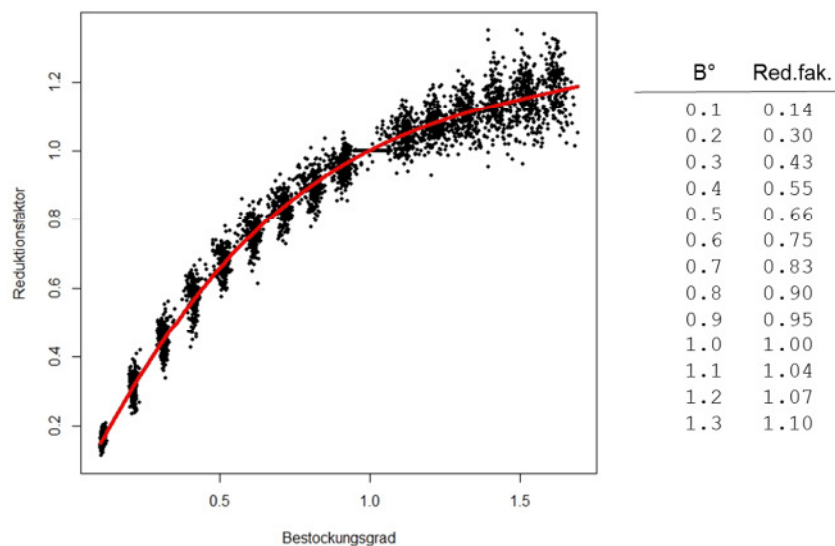


Abb. 8: Herleitung der Zuwachsreduktionsfaktoren bezogen auf den Bestockungsgrad 1,0 der Tafel mäßige Hochdurchforstung.

Im Gegensatz zu den alten Zuwachsreduktionstabellen (vgl. KRAMER und AKÇA 1987, S. 202), bei denen ab einem Bestockungsgrad über 1,0 der Zuwachs nicht mehr korrigiert wird, steigt in der Simulation der modellierte Zuwachs an und folglich sind Zuwachskorrekturfaktoren nötig (Abb. 8).

4 Diskussion und Ausblick

Grundsätzlich werden als Gültigkeitszeitraum für die abgeleiteten Ertragstafelwerte die nächsten ca. 20 Jahre angesehen. Danach werden sich höchstwahrscheinlich die Standortverhältnisse derart verändert haben, dass sowohl die Zuwachsfunktionen des hier eingesetzten Waldwachstumssimulators neu parametrisiert als auch die hergeleiteten Ertragstafelgrößen neu berechnet werden müssen. Die zeitliche Veränderung kommt in der Bezeichnung „eine neue Generation *dynamischer* Ertragstafeln“ zum Ausdruck und verdeutlicht die bereits angedachte Erneuerung.

Der Umstand sich verändernder Standortbedingungen in Zeiträumen deutlich unterhalb einer Umtriebszeit erbringt allerdings nicht nur die Notwendigkeit einer kontinuierlichen Überprüfung und Neuauflage der Ertragstafeln, sondern er schränkt den unmittelbaren Gebrauch jeder Ertragstafel ein. Je länger der Planungszeitraum, für den die Tafelwerte als ertragskundliche Grundlage dienen, desto stärker wird die reale Entwicklung von den in den Tafeln abgebildeten Wachstumsgängen abweichen. Dies gilt es insbesondere bei der Anwendung der Ertragstafel als ökonomischem Produktionsmodell oder im Rahmen der Waldbewertung zu berücksichtigen. Andere Modellansätze, die eher auf geozentrischer Bonitierungsgrundlage arbeiten und die Dynamik in den Standort-Leistungsbeziehungen berücksichtigen (vgl. BONTEMPS und BOURIAUD 2013; DĂNESCU et al. 2017; SCHMIDT 2019) erscheinen besser geeignet, diese, einen eher langfristigen Zeitraum umspannenden Fragestellungen zu bearbeiten.

Die „neue Generation dynamischer Ertragstafeln“ wird neben der hier beschriebenen Buche ebenso die Baumarten Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie behandeln. Darüber hinaus sollen Korrekturfaktoren für den potenziellen Mehr- bzw. Minderzuwachs in Mischbeständen, wie von PRETZSCH (2016) vorgeschlagen, hergeleitet werden.

Abschließend ist festzustellen, dass der hier aufgezeigte Weg, eine Kombination aus Versuchsflächendaten und einzelbaumbasierter Waldwachstumssimulation in Zeitscheiben, geeignet erscheint, ein System von Funktionsgleichungen zu parametrisieren, mit dem Ertragstafelgrößen berechnet werden können. Eine direkte und ausschließliche Verwendung von Versuchsflächendaten für die Ertragstafelkonstruktion scheitert daran, dass keine ausgeglichene Datenstruktur von beobachteten Bonitäten über dem Alter vorhanden ist und zusätzlich die Anzahl von Versuchsflächen, die entsprechend den empfohlenen Waldbaukonzepten mäßige, starke und insbesondere gestaffelte Hochdurchforstung behandelt wurden, recht gering ist. Insbesondere die empfohlenen Durchforstungs-

und Nutzungskonzepte als orientierende Norm bedingen auch, dass eine reine Kalibrierung bestehender Ertragstabellen (vgl. STAUPENDAHL und SCHMIDT 2016) nicht die Zielsetzungen der neu zu erstellenden Ertragstabellen erfüllen.

Folgende vier Schlussfolgerungen werden im Hinblick auf die Erstellung und Anwendung einer „neuen Generation dynamischer Ertragstabellen“ gezogen. (1) Wie alle bisherigen Ertragstabellen stellen die neuen Tabellen einfache Wachstums- und Behandlungsmodelle dar und dienen als orientierende Norm für die Forstwirtschaft mit klarer praxisbezogener Aussage. (2) Die Nützlichkeit ihrer Anwendung ist umso größer, je geringer die quantitative Datengrundlage, z.B. aus Inventuren, im Betrieb für waldwachstumskundliche und forstplanerische Fragestellungen ist. (3) Andere Modelle, wie z.B. einzelbaumbasierte Waldwachstumssimulatoren, können bei entsprechender Datengrundlage detailliertere Informationen zur Waldentwicklung liefern. Sie zeichnen sich durch eine hohe Flexibilität aus, z.B. hinsichtlich zu erstellender Szenarien. Dies kann andererseits für den Nutzer ein Problem darstellen, da anders als bei Ertragstabellen keine Norm vorgegeben wird. Eine objektive, nachvollziehbare Planung anhand von Referenzwerten ist somit erschwert. (4) Die Limitationen des Ertragstafelansatzes sind klar zu benennen: je länger der Planungshorizont, desto stärker sind die Auswirkungen von Standortveränderungen und Ausfällen durch abiotische und biotische Störereignisse. Auch zunehmende Ungleichaltrigkeit der Bestände kann von Ertragstabellen nicht adäquat abgebildet werden. Solche Fragestellungen erfordern alternative Planungsinstrumente.

5 Zusammenfassung

Veränderte Standortbedingungen und neue waldbauliche Bewirtschaftungskonzepte lassen eine grundlegende Überarbeitung der in der Forstpraxis verbreiteten aktuellen Ertragstabellen sinnvoll und notwendig erscheinen. Auf der Grundlage ertragskundlicher Versuchsflächen der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt werden mit den statistischen Waldwachstumsfunktionen der TreeGrOSS-Bibliothek neue Ertragstabellen für die Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie hergeleitet. Ziel ist es, sowohl für Reinbestände als auch für definierte Baumartenmischungen ein praxistaugliches Planungsinstrument im Anhalt an die traditionellen Tafelwerke zu erstellen. Die zukünftigen Standortveränderungen sollen durch eine „dynamische“ Neuparametrisierung der Wachstumsfunktionen und entsprechend neu abgeleiteter Tafelwerte im ca. 20-jährigen Turnus berücksichtigt werden.

Der Beitrag stellt das Konzept und die zugrunde liegenden Funktionalitäten zur Herleitung der neuen Ertragstabellen am Beispiel der Baumart Buche vor.

Abstract

The commonly used yield tables in Germany need to be adapted to changing site conditions, for example triggered by nitrogen deposition and climate change, and to the new, currently recommended silvicultural management concepts. Based on experimental plots of the Northwest German Forest Research Institute and using the growth functions of the TreeGrOSS library new yield tables for European beech, Pedunculate and sessile oak, Norway spruce, Scots pine and Douglas-fir are derived. The new yield tables apply to pure even-aged stands, but correction factors are derived for species mixtures as well. The new yield tables like the previously used ones serve as guidance for practical forestry and provide orientation. Future changes in site will be covered by a “dynamic” reparameterization of the growth functions and new yield tables, respectively, after about 20 years.

This paper illustrates the concept and functionalities to derive the new yield tables taking European beech as an example.

Danksagung

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 22027816 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Literatur

- ASSMANN, E. (1961): Waldertragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. BLV Verlagsgesellschaft, München, Bonn, Wien. 490 S.
- BONTEMPS J.-D., BOURIAUD O. (2013): Predictive approaches to forest site productivity: recent trends, challenges and future perspectives. *Forestry* 2014; 87, 109–128, doi:10.1093/forestry/cpt034
- DĂNESCU A., ALBRECHT A. T., BAUHUS J., KOHNLE U. (2017): Geocentric alternatives to site index for modeling tree increment in uneven-aged mixed stands. *Forest Ecology and Management*, Volume 392, 15: 1-12: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.06.005>
- HANSEN, J. und NAGEL, J. (2014): Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS - Anwendung und theoretische Grundlagen. Beiträge aus der NW-FVA, Band 11, 224 S.
- KRAMER, H. und AKÇA, A. (1987): Leitfaden für Dendrometrie und Bestandesinventur. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main. 287 S.
- PRETZSCH, H. (2001): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Blackwell-Wissenschafts-Vlg. Berlin, 380 S.
- 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. *Eur.J.Forest Res.*, 124: pp. 193-205.
- PRETZSCH, H., BIBER, P., SCHÜTZE, G., UHL, E., RÖTZER, T. (2014): Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature Communications*.
- PRETZSCH, H. (2016): Ertragstafel-Korrekturfaktoren für Umwelt- und Mischungseffekte. *AFZ/Der Wald* 14: 47-50.
- RÖHLE, H. (1995): Zum Wachstum der Fichte auf Hochleistungsstandorten in Südbayern. *Mitt. aus der Staatsforstverwaltung Bayerns*, 48. Heft. 272 S.
- SCHMIDT, M. (2019): Standortsensitive und kalibrierbare Bonitätsfächer: Wachstumspotenziale wichtiger Baumarten unter Klimawandel. *AFJZ*, eingereicht.
- SCHÖBER, R. (1995): Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. 4. Aufl., J. D. Sauerländers Verlag, Frankfurt a. M., 166 S.
- SPIECKER, H.; Mielikäinen, K.; Köhl, M. und Skovsgaard, J.P. (Eds.) (1996): Growth Trends in European Forests. *European Forest Institute Research Report*, No. 5, Springer: 372 p.
- STAUPENDAHL K., Schmidt M. (2016): Kalibrierung der Ertragstafeln für die Hauptbaumarten in Hessen mithilfe der Daten der Bundeswaldinventur. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 187(9/10):197-216.

Optimierung der räumlichen Baumartenverteilung

Ergebnisse aus dem WKF-Projekt „DSS-RiskMan“

*Ronald Bialozyt und Matthias Schmidt
Abt. Waldwachstum, NW-FVA Göttingen*

Zusammenfassung

In dem durch den Waldklimafond geförderten Projekt „DSS-Risikomanagement – Entscheidungsunterstützung zur Verteilung und Begrenzung von Risiken für die Forstwirtschaft vor dem Hintergrund des Klimawandels“ („DSS-RiskMan“, FKZ: 28WB40150) wurde ein Prototyp für ein Modellsystem entwickelt, mit dem die strategische forstliche Planung und insbesondere die Baumartenwahl unter den Bedingungen des Klimawandels unterstützt werden kann. Die wesentlichen Grundlagen des Systems stellen modellgestützte Projektionen der Leistungsfähigkeit, bedeutender biotischer und abiotischer Ausfallrisiken wichtiger Baumarten sowie deren simultane Bewertung dar.

In dem Beitrag wird eine beispielhafte Optimierung der Baumartenwahl für die Modellregion „Westharz“ dargestellt. In der Optimierung wurden drei unterschiedliche Konzeptionen getestet, um bessere Erkenntnisse bzgl. der Sensitivität des Gesamtsystems zu erhalten. In der einfachsten Variante I wurden als Eingangsdaten klima- und standortsensitive Wachstumsprojektionen der Baumarten verwendet. In Variante II wurden zusätzlich Projektionen der verschiedenen Risikomodelle (u.a. Sturm- und Borkenkäferschaden) mit Hilfe eines Überlebenszeitmodells gewichtet normiert und über eine Leistungsdämpfung berücksichtigt. In Variante III wurden Annuitäten der Baumarten unter Berücksichtigung von Projektionen der Variante II berechnet und als Zielgröße in der Optimierung verwendet.

In der Optimierung wurden zusätzliche waldbauliche und forstpolitische Restriktionen berücksichtigt. Eine waldbauliche Restriktion ist beispielsweise dass auf Kalkstandorten Waldentwicklungstypen mit höheren Anteilen an Edellaubhölzern geplant werden. Eine Beispiel für forstpolitische Restriktion ist die Begrenzung der Douglasie auf maximal 10% der Anbaufläche. Gerade durch die verschiedenen Restriktionen ergeben sich vielfältige Möglichkeiten die Baumarten in der Modellregion zu verteilen. Die eigentliche Optimierung erfolgte technisch durch einen Genetischen Algorithmus. Als Startset für die Optimierung wurde eine räumliche Waldentwicklungstypenverteilung auf der Grundlage der bisherigen regionalen Waldbauplanung ohne die besondere Berücksichtigung von Klimawandeleffekten verwendet.

Anschließend wurden die Ergebnisse der unterschiedlichen Optimierungsansätze auf standörtliche Verteilungsmuster hin untersucht und mit der Ausgangssituation und untereinander verglichen. Zu diesem Zweck wurden die Baumarten- bzw. WET-Anteile räumlich, höhenzonal und nach standörtlichen Parametern stratifiziert und deren Optimierungsverlauf dargestellt. So kann man aus den Optimierungen u.a. ablesen, dass die Eiche zukünftig im Harz auch in den höheren Lagen (bis ca. 650m) angebaut werden sollte. Weiterhin kommt es zukünftig zu einer Verschiebung der Fichte hin zu kälteren und bei der Buche zu wärmeren Standorten als heute.

Das vorgestellte dreistufige Modellsystem erlaubt eine schrittweise differenzierte Optimierung der zukünftigen forstlichen Planung. Je nach verwendeter Optimierungsvariante bzw. Zielgröße ergeben sich dabei unterschiedliche Ergebnisse der räumlich expliziten Baumartenwahl.

Einleitung

Natürliche Störungen, die durch Stürme, Trockenheit oder Insektenkalamitäten verursacht werden, sind ein integraler Bestandteil von Waldökosystemen (OTTO 1994). Diese Störungen bedeuten für den Forstbetrieb Risiken, da sie im Eintrittsfall die Erfüllung der Waldfunktionen beeinträchtigen oder sogar vollständig gefährden können (WAGNER 2008). Möglichkeiten zur Risikominderung, beispielsweise durch den Anbau standortgemäßer Baumarten, werden bereits heute in den Waldbaurichtlinien der Länder berücksichtigt. Hierbei wird allerdings von konstanten standörtlichen Verhältnissen ausgegangen. Angesichts des Klimawandels ist jedoch davon auszugehen, dass sich die Standortbedingungen bereits innerhalb eines Produktionszeitraumes verändern und natürliche Störungen in Waldökosystemen zunehmen werden (WERNER et al. 2000; WERMELINGER 2004; LECKEBUSCH und ULBRICH 2004; ROUAULT et al.

2006; PINTO et al. 2007), so dass die üblichen Planungsgrundlagen um modellbasierte dynamische Leistungs- und Risikoprojektionen und Anpassungsstrategien ergänzt werden müssen.

Das Leitbild des „Waldbaus auf standörtlicher Grundlage“, das bisher an regional modifizierten Zuordnungsmatrizen in Abhängigkeit kategorischer Wasserhaushalts- und Nährstoffschätzungen orientiert war, muss dafür auf ein gänzlich neuartiges dynamisches Konzept umgestellt werden. Ein solches Konzept wurde im Projekt „DSS-RiskMan“ entwickelt. Die Struktur des Verbundprojektes zwischen der NW-FVA, dem Landeskompetenzzentrum Eberswalde und der Abteilung Forstökonomie der Georg-August Universität Göttingen ist in Abbildung 1 dargestellt. Das Projekt zeichnet sich dadurch aus, dass es alle Teilaspekte für eine erfolgreiche Waldbauplanung bearbeitet. In insgesamt neun Teilprojekten wurden Grundlagen für eine standortgemäße Baumartenwahl unter den Bedingungen des Klimawandels erarbeitet. Die Eingangsdaten lagen bereits in unterschiedlicher Form und Güte bei den Projektteilnehmern vor. Diese mussten aber in vielen Fällen noch aufgearbeitet, bereinigt und regionalisiert werden. Dies betraf insbesondere das Teilprojekt 2 (TP 2), in welchem die retrospektiven Klimadaten und eine Variante der Klimaprojektion STARS2 mit dem Szenario RCP8.5 für ganz Deutschland regionalisiert wurde. Die Daten wurden zusammen mit den regionalen Standortdaten für eine standortsensitive Modellierung der Leistung der jeweiligen Baumarten verwendet. Darüber hinaus wurden in anderen TP's verschiedene Risikoarten und der Standort-Leistungs-Bezug für die jeweiligen Baumarten untersucht und entsprechende Modelle entwickelt. Die komplexen Zusammenhänge zwischen den verschiedenen baumartenspezifischen Risiken wurden im Rahmen des TP 7 durch eine quantitative Überlebenszeitmodellierung abgebildet und zu einem Gesamtrisiko zusammengeführt. Außerdem wurden im TP 8 an der Georg-August Universität Göttingen räumlich explizite Annuitäten in Abhängigkeit der zuvor ermittelten Wuchsleistung und dem assoziierten Gesamtrisiko berechnet.

Die Ergebnisse der verschiedenen Einzelmodelle wurde im TP 1 zu einem Simulationssystem kombiniert. Dieses Simulationssystem ist in seiner gegenwärtigen Form nicht direkt als Entscheidungsunterstützungssystem (DSS, „Decision Support System“) für die forstliche Praxis gedacht. Es stellt vielmehr die Voraussetzung für Szenariosimulationen für konkrete Reviere, Forstbetriebe, Regionen dar. Das zu entwickelnde System soll dabei eine optimale regionale Verteilung der Baumarten auf der Grundlage der Leistungsprognose, des Gesamtrisikos bzw. der Annuitäten ermitteln. Dabei sind neben waldbaulichen Restriktionen (wie z.B. dem Ausschluss von Fichte auf Kalk- bzw. Stauwasserstandorten) auch forstpolitische Restriktionen zu berücksichtigen.

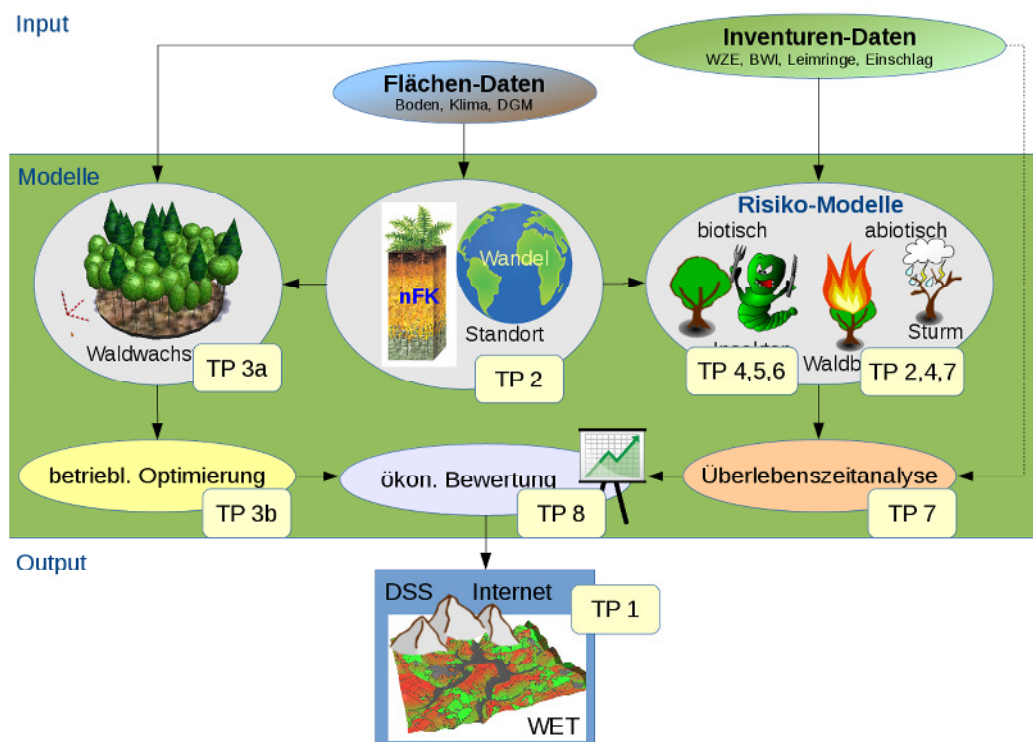


Abbildung 1: Die Struktur des Projektes "DSS-RiskMan" mit den Bezeichnungen der Teilprojekte. Die Ergebnisse aller Teilprojekte laufen im Teilprojekt 1 "DSS Internet" zusammen, welches die standortgerechte Baumartenverteilung optimiert.

Unter der Prämisse einer gewünschten Maximierung der Ertrages zeigen die Daten der Leistungsmodellierung, dass unter den gegebenen Bedingungen auf fast allen Standorten die Douglasie die leistungsstärkste Baumart ist. Dem entgegen stehen aber verschiedene politische und waldbauliche Restriktionen. Auf der politischen Seite sind vor allem Mischwälder mit einem hohen Anteil an Laubbäumen gefordert. Außerdem ist die Douglasie in Deutschland keine einheimische Baumart und ihr Flächenanteil sollte aus naturschutzfachlicher Sicht bestimmte Werte nicht überschreiten. In Niedersachsen ist die maximal mit Douglasie zu bestockende Fläche auf 10% festgelegt. Auch aus Forstschutzgründen sollte möglichst keine extreme Konzentration auf einzelne Baumarten erfolgen.

Durch die oben genannten Restriktionen ergeben sich vielfältige Möglichkeiten die Baumarten auf der Waldfläche zu verteilen. Ist es beispielsweise vorteilhafter die leistungsstärksten oder die leistungsschwächeren Baumarten auf den besseren Standorten zu planen? Möglicherweise ist der Leistungsverlust auf einem schwachen Standort für eine leistungsstarke Baumart (z.B. Douglasie) geringer als für eine weniger leistungsstarke Baumart. Diese Entscheidung muss für jeden Standort erneut getroffen werden, da sich die klimatischen Parameter und weitere Einflussgrößen wie z.B. die Exposition trotz gleicher Bodenparameter erheblich unterscheiden können, was wiederum den Zuwachs und die Vulnerabilität beeinflusst.

Ziel der standortsensitiven Baumartenwahl ist die Maximierung der Gesamtwuchsleistung des Systems. Hieraus und aus den vielfältigen Restriktionen bei der Baumartenwahl ergibt sich ein Optimierungsproblem. Da die Auswahl einer Baumart auf einem Standort die mögliche Auswahl dieser Baumart auf einem weiteren Standort beeinflusst. Insbesondere über die in den Nebenbedingungen definierten prozentualen Anteile der Arten(gruppen), können die vielfältigen Möglichkeiten die Arten räumlich zu verteilen nur durch einen entsprechenden Algorithmus optimiert werden. Auf Grund der hohen Komplexität des Problems und den möglichen Rückkopplungen wird für die Optimierung ein genetischer Algorithmus (GA) verwendet. Dieser kann ohne Vorkenntnis spezifischer Abhängigkeiten numerische Probleme heuristisch lösen. Das bedeutet aber auch, dass die dabei erzeugten Ergebnisse nicht immer das globale Optimum treffen. Außerdem kann ein GA in verschiedenen Läufen auch unterschiedliche Ergebnisse liefern, wenn das Problem sehr komplex ist. Solche heuristischen Algorithmen liefern jedoch stets recht schnell eine Lösung, die nahe an einem Optimum liegt. Dieses muss aber nicht immer das globale Optimum darstellen.

Alle im System verwendeten Modelle sowie die zu berücksichtigenden Restriktionen beziehen sich auf einzelne Baumarten. Die forstliche Planung bezieht sich allerdings auf Baumarten-Mischungs-Typen (z.B. Waldentwicklungstypen in Niedersachsen). Da das zu entwickelnde System als Entscheidungsunterstützungssystem für die forstliche Praxis gedacht ist, sollten in dem System ebenfalls die Mischbestandstypen verwendet werden, die in den jeweiligen Waldbauprogrammen der Länder definiert sind. Eine zusätzliche Optimierung der definierten Baumartenanteile in den Baumarten-Mischungs-Typen wurde nicht durchgeführt. Daher wurden die jeweiligen baumartenspezifischen Wuchsleistungen und Risikoarten je WET anteilflächenmäßig gewichtet und zusammengefasst und somit ein Wert für die Kombination aus Standort und WET ermittelt. Diese Vorgehensweise ermöglicht es auch Mischungseffekte von Baumarten mit in die Planung einzubeziehen. So weisen z.B. sowohl das verwendete Sturm- als auch Borkenkäferisikomodell Mischungseffekte auf.

Dieser Beitrag stellt zunächst die Optimierung der standortgemäßen Baumartenwahl unter Verwendung der Leistungsprognose der WET's dar. Hierbei werden erste Ergebnisse der räumlichen Optimierungen bezüglich ihrer Plausibilität bewertet. Im weiteren beschreibt diese Arbeit eine dreistufigen Strategie zur schrittweisen Adaptierung des Systems an die Erfordernisse der forstlichen Praxis. Eine detaillierte Auswertung diesbezüglich wird in einer weiteren Arbeit folgen.

Material

Im Projekt „DSS-RiskMan“ wurden insgesamt sechs Modellregionen ausgewiesen. Für die Darstellung der Optimierung werden in dieser Arbeit jedoch nur die Ergebnisse für die Modellregion „Westharz“ vorgestellt. Dieses Gebiet wurde ausgewählt, da hier umfangreiche Vorarbeiten und Erfahrungen an der NW-FVA vorliegen, die eine besonders umfassende Interpretation der Ergebnisse der Optimierung erlauben.

Auf Grund der relative langen Simulationszeit selbst auf einem Parallelrechner sowie zum Test der Algorithmen wurde am südöstlichen Rand der Modellregion „Westharz“ eine wesentlich kleinere Region „Süd-Westharz“ ausgewählt (siehe Abbildung 2). Diese Region beinhaltet nur 5343 Standortpolygone gegenüber 59119 Polygonen in der gesamten Modellregion „Westharz“. Ein Optimierungslauf für die Testregion benötigt auf einem normalen PC mit vier Kernen ca. 3,5 Tage wohingegen die Optimierung der gesamten Modellregion „Westharz“ auf einem Parallelrechner mit 28 Kernen schon insgesamt 7 Tage benötigt.

Die wesentlichen Eingangsdaten für die Optimierung wurden im Projekt „DSS-RiskMan“ selbst erarbeitet, wobei auf umfangreiche Datengrundlagen zurückgegriffen wurde. Diese beinhalten die Klima- und Bodendaten, sowie Projektionen der Wuchsleistung der Baumarten je Standort und der assoziierten Risikoarten. Aus den Eingangsdaten je Baumart wurden die Kennwerte für die Waldentwicklungstypen (WET's) der niedersächsischen Landesforsten durch Gewichtung mit den definierten Baumartenanteilen ermittelt. Da jedoch nicht für alle Baumartenmodellgestützte Leistungsprojektionen möglich waren, wurden diese Baumarten gutachtlich zugeordnet. So wurden für die Leistungseinschätzung der Tanne die Projektionen der Fichte und für die der Roteiche die Projektionen der Buche verwendet. Für die Kategorie „Edellaubholz“ (ALh) wurden die Leistungsprojektionen des Bergahorns verwendet. Die jeweiligen Ergebnisse der Modelle wurden in einer Datenbank gespeichert und lagen somit als Basis für die Optimierung vor.

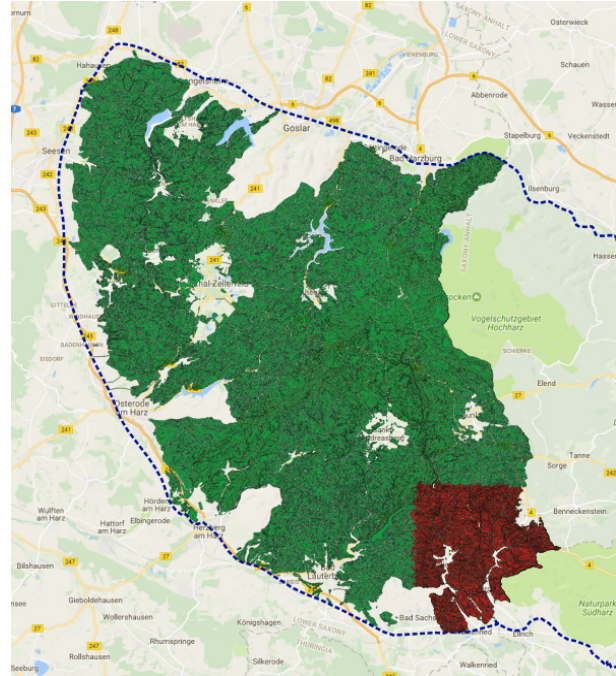


Abbildung 2: Die in der Optimierung verwendete Modellregion "Westharz" mit ihren Standortpolygonen (dunkelgrün) sowie Polygone der Testregion "Süd-Westharz" (dunkelrot).

Die Optimierungsvariante I beinhaltet als Zielvariablen nur die standortsensitiven baumartenspezifischen Leistungsprojektionen. Während der Optimierung wurden nicht direkt die projizierten Höhenbonitäten der Baumarten verwendet, sondern die Summe der anteilflächenmäßig gewichteten durchschnittlichen Gesamtwüchse eines WET's. Damit erhalten wir jeweils einen Wert für die Optimierung pro Standortpolygon. Die Gesamtwüchse wurden über einfache Übergangsfunktionen der Ertragstafeln aus den Mittelhöhenbonitäten berechnet. Weiterhin ermöglicht diese Methode konzeptionell die Berücksichtigung von Interaktionen zwischen den Baumarten in Bezug auf die Leistung bzw. die Risikoarten.

Neben der reinen Leistungsmodellierung in Variante I wurde innerhalb des Projektes „DSS-RiskMan“ auf der Basis von Modellprojektionen abiotischer und biotischer Risiken und den in der WZE erfassten Absterbe- und Ausfallraten ein Überlebenszeitmodell entwickelt. Auf dieser Grundlage sowie der vorhanden Leistungsmodellierung konnten anschließend Annuitäten je Baumart und Standort ermittelt werden. Anhand von Leistungsprojektionen, die mit Hilfe der Überlebenszeit gedämpft wurden, bzw. Projektionen der Annuität wurden anschließend die Varianten II bzw. III der Optimierung durchgeführt. Auch hier wurde in beiden Fällen nicht die Werte je Baumart als Eingangsgröße für die Optimierung genutzt, sondern die Werte entsprechend des Anteils der Baumart im WET aufsummiert. Somit ergeben sich drei Optimierungsvarianten, die über vergleichende Analysen ein tieferes Verständnis der Wirkungsweise des Optimierungssystems ermöglichen. Die Modellergebnisse werden zunächst getrennt nach den Varianten interpretiert und anschließend miteinander verglichen. Das System besteht also aus drei Varianten mit unterschiedlichen Zielvariablen: 1) Leistungsprojektionen ohne die Berücksichtigung von Risiken, 2) Leistungsprojektionen mit Berücksichtigung von Risiken und 3) Projektionen der Annuität unter der Berücksichtigung von Risiken.

In allen drei Stufen der Optimierung wurden folgende waldbauliche Restriktionen umgesetzt: Erstens, die Moore werden nicht in die Optimierung mit einbezogen. Zweitens, die Fichte soll nicht auf Stau-, Kalk- und Tonstandorten geplant werden. Drittens, auf sehr gut mit Nährstoffen versorgten Kalkstandorte werden WET mit höheren Anteilen an Edellaubholz (ALh) geplant. In der niedersächsischen regionalen Waldbauplanung (Band 54, NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2004) wurden außerdem noch Restriktionen der Anbaueignung bestimmter Baumarten bezüglich der Höhenlage angegeben. Diese Restriktionen sind bewusst nicht in der Optimierung berücksichtigt worden, da unter den Bedingungen des Klimawandels eine Verschiebung der höhenzonalen Gliederung zu erwarten ist. Ob das System diese hauptsächlich temperaturabhängige Zonierung realistisch abbilden kann, ist ein erster Test der Leistungsfähigkeit des Systems.

Außerdem wurden in allen drei Stufen politische Restriktionen berücksichtigt. Stellvertretend für die vielen Möglichkeiten, die sich dabei auch regional stark unterscheiden können, wurde der maximale Anteil der Douglasie an der Gesamtfläche der niedersächsischen Landesforsten auf 10% begrenzt und der Anteil an Laubbaumarten wurde mit mindestens 40% festgelegt. Diese Restriktionen lassen sich in späteren Optimierungen noch weiter anpassen. Hier dienen sie erst einmal der Überprüfung inwieweit das Modell- und Optimierungssystem konsistente Ergebnisse liefert.

Im Projekt „DSS-RiskMan“ wurden für die Zentroide der Standortspolygone Klimadaten regionalisiert. Diese Daten bilden den Zeitraum von 1970 – 2070 ab. Das retrospektive Klima wurde von den gemessenen DWD Daten abgeleitet und für die zukünftigen Daten wurden die Projektionen der Klimaentwicklung an den DWD Klimastationen bis 2070 verwendet. Diese basieren auf dem „Statistical Analogue Resampling Scheme“ Regionalmodell (STARS, ORLOWSKY et al. 2008) wobei das RCP8.5 Szenario unterstellt und eine Projektion mit dem ECHAM6 Globalmodell zur Initialisierung verwendet wurden. Somit können aus dem Datensatz beliebige Zeiträume zwischen 1970 – 2070 extrahiert werden. In den Optimierungen wurden zwei Zeiträume verwendet. Als aktuelles Klima wurde der Zeitraum 1981–2010 genutzt und als zukünftiges Klima die Werte für das Jahr 2070 genutzt. Die Wirkmodelle (Leistung, Risiko, Überlebenszeit und Annuität) wurden dabei in einer jährlicher Auflösung gerechnet. Allerdings stehen für die Risikoarten nicht die Daten für den gesamten retrospektiven Zeitraum zur Verfügung, so dass diese Modelle nur im Rahmen ihrer Daten parametrisiert werden konnten.

Methoden

Die Optimierung im Gesamtmodellsystem wird mit Hilfe eines genetischen Algorithmus (GA) durchgeführt. Genetische Algorithmen lehnen sich in ihrer Konzeption an die Evolution genetischer Systeme an. Insbesondere die Konzepte von Selektion und Mutation der DNA werden hier im Computer nachempfunden. Zu den Mutationen zählt neben den Punktmutationen auch der Austausch kompletter Sequenzen durch „Crossover“. Das zu optimierende Problem wird auf einem „Chromosom“, hier einer linearen Zeichenkette kodiert und vervielfältigt („Replikation“). Dabei werden mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit Mutationen zugelassen. Somit erhält man eine „Population“ an Chromosomen die i.d.R. ein wenig unterschiedlich sind. Durch ein „Genotyp-Phänotyp-Mapping“, die Übersetzung der linearen Zeichenkette in einen spezifischen Wert, kann jeder Zeichenkette eine „Fitness“ zugeordnet werden. Für die nächste Iteration werden nur die besten, d.h. die fittesten Zeichenketten ausgewählt und die anderen verworfen. Anschließend werden die verbleibenden Zeichenketten vervielfältigt, bis die Population wieder vollständig aufgefüllt wurde. Dabei werden wiederum Mutationen zugelassen. Anschließend wird jede neue Zeichenkette mit der Fitnessfunktion bewertet. Diese Schritte werden so häufig wiederholt, bis man eine gewünschte Fitness erreicht hat oder eine bestimmte Anzahl an Iterationen durchlaufen wurde. Dieses Vorgehen nennt man einen meta-heuristischen Algorithmus.

In unserem Fall besteht die Zeichenkette aus der Hintereinanderreihung der pro Standortspolygon gewählten WET's der Modellregion. Die Fitnessfunktion ermittelt die Leistung (bzw. die Annuität) für jedes Polygon mit dem dafür selektierten WET und testet auf die Abweichung zu den forstpolitischen Restriktionen. Die waldbaulichen Restriktionen sind bereits in die Mutationsfunktion eingeflossen, so dass auf den entsprechenden Standorten nur WET's ausgewählt werden können, welche dort auch waldbaulich zulässig sind. Da die Entwicklung eines geeigneten Abbruchkriteriums bei diesem

komplexen Optimierungsproblem schwierig ist, wurde eine bestimmte Anzahl an Iterationen als Abbruchkriterium gewählt (i.d.R. 5000).

Neben der Kodierung des Problems in einer Zeichenkette und der Definition der Fitnessfunktion stellt die Auswahl einer geeigneten Startkonfiguration ein wesentliches Kriterium für die Geschwindigkeit der Optimierung dar. Je näher die Startkonfiguration an der optimalen Konfiguration ist, desto schneller wird der Algorithmus das Optimum auch finden. Die Auswahl der Startkonfiguration kann auf zwei Weisen erfolgen: 1) man verteilt viele verschiedene Startkonfiguration zufällig über den gesamten Optimierungsraum und gibt ein eher hartes Selektionskriterium an. 2) man beginnt mit einer Konfiguration relativ nahe am Optimum. Diese Version ist eigentlich die beste Variante, erfordert jedoch, dass man die Lage des Optimums gut abschätzen kann. In unserem Fall gehen wir davon aus, dass die aktuelle standortgemäße Baumartenplanung bereits relativ nahe am Optimum liegt und nun durch die Anpassung an den Klimawandel verändert werden müsste. Daher nutzen wir als Startkonfiguration die waldbaulichen Regeln entsprechend der niedersächsischen regionalen Waldbauplanung (Band 54, NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2004).

Der schematische Ablauf der Arbeitsschritte zur Bestimmung der optimierten standortbezogenen Baumartenwahl ist in Abbildung 3 dargestellt. Die Eingangswerte werden immer je Baumart ermittelt. Aus diesen wird unter Berücksichtigung der waldbaulichen Restriktionen die entsprechende Zielgröße je WET erstellt. Diese sind entweder der maximale durchschnittliche Gesamtwuchs (dGZmax) bzw. Annuität. Daraus ergibt sich eine Reihenfolge (Ranking) der WET's je Standortpolygon. Diese bilden den Optimierungsraum. Durch die weitere Berücksichtigung politischer Restriktionen kann dann die räumliche Optimierung erfolgen.

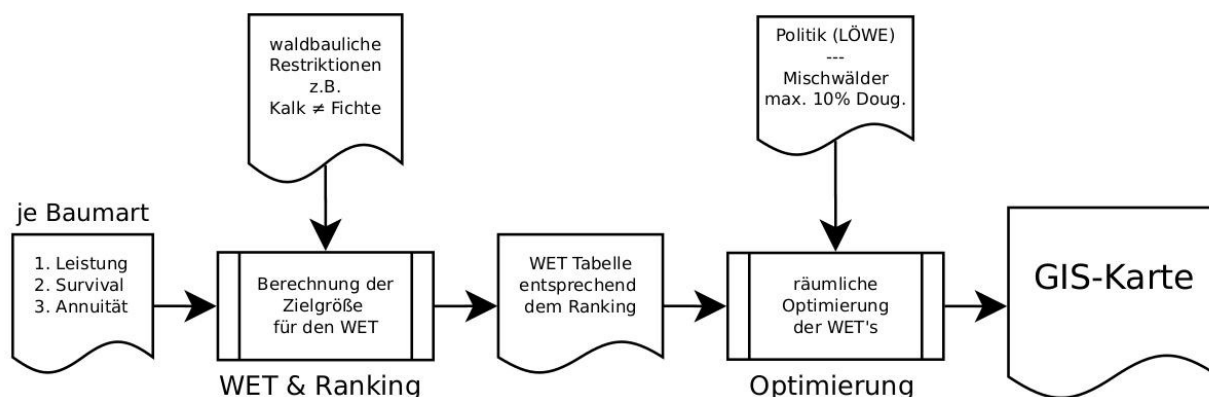


Abbildung 3: Schematischer Ablauf der Arbeitsschritte hin zur Optimierung der räumlichen Verteilung der WET's (Waldentwicklungstyp) und damit der Baumarten.

Wie bereits in Abbildung 3 zu sehen ist, verwenden wir drei verschiedene Typen an Zielvariablen. Daraus ergeben sich drei Varianten der Optimierung. Variante I („Leistung“) geht davon aus, dass die Maximierung der Gesamtwuchsleistung unser Ziel ist und wir die Risiken durch abiotische und biotische Ereignisse vernachlässigen können. In der Variante II („Survival“) werden genau diese Risiken mit berücksichtigt, indem eine Leistungsdämpfung erfolgt. Das Ziel auf der Fläche ist aber weiterhin die Maximierung der Gesamtwuchsleistung. In der Variante III („Annuität“) werden alle Risiken wie in Variante II berücksichtigt, jedoch steht bei dieser Optimierung nicht mehr die Maximierung der Wuchsleistung als Zielgröße sondern die fiskale Leistung der Modellregion.

Ergebnisse

Die Präsentation der Ergebnisse wird in zwei Teilen erfolgen. Im ersten Teil wird die Leistungsfähigkeit des Optimierungssystems in Bezug auf den Klimawandel anhand von Variante I („Leistung“) untersucht. Hier wird vor allem der Vergleich der Optimierung unter aktuellen Klimabedingungen mit den Ergebnissen der Optimierung unter zukünftigen Klimabedingungen (2070) durchgeführt. Im zweiten Teil werden die Ergebnisse der Optimierung für das zukünftige Klima unter den drei verschiedenen Optimierungsvarianten betrachtet.

Optimierung der räumlichen Baumartenwahl im Klimawandel

In diesem Abschnitt werden die Unterschiede in der Optimierung zwischen dem aktuellen und dem zukünftigen Klima für die Region „Westharz“ dargestellt. In Abbildung 4 ist die Änderung der Anteile der wichtigsten Baumarten während der Optimierung für beide Klimavarianten (aktuell und 2070) dargestellt. Zunächst lässt sich aus den Abbildungen erkennen, dass die beiden forstpolitischen Restriktionen (max. 10% Douglasie und mind. 40% Laubbaumarten) ungefähr beim Iterationsschritt 1000 erreicht werden. Trotzdem verändert sich die Baumartenzusammensetzung auch noch nach diesem Zeitraum. Insbesondere nimmt der Anteil der Fichte in beiden Szenarien weiter zu. Außerdem ist im Vergleich beider Szenarien zu sehen, dass im zukünftigen Szenario mehr Eiche und etwas weniger Buche geplant würde.

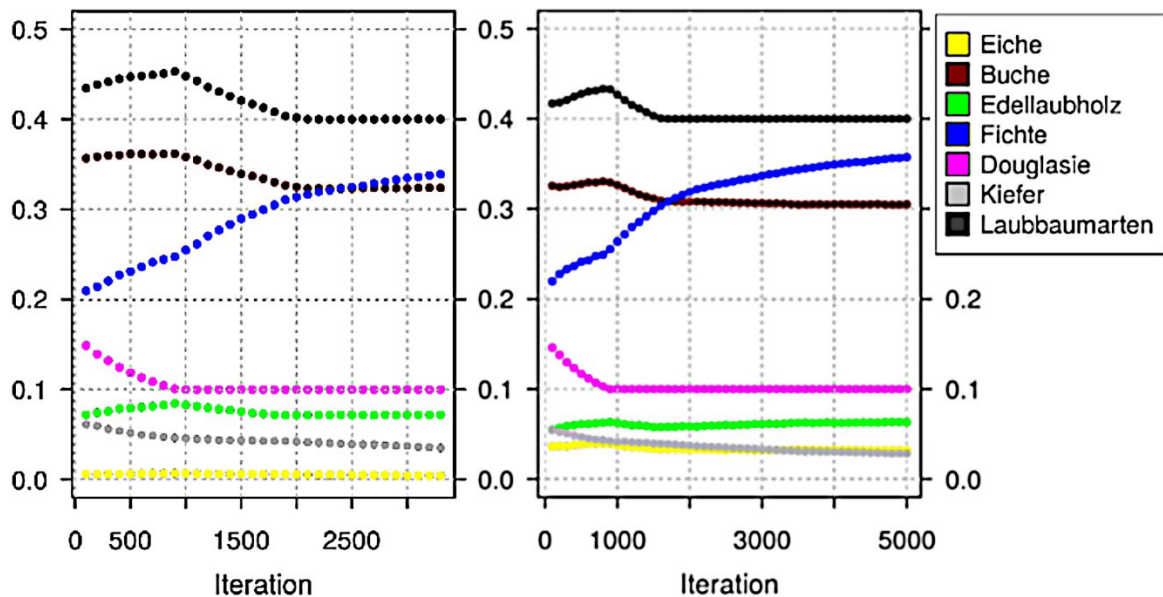


Abbildung 4: Die Veränderung der Anteile der Baumarten während der Optimierung für die zwei unterschiedlichen Zeiträume. Links das aktuelle Klima (1981-2010) und rechts das Klima für das Jahr 2070.

Durch die Optimierung wird nicht nur der Anteil der Baumarten in der Modellregion verändert sondern auch die durchschnittliche Leistung der Baumarten in der Modellregion, da die projizierte Leistung je Standortpolygon deutliche Unterschiede aufweist. Somit ändert sich die durchschnittliche Leistung durch die Verschiebung der Baumarten auf bessere bzw. schlechtere Standorte. Allerdings erfolgt die Baumartenplanung und die räumliche Optimierung für WET's, so dass die projizierten dGZmax anteilflächenmäßig gewichtet bzw. berücksichtigt werden (siehe Abbildung 5).

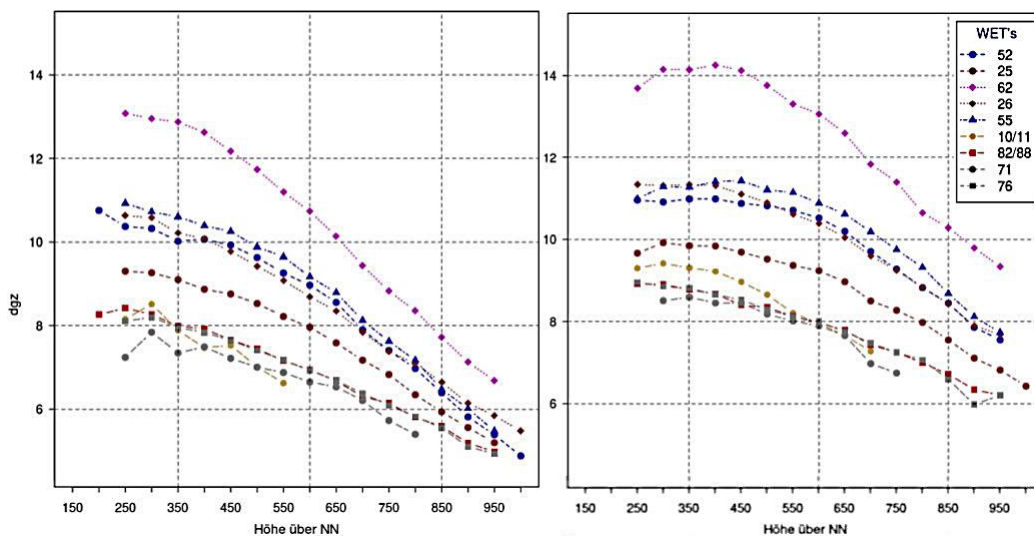


Abbildung 5: Änderung der Wuchsleistung (dGZmax) ausgewählter WET's im Vergleich der zwei Szenarien am Ende der Optimierung (Iterationsschritt 5000). Links die Werte für das aktuelle Klima (1981-2010) und rechts für das Klima im Jahr 2070.

Die Veränderung des dGZmax während der Optimierung ist für ausgewählte WET's in Abbildung 6 dargestellt. In der rechten Abbildung wird durch die Pfeile angezeigt, dass es bei einigen WET's zu einer Verbesserung der Leistung kommt, bei anderen sehen wir eine gleichbleibende Leistung und wiederum Andere zeigen eine Verschlechterung ihrer Leistung.

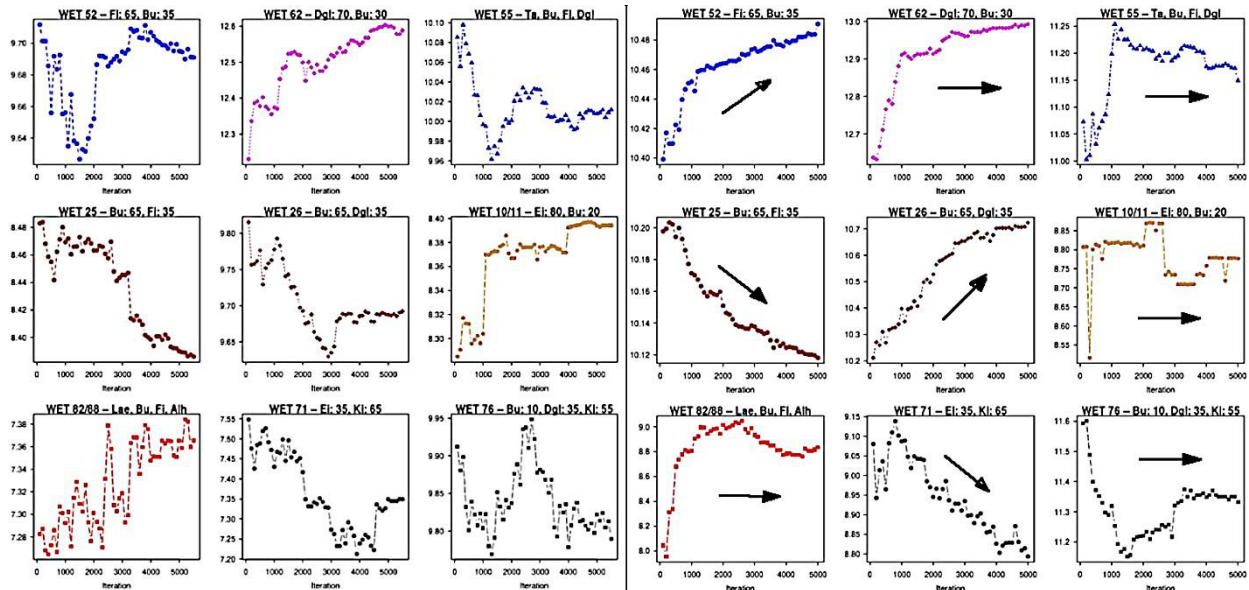


Abbildung 6: Entwicklung der Wuchsleistung ausgewählter WET's über die Iterationsschritte. Links das Klima 1981-2010 und rechts das Klima von 2070. Die Pfeile zeigen die Tendenz der WET-Leistung an.

Die Auswertung der Optimierung bezüglich der Höhenzonierung der Baumarten ist in Abbildung 7 zu sehen. Diese Abbildung zeigt die Konfiguration am Ende der Optimierungsroutine zum Iterationsschritt 5000 an. Es ist deutlich zu sehen, welche Baumarten in welcher Höhenstufe am häufigsten geplant und welche nur selten verwendet werden. Es ist deutlich zu sehen, dass die Fichte und die Buche weiterhin die häufigsten Baumarten sein werden und dagegen die Eiche und die Lärche flächenmäßig nur selten geplant werden. Ebenso kann man an den Abbildungen ablesen, dass die Eiche bisher nur bis in eine Höhenlage von max. 500 m über NN geplant wurde und unter zukünftigem Klima dagegen bis in eine Höhe von 650 m geplant wird. Darüber hinaus ist beim Vergleich der beiden Klimaszenarien bzgl. der prozentualen Verteilung der Baumarten (jeweils die rechte Abbildung) zu sehen, dass bisher eher die Buche in den Höhenlagen angebaut werden sollte, jedoch unter den zukünftigen Bedingungen eher die Fichte in den Höhenlagen geplant wird.

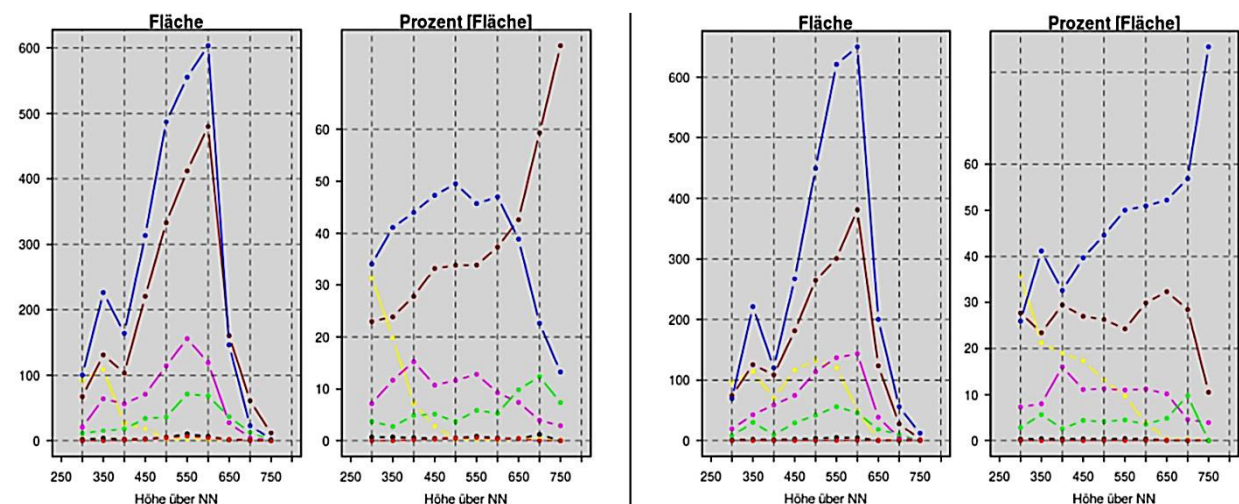


Abbildung 7: Darstellung der Verteilung der Baumarten über die verschiedenen Höhenstufen im Harz. Die erste Abbildung zeigt den Anteil der Gesamtfläche in dieser Höhenstufe je Baumart an und in der zweiten Abbildung wird der prozentual Anteil dieser Baumart an der Höhenstufe dargestellt. Wiederum sind die beiden linken Abbildungen für das aktuelle Klima (1981-2010) und rechts die Abbildungen für das Klima für das Jahr 2070.

Vergleich der drei Varianten

Die drei Varianten der Optimierung (Leistung, Survival, Annuität) wurden stets mit dem gleichen Startset für den Bereich „Süd-Westthar“ initialisiert. Der Verlauf der Entwicklung der prozentualen Anteile der Baumarten ist in Abbildung 8 dargestellt.

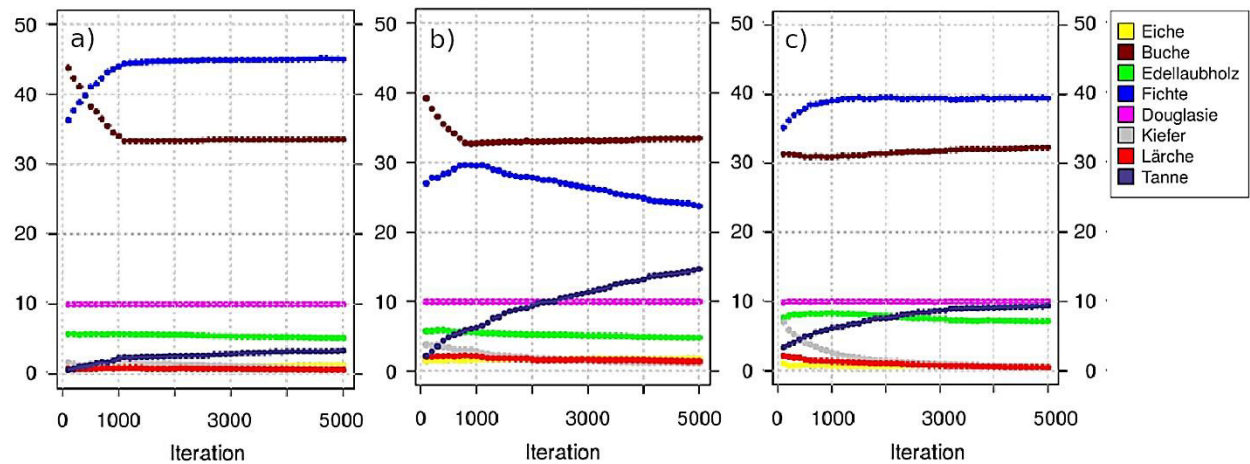


Abbildung 8: Die Entwicklung des prozentualen Anteils der Baumarten während der Optimierung. a) Optimierung nur nach der Leistung, b) Optimierung unter Verwendung des Überlebenszeitmodells, c) Optimierung auf der Grundlage der Annuitäten.

Die Grundtendenz bei der Entwicklung der Baumartenanteile ist in allen drei Varianten prinzipiell gleich. Anfänglich werden zunächst recht schnell die politischen Restriktionen durch die Optimierung erfüllt und anschließend erfolgt die eigentliche Optimierung. Der Verlauf der Kurven zeigt an, dass auch bis zum Iterationsschritt 5000 in allen Varianten noch Anpassungen durchgeführt werden. Diese sehen aber recht unterschiedlich für die drei Varianten aus.

Bei der Variante I „Leistung“ (Abbildung 8a) ändert sich im Wesentlichen nur noch der Anteil der Tanne im Gesamtsystem, nachdem die politischen Restriktionen erreicht wurden. Der Anteil der Tanne steigt dabei kontinuierlich an während die anderen Baumarten im Wesentlichen auf ihrem Niveau verbleiben. Bei der Optimierung mit der Variante II „Survival“ (Abbildung 8b) haben sich nicht nur die Anteile der Baumarten verschoben, sondern mit der Zunahme des Tannenanteils sinkt der Anteil der Fichte bis zum Iterationsschritt 5000 kontinuierlich. Daher liegt hier die Fichte auch generell auf einem niedrigeren Niveau als in Variante I. Bei der dritten Variante („Annuität“, Abbildung 8c) wird wieder die Fichte zum am häufigsten geplanten Baumart. Die Tanne steigt zwar wie in den anderen beiden Varianten kontinuierlich an, jedoch nicht so stark wie in der Variante II („Survival“). Außerdem liegt hier der Anteil an Edellaubhölzern deutlich höher als in den zwei vorherigen Varianten.

Vergleichen wir die Leistung ausgewählter WET's zwischen den drei Varianten (Abbildung 9), dann kann man auf den ersten Blick keine großen Unterschiede erkennen. Die Leistung verläuft in allen drei Varianten und für alle gewählte WET's nahezu gleich. Insbesondere das Ranking der Leistung der selektierten WET's ändert sich zwischen den Varianten nicht. D.h., obwohl zu einigen Baumarten bessere Modelle für die Risikoarten existieren (z.B. für die Fichte das Borkenkäfermodell), wirkt sich dies nicht auf die realisierten Leistung der Baumarten aus. Des Weiteren wird in allen drei Varianten die Eiche nur bis in eine Höhe von 600m über NN geplant. Vereinzelt gibt es auch schlechte Leistungswerte in einer Höhenstufe, z.B. die Eiche bei der Leistungsmodellierung in der Höhenlage von 550 m über NN hat nur einen dGZmax von 6 (Abbildung 9a). Dies spricht für eine Fehlplatzierung und würde bei längeren Optimierungsläufen eliminiert werden.

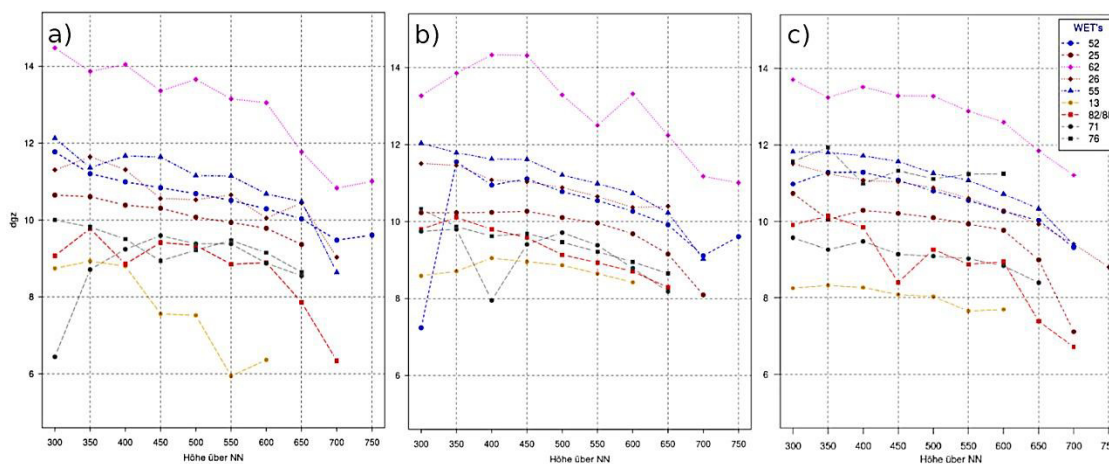


Abbildung 9: Die Leistung ausgewählter WET's über den Höhengradienten als Vergleich zwischen den drei Varianten zur Optimierung. Die Abbildungen sind die Momentaufnahme zum Iterationsschritt 5000. a) Optimierung nur nach der Leistung, b) Optimierung unter Kombination von Leistung und Überlebenszeit, c) Optimierung auf der Grundlage der Annuitäten.

Diskussion

Es existieren bereits eine Reihe von Ansätzen, welche aktuell für eine standortgemäße Baumartenwahl genutzt werden. Dabei wird die Gefährdung der Baumarten über Trockenstressweiser, wie zum Beispiel das pflanzenverfügbare Wasser in Abhängigkeit von Standortparametern eingeschätzt und für die Anpassung vorhandener Planungsgrundlagen unter Klimawandel genutzt. Die vorhandenen Planungsgrundlagen basieren dabei auf Expertenwissen zum standortsensitiven Wachstum und Risiken der Baumarten.

Durch die rasche Entwicklung der Computertechnik und die Etablierung von computergestützten Entscheidungsunterstützungssystemen (DSS – „Decision Support System“) war es das Ziel im Projekt „DSS-RiskMan“ ein stärker modellbasiertes System zu entwickeln. Das hier vorgestellte Verfahren zur räumlichen Optimierung einer standortgemäßen Baumartenwahl nutzt dafür verschiedene Modelle zur Auswahl standortgemäßer WET's. Damit ist eine räumlich höher aufgelöste Baumartenplanung möglich. Die Modellprojektionen werden weiterhin wenn notwendig mit vorhandenem Expertenwissen ergänzt (z.B. waldbauliche Restriktionen) und mit politischen und naturschutzfachliche Restriktionen in einem Gesamtsystem kombiniert. Dadurch kommt es zu zahlreichen Wechselwirkungen bei der Planung der Baumarten in der Fläche. Da diese Wechselwirkungen i.d.R nicht linear sind, ergeben sich zahlreiche Optionen und vor allem Konfigurationen, wie die Baumarten in der Fläche verteilt werden können.

Derartige Probleme, bei denen der Lösungsraum extrem groß und vor allem komplex ist, können am besten mit heuristischen Verfahren gelöst werden. Solche Verfahren können in einem hochdimensionalen Raum mit komplexen Abhängigkeiten recht schnell gute Lösungen liefern. Allerdings benötigen diese Verfahren relativ lange, um die optimale Lösung zu finden. In manchen Fällen ist dies sogar nahezu unmöglich. Dies gilt vor allem dann, wenn es mehrere deutlich separierte lokale Optima gibt. Für solche Fälle lohnt es sich mit vielen verschiedenen Ausgangskonfigurationen zu starten und die Ergebnisse bezüglich der Gesamtfitness zu vergleichen.

Für die Optimierung in dem dargestellten DSS haben wir uns für einen Genetischen Algorithmus (GA) entschieden. Ein GA gehört ebenfalls zu den heuristischen Verfahren. Der Lösungsraum unseres Optimierungsproblems besteht aus der Kombination der Anzahl der betrachteten Standortpolygone und der auf ihnen planbaren WET's. Eine systematische Suche nach dem Optimum ist in einem solchen hochdimensionalen Raum unmöglich. Die Qualität der Lösung lässt sich aber durch Expertenwissen und Wiederholungen der Optimierung abschätzen. Die WET's, die einem Standortpolygon in mehreren Optimierungsläufen häufig zugeordnet werden, sind als sichere Lösung anzusehen. Für Standortpolygone, denen sich kein eindeutiger WET zuordnen lässt, muss entweder eine Zufallsauswahl oder eine gutachtliche Expertenauswahl erfolgen.

Die in allen drei Varianten generierten Muster der räumlichen Zuordnung der WET's zu den Standortpolygone sind aus waldbaulicher Sicht als prinzipiell plausibel anzusehen. So wird z.B. unter dem aktuellen Klima die Eiche nur bis in eine Höhe von 500 m über NN geplant. Allerdings wird die

Eiche unter zukünftigem Klima und in allen drei Varianten bis auf eine Höhe von 650 m geplant (Abbildung 7). Außerdem wird insgesamt mehr Eiche in der Modellregion unter den zukünftigen Klimabedingungen und der Optimierung nach Variante I („Leistung“) geplant (Abbildung 4). Dasselbe gilt für den Anteil an Buche und Fichte in Variante I. Die Entwicklung der Leistung während der Optimierung (Abbildung 6) zeigt, dass das System die Douglasie (WET 62 und 26) und die Lärche (WET 82/88) auf die besseren Standorte plant, da die durchschnittliche Wuchsleistung dieser Baumarten während der Optimierung zunimmt. Für die Fichte ist das Bild nicht so einheitlich. Der WET 52 (65% Fichte und 35% Buche) verbessert seine Wuchsleistung während der Optimierung wohingegen die Leistung des WET 25 (35% Fichte und 65% Buche) tendenziell abnimmt.

Aus dem Vergleich der Wuchsleistung zwischen beiden Klimaperioden in Variante I (Abbildung 5) kann geschlossen werden, dass die Wuchsleistung aller Baumarten in der Modellregion „Westharz“ vor allem durch die erhöhte Temperatur zunimmt. Die Verbesserung der Wuchsleistung nimmt dabei in den höheren Lagen stärker zu als in den niedrigeren Höhenstufen.

Darüber hinaus ist beim Vergleich der prozentualen Verteilung der Baumarten zwischen den beiden Klimaszenarien in Variante I zu sehen, dass bisher eher die Buche in den Höhenlagen angebaut werden sollte, jedoch unter den zukünftigen Bedingungen eher die Fichte in die Höhenlage geplant wird (Abbildung 7). Dieses Ergebnis scheint eher kontraintuitiv zu sein, da die Buche stärker von einer Erhöhung der Temperatur in den Hochlagen profitiert. Allerdings sind die hier dargestellten Muster immer nur das Ergebnis eines einzigen Optimierungslaufes. Für verlässlichere Aussagen sollten mehrere Optimierungen mit den gleichen Parametern durchgeführt und anschließend über alle Simulationen gemittelt werden. Dies war hier jedoch aus Zeitgründen noch nicht möglich.

Das von uns konzipierte System ist dreistufig aufgebaut. Neben der reinen Optimierung nach der Wuchsleistung können im System auch die Daten einer Überlebenszeitanalyse bzw. die Daten zur Annuität als Zielgröße verwendet werden. Jede neue Variante nutzt dabei auch die Eingangsdaten der vorherigen Variante. Wie bereits oben erwähnt, gibt es gewisse Unterschiede zwischen den drei Optimierungsvarianten. Dies betrifft vor allem die Häufigkeiten der geplanten Baumarten (Abbildung 8). Die konkreten Ursachen für die jeweiligen Unterschiede müssen noch detaillierter durch stratifizierte Auswertungen und Sensitivitätsanalysen untersucht werden. Der resultierende dGZmax je WET ist allerdings zwischen allen drei Variablen nahezu gleich (Abbildung 9). Da aktuell nur für die erste Variante („Leistung“) wiederholte Optimierungsläufe vorliegen, ist eine detaillierte Auswertung bzw. ein detaillierter Vergleich derzeit noch nicht möglich.

Wir konnten in diesem Beitrag zeigen, dass eine räumliche Optimierung einer standortgemäßen Baumartenwahl mit Hilfe eines Genetischen Algorithmus möglich ist. Dabei können neben der standortbezogenen Wuchsleistung und spezifischer biotischer und abiotischer Risiken der Baumarten auch unterschiedliche Restriktionen im System berücksichtigt werden. Im aktuellen System wurden verschiedene waldbauliche und politische Restriktionen verwendet. Das System optimiert in allen drei Varianten zunächst auf diese Restriktionen hin und im zweiten Schritt wird dann nur noch die Gesamtwuchsleistung der modellierten Region gesteigert. Somit eignet sich das System vor allem dazu eine „schnelle“ großräumige Planung durchzuführen, welche politische Restriktionen bereits berücksichtigt.

Die konkrete Planung einzelner Standortpolygone ist jedoch langwierig und mit mehr Unsicherheiten behaftet. Um eine derartige Planung möglichst valide durchzuführen, müsste der GA über mehr als 5000 Iterationsschritte laufen und auch entsprechend häufig wiederholt werden. Bei einer Laufzeit von sieben Tagen auf einem Parallelrechner mit 28 Kernen ist allerdings die Zeit der limitierende Faktor. Diese Angaben gelten für eine Modellregion mit ca. 60.000 Standortpolygonen. Die Optimierung für größere Bereiche (z.B. Niedersächsische Landesforsten) wäre mit diesem System nahezu unmöglich.

Eine mögliche Lösung für dieses Problem wäre die Teilung des Planungsraumes in kleinere Einheiten, die dann jede für sich schnell und effizient optimiert werden könnten. Dazu ist es aber notwendig die politischen Restriktionen für jede dieser Einheit separat anzupassen, so dass auf der Gesamtfläche die politischen Restriktionen noch erfüllt werden. Damit fallen aber die Wechselwirkungen zwischen den Flächen der unterschiedlichen Einheiten weg. Das bedeutet, dass die Aufteilung der Modellregion sowie die Anpassung der Restriktionen kein triviales Problem ist. Hier können im ersten Ansatz nur

Expertensysteme helfen. Eine andere Möglichkeit wäre es, die Standortpolygone so zusammenzufassen, dass sinnvolle Einheiten entstehen, die sich bei der Optimierung relativ ähnlich verhalten würden. Mit diesen „großen“ Polygonen kann z.B. eine Aufteilung der gewünschten Anteile an Baumarten für jede Teilregion ermittelt werden. Diese Anteile würden dann in einem zweiten Schritt als Restriktionen für die Optimierung auf den eigentlichen Standortpolygonen verwendet.

Das hier vorgestellte System zur Optimierung der Baumartenwahl auf der Grundlage der Waldentwicklungstypen ermöglicht es, eine strategische Waldbauplanung durch den Computer erstellen zu lassen. Schnittstellen zu Expertenwissen (waldbauliche Restriktionen) und gesellschaftlichen Bedürfnissen (politische Restriktionen) erlauben es, diese Planung an die konkreten Bedürfnisse vor Ort anzupassen. Die hier präsentierten Ergebnisse bedürfen jedoch noch einer weiteren kritischen Evaluierung und Bewertung durch Waldbau- und Forstplanungsexperten. Sie sind nur als eine erste Potentialabschätzung zu sehen. Diese kann und sollte durch den Forsteinrichter vor Ort unter Berücksichtigung weiterer Informationen, wie einer existierenden Vorverjüngung, überprüft und gegebenenfalls modifiziert werden.

Der Vorteil des hier entwickelten Systems liegt vielmehr darin, dass mit dessen Hilfe bei der Waldbauplanung auf der Grundlage von Leistungs- und Risikoprojektionen Standortunterschiede kleinräumiger abgebildet werden können. Ein weiterer Vorteil liegt in der Möglichkeit die Gesamtplanung nicht durch schrittweise Anpassung gutachterlich sondern modellgestützt reproduzierbar durchzuführen.

Literatur

- LECKEBUSCH GC, ULBRICH U (2004). On the relationship between cyclones and extreme windstorm events over Europe under climate change. *Global and Planetary Change* 44: 181–193.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ Band 54 (2004). Langfristige ökologische Waldentwicklung: Richtlinie zur Baumartenwahl. Hannover.
- ORLOWSKY B, GERSTENGARBE F-W, WERNER PC (2008). A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. *Theoretical and Applied Climatology* 92: 209–223.
- OTTO H-J (1994). *Waldökologie*. Ulmer.
- PINTO JG, ULBRICH U, LECKEBUSCH GC, SPANGHEHL T, REYERS M, ZACHARIAS S (2007). Changes in storm track and cyclone activity in three SRES ensemble experiments with the ECHAM5/MPI-OM1 GCM. *Climate Dynamics* 29: 195–210.
- ROUAULT G, CANDAU J-N, LIEUTIER F, NAGELEISEN L-M, MARTIN J-C, WARZÉE N (2006). Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science* 63: 613–624.
- WAGNER S (2008). Klimawandel-Überlegungen zu waldbaulichen Strategien. *AFZ-DerWald* 63: 1104–1107.
- WERMELINGER B (2004). Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus*—a review of recent research. *Forest ecology and management* 202: 67–82.
- WERNER PC, GERSTENGARBE F-W, FRAEDRICH K, OESTERLE H (2000). Recent climate change in the North Atlantic/European sector. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society* 20: 463–471.

Kronenstruktur, Standraumeffizienz und Wachstum von Eichen in Rein- und Mischbeständen mit der Baumart Kiefer in Brandenburg

Annett Degenhardt

Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde

1 Motivation und Ziele

Im Rahmen der aktuellen Waldbaustrategien werden Mischbestände aufgrund ihrer ökologischen und ökonomischen Vorteile gegenüber Reinbeständen bevorzugt. Der Kiefernanteil im Land Brandenburg liegt jedoch noch immer über 70 %, wobei auf 40 % der Waldfläche stabilere, naturnähere und standortgerechtere Mischwälder wachsen könnten. In Hinblick auf die standörtliche Ausstattung sowie die aktuellen und zu erwartenden klimatischen Bedingungen werden zunehmend Mischungen von Kiefer mit Eiche angestrebt, so dass die Trauben-Eiche im Rahmen des Umbaus der kieferndominierten Wälder zur flächenmäßig bedeutendste Laubbaumart wird. Der Anbau der Eiche erfolgt dabei vornehmlich unter dem Schirm von mittelalten bis alten Kiefernbeständen.

Während schon WIEDEMANN (1951) darauf hinwies, dass diese Mischung von Lichtbaumarten nur dann ökonomisch erfolgreich sein kann, wenn sich beide Baumarten im Höhenwachstum und ihrer Schattenverträglichkeit ähnlich sind, empfiehlt ERTELD (1986) die Mischung nur als Zeitmischung auf ausreichend wasserversorgten, einigermaßen kräftigen Böden. Aktuelle europaweite Studien zeigen auch, dass Mischbestände die Produktivität benachbarter Reinbestände um 10-30 % übersteigen können (PRETZSCH et al. 2015, 2018). Zurückgeführt wird dies auf eine verbesserte Ausnutzung des für die Baumarten zur Verfügung stehenden Wuchsraumes. Durch ihr unterschiedliches räumlich-zeitliches Wuchsverhalten sind Baumarten in Mischung offensichtlich in der Lage, das Licht- und Nährstoffangebot effizienter zu nutzen als in den jeweiligen Reinbeständen. Vor dem Hintergrund fortschreitender Veränderungen des Klimas ist die Eignung der Trauben-Eiche für den langfristigen ökologischen Waldumbau jedoch auch abhängig von der Anpassungsfähigkeit der Baumart im Sinne der Vitalität, des Wuchsverhaltens und der Mortalität (SCHRÖDER 2012, 2015).

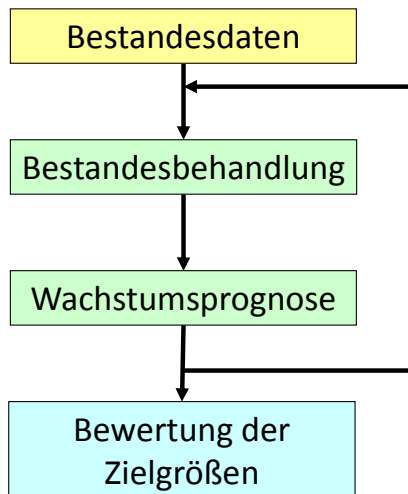


Abb. 1: Algorithmus des Simulationsmodells

Für ein Gelingen des Umbaus der Kiefernreinbestände mit Trauben-Eiche ist daher zunehmend auch eine einzelbaumorientierte Betrachtung und Behandlung dieser Baumart erforderlich. Die folgenden Untersuchungen sollen dazu beitragen, waldbauliche einzelbaumorientierte Behandlungsvarianten mit Hilfe von Modellen quantitativ vergleichbar zu machen und je nach waldbaulicher Zielstellung bestmögliche Behandlungsempfehlungen abzuleiten. Einzelbaumorientierte Wachstumsmodelle werden genutzt, um Bestandesentwicklungen bei unterschiedlichsten waldbaulichen Eingriffen näherungsweise zu prognostizieren, anhand forstwirtschaftlich relevanter Parameter zu bewerten und schließlich waldbauliche Behandlungsempfehlungen abzuleiten.

Der vielen Wachstumsmodellen für Waldbestände zugrunde liegende Algorithmus (Abb. 1) besteht im Wesentlichen aus vier Teilschritten. Auf der Grundlage der Daten eines Bestandes wird eine Bestandesbehandlung simuliert, das Wachstum für eine vorgegebene Zuwachsperiode prognostiziert und schließlich die Ergebnisse anhand forstlich relevanter Parameter bewertet.

Wie alle Modelle können auch die Wachstumssimulationsmodelle immer nur eine vereinfachte Nachbildung der Realität darstellen und darauf abzielen, ausgewählte Prozess eines klar definierten, begrenzten Systems „Waldbestand“ sowie bezogen auf ausgewählte Zielstellungen hinreichend genau darzustellen. Insbesondere beeinflusst die Fragestellung, wie sich waldbauliche Eingriffe auf das Wachstum und die Entwicklung der Einzelbäume auswirken, die Modellbildung wesentlich. Daher stehen bei den folgenden Untersuchungen die möglichst präzise Beschreibung grundlegender Konkurrenz- und Wachstumsprozesse der Trauben-Eiche im Mittelpunkt.

Insbesondere sollen die Kronendimensionen und Konkurrenzverhältnisse der Trauben-Eiche in Rein- und Mischbeständen verglichen und deren Auswirkungen auf den Einzelbaumzuwachs untersucht werden, um schließlich das Wachstumsmodell so anzupassen, dass sich unterschiedlicher waldbaulicher Eingriffe im differenzierten Einzelbaum- und Bestandeswachstum detaillierter als bisher widerspiegeln.

Dabei kann auf umfangreiches Datenmaterial von am LFE langfristig beobachteten Versuchsflächen sowie einmalig aufgenommenener Probeflächen, aber auch die gemeinsam durch die HNEE und die TUM in Brandenburg eingerichteten Kiefer-Eichen-Triplettflächen zurückgegriffen werden (PRETZSCH et al. 2019). Die Ergebnisse sollen schließlich in Funktionen für den für Brandenburg angepassten Wachstumssimulator BWINPro münden.

2 Bisherige Ergebnisse und verfügbare Daten

Nachdem 2006 (DEGENHARDT 2006) eine erste Anpassung von BWINPro für die Kiefer in Brandenburg vorlag, folgten im Rahmen des Projektes OakChain (ELMER et al. 2009) analoge Untersuchungen für die Trauben-Eiche. Im Ergebnis entstand ein Set von Modellfunktionen für das Einzelbaumwachstum der Trauben-Eiche in Brandenburg, das eine Parametrisierung von BWINPro für Brandenburg (Abb. 2) und folglich auch erste Simulationsrechnungen erlaubte.

Mit der zunehmenden Bedeutung der Trauben-Eiche für den Waldumbau rückten Fragen der waldbaulichen Behandlung und Pflege dieser Baumart im Reinbestand, unter Kiefer bzw. in Mischung mit der Kiefer stärker in den Mittelpunkt forstlicher Diskussionen. Waldbauliche Maßnahmen wirken regulierend auf die Konkurrenzverhältnisse in den Beständen und zielen darauf ab, das Wachstum und die Vitalität der Bestandeglieder zielgerichtet zu beeinflussen. Um die Einflüsse unterschiedlichster Behandlungen auf die Bestandesentwicklung durch die Modelle wiedergeben zu können, sind sowohl eine Datenbasis, die ein breites Spektrum der Konkurrenzverhältnisse abdeckt, als auch Funktionsansätze, die verschiedenste Konkurrenzsituationen hinreichend berücksichtigen, erforderlich.

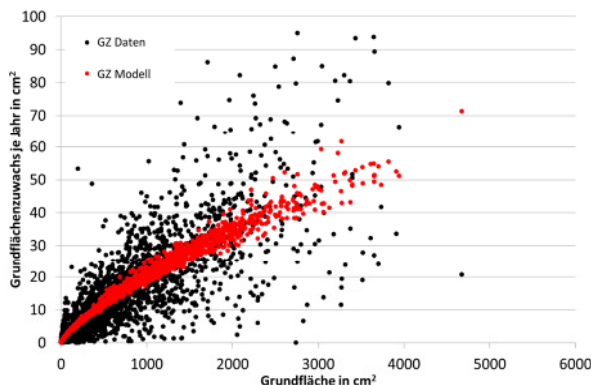


Abb. 2: Grundflächenzuwachsmo­dell unter Verwendung des Konkurrenzindex nach Hegy

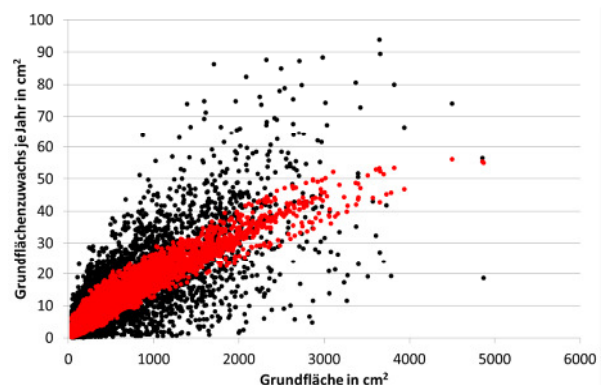


Abb. 3: Grundflächenzuwachsmo­dell unter Verwendung von Standraumpolygo­nen

Diesen Anforderungen konnte ein erster Modellansatz für den Zuwachs der Trauben-Eiche noch nicht ausreichend gerecht werden. Simulationen mit unterschiedlichen Freistellungen von extrem dicht bis solitär zeigten kaum Reaktionen im Zuwachs der Einzelbäume, da die Modellfunktion den Zuwachs im Wesentlichen durch die Grundfläche erklärt, die durch die Konkurrenz verursachten Zuwachsstreuungen jedoch nur unzureichend erfasst (Abb. 2). Der hier verwendete Konkurrenzindex nach HEGY (1974) trägt dagegen nur unwesentlich zu Verbesserung der Modellanpassung in dem verwendeten Funktionsansatz bei.

$$GZ = \exp(a_0 + a_1 \cdot \ln(BHD^2) + a_2 \cdot \ln(H) + a_3 \cdot Hegy)$$

Ein bei der Parametrisierung der Kiefer erfolgreich verwendeter Modellansatz berücksichtigt statt des Konkurrenzindex nach Hegy die Fläche von Standraumpolygonen, die sich aus einem modifizierten Algorithmus für Dirichlet-Mosaik (DRICHLLET 1850) errechnen (DEGENHARDT 2007). Die in der Zuwachsfunktion verwendeten Parameter stellen außerdem Relativwerte in Bezug auf die zugrundeliegende Ertragstafel dar (Abb. 3). Dieser Modellansatz führt auch bei der Trauben-Eiche zu einer stärkeren Berücksichtigung des Konkurrenzparameters. Während es sich bei den Kiefernbeständen in Brandenburg jedoch hauptsächlich um gleichaltrige Bestände handelt und es daher kein Problem darstellt, eine Bonität

und daraus abgeleitet Ertragstafelwerte zu bestimmen, kann das für die Trauben-Eiche in ungleichaltrigen und meist gemischten Waldumbaubeständen nicht mehr garantiert werden.

Darüber hinaus zeigten die ersten Untersuchungen, dass die Trauben-Eichen bei gleicher Dimension und annähernd gleichen Konkurrenzindizes unterschiedliche Zuwächse in Rein- und Mischbeständen aufweisen (Abb. 4). Insbesondere schien es, dass die Eichen unter der Kiefer bzw. in Mischung mit der Kiefer verzögert wachsen, also eher schlechtere Bonitäten aufweisen. Andererseits war zu beobachten, dass die Eichen in der Mischung mit der Kiefer dagegen verhältnismäßig größere horizontale Kronenausdehnungen (Kronenschirmflächen) aufweisen. Daher bestand die Vermutung, dass die bisher verwendeten Zuwachsmodelle die Unterschiede in den Wachstumsgängen der Trauben-Eichen in Rein- und Mischbeständen nicht ausreichend genau wiedergeben und durch die Hinzunahme geeigneter Mischungsparameter der Einfluss waldbaulicher Behandlung wesentlich besser abgebildet werden kann.

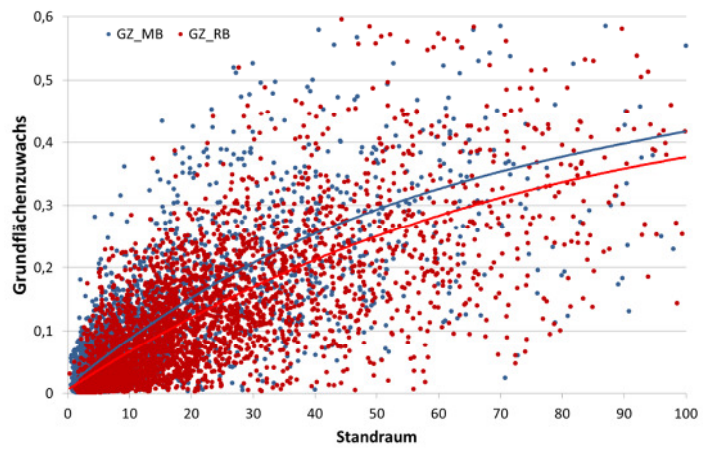


Abb. 4: Vergleich der Grundflächenzuwächse der Trauben-Eiche in Rein- und Mischbeständen

Die noch unbefriedigenden Ergebnisse der bisherigen Modellansätze sowie die Beobachtung unterschiedlicher Wachstumsgänge in Rein- und Mischbeständen waren Anlass für die Wiederaufnahme der Untersuchungen.

Insbesondere sollten folgende Fragen beantwortet werden:

- (i) Lassen sich die Unterschiede in der Kronenentwicklung der Trauben-Eiche in Rein- und Mischbeständen quantifizieren?
- (ii) Inwieweit lassen sich diese Unterschiede durch die inter- bzw. intraspezifische Konkurrenzkräfte erklären?
- (iii) Wie können die Wachstumsunterschiede der Trauben-Eiche in Rein- und Mischbeständen in der Zuwachsfunktion geeignet abgebildet werden?

Für die aktuellen Untersuchungen konnte das von LASCH et al. (2009) verwendete Datenmaterial durch Versuchsflächen verschiedenster Projekte und aktueller Wiederholungsaufnahmen umfangreich ergänzt werden, so dass derzeit auf Durchmesser-, Höhen-, Baumkoordinaten-, Kronenansatz-, Kronenradien- und Zuwachsmessungen an Einzelbäumen von über 70 langfristigen Versuchsflächen bzw. einmalig aufgenommenen Probeflächen zurückgegriffen werden kann. Darüber hinaus standen die Daten eines durch die TU München und die HNEE im Nordosten Brandenburgs (PRETZSCH et al. 2019) im Rahmen des durch die Europäische Union geförderten Projektes Sumforest - REFORM¹ eingerichteten Trauben-Eichen-Kiefern-Triplets zur Verfügung. Während diese Flächen einen direkten Vergleich des Wachstums von Eichen etwa gleichen Alters, auf gleichen Standorten und in vollbestockten Beständen ermöglichen, decken die Versuchs- und Probeflächen alle Brandenburger Standortsbereiche, Mischungsverhältnisse und Altersklassen wesentlich repräsentativer ab.

Nicht alle oben genannte Messwerte stehen für jede dieser Flächen vollständig zur Verfügung. Jedoch konnte bei den folgenden Untersuchungen auf insgesamt 1250 Kronenmessungen und 2830 Zuwächse zurückgegriffen werden.

¹ Sumforest - REFORM "Management von Mischbeständen. Stärkung der Widerstandsfähigkeit und Risikominimierung (REFORM) - Alternativen für eine risikoarme Waldbewirtschaftung" gefördert durch die Europäische Union (FP7, ERA-NET Sumforest)

3 Vergleich der Kronendimensionen der Trauben-Eichen in Rein- und Mischbeständen

Um Unterschiede in den Kronenbreiten der Eichen in Reinbeständen bzw. in Mischung mit der Kiefer nachweisen zu können, wurde versucht, die Kronenprojektionen möglichst genau nachzubilden. Die Konstruktion erfolgte nach folgendem Algorithmus:

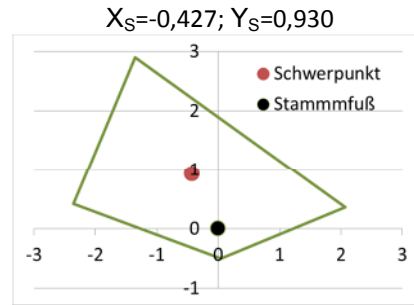
- Messung von Kronenradien in mindestens vier Richtungen vom Stammfuß
- Umrechnung der Kronenradien und -winkel (Polarkoordinaten) in kartesische Koordinaten
- Ermittlung des mathematischen Schwerpunktes der Krone aus den kartesischen Koordinaten der Kronenmesswerte

Winkel in °	10	115	170	275	370
Radius in m	2,1	3,2	2,4	0,5	2,1

Koord. X	2,07	-1,35	-2,36	0,04	2,07
Koord. Y	0,36	2,90	0,42	-0,50	0,36

$$x_s = \frac{1}{6A} \sum_{i=0}^{N-1} (x_i + x_{i+1})(x_i y_{i+1} - x_{i+1} y_i)$$

$$y_s = \frac{1}{6A} \sum_{i=0}^{N-1} (y_i + y_{i+1})(x_i y_{i+1} - x_{i+1} y_i)$$



wobei $A = \frac{1}{2} \sum_{i=0}^{N-1} (x_i y_{i+1} - x_{i+1} y_i)$

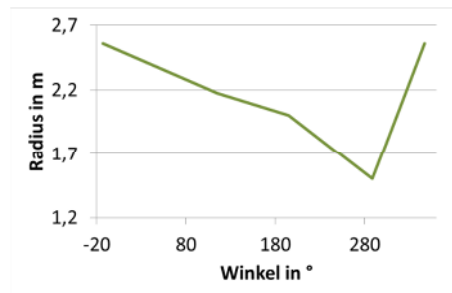
- Verschiebung des Koordinatenursprungs der kartesischen Koordinaten vom Stammfußpunkt in den Kronenschwerpunkt

Koord. bzgl. X _s	2,50	-0,93	-1,93	0,47	2,50
Koord. bzgl. Y _s	-0,57	1,97	-0,51	-1,43	-0,57

- Umrechnung der kartesischen Koordinaten des Kronenrandes in Polarkoordinaten (Kronenradien und -winkel) bezüglich des Kronenschwerpunktes

Winkel in °	-13	115	194	288	347
Radius in m	2,56	2,18	2,00	1,50	2,56

- lineare Interpolation der Kronenradien über den Winkel bezogen auf den Kronenschwerpunkt



- Darstellung der Kronenprojektionsfläche als geschlossene Kurve, die über die linear interpolierten Kronenradien bestimmt ist



KRP = 13,89 m²

- Berechnung der Kronenprojektionsflächen über die Flächenberechnung von approximierenden n-Ecken, wobei n=72 Kronenrandpunkte (5° - Schritte) berücksichtigt wurden

Einen direkten Vergleich der Kronenprojektionsflächen der Eichen in Reinbeständen bzw. in Mischung mit der Kiefer erhält man anhand der Daten der Triplet-Flächen. Bei annähernd gleichen Standorten und Bestandesaltern zeigt sich, dass die Eichen im Mischbestand größere Kronen bilden als im Reinbestand (Abb. 5). Bestätigt wird dieses Ergebnis auch durch die Daten aller in die Untersuchung einbezogenen Versuchsflächen (Abb. 6), wobei diese durch eine Vielzahl anderer Faktoren wie beispielsweise Standort, Bewirtschaftungsziele, Altersklassenzusammensetzung, Schlussgrade beeinflusst werden. Begründen lassen sich diese Unterschiede durch eine mögliche höhere „Packungsdichte“ der Kronen aufgrund der Inanspruchnahme verschiedener Kronenräume und -schichten aber auch sich ergänzender Kronenformen (PRETZSCH 2014).

Ähnliche, jedoch nicht ganz so prägnante Unterschiede zeigten sich auch bei der Betrachtung der Kronenlängen und der Kronenmantelflächen. Damit bestätigte sich die Vermutung, dass die inter- und intraspezifischen Konkurrenzkräfte unterschiedlich auf die Kronenentwicklung wirken.

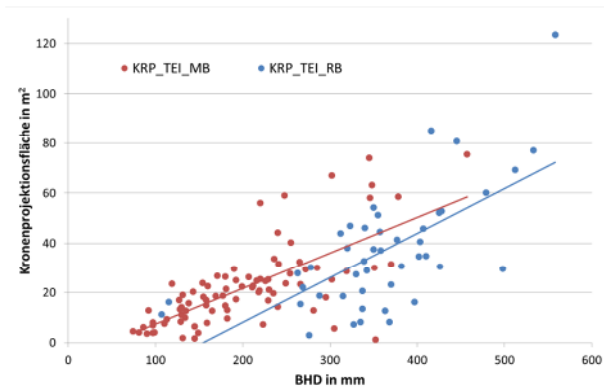


Abb. 5: Kronenprojektionsflächen der Trauben-Eichen der Triplet-Flächen

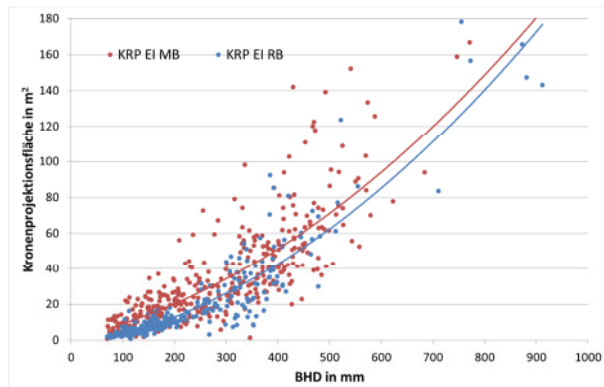


Abb. 6: Kronenprojektionsflächen der Trauben-Eichen aller Versuchsflächen

Diese ersten Ergebnisse waren daher Anlass, die Konkurrenz der Eichen in der direkten Umgebung zu untersuchen und bzgl. der Baumart des Nachbarn zu vergleichen. Ausgehend von dem oben beschriebenen Konstruktionsalgorithmus für die Kronenschirmflächen der Bäume lassen sich Kronenradien in jede beliebige Richtung vom Stammfuß bestimmen. Dieser Ansatz soll genutzt werden, um die Kronenradien in Richtung der direkten Konkurrenten in Abhängigkeit von deren Baumart zu vergleichen. Die direkten Konkurrenten werden dafür aus dem Algorithmus zur Berechnung der Standraumpolygone bestimmt.

Die Eichen- und die Kiefern-Eichen-Fläche des Brandenburger Triplets ermöglichte sowohl einen Vergleich zwischen den Kronenradien der Eichen in Richtung benachbarter Eichen und Kiefern in der Mischbestandsfläche, aber auch mit den Kronenradien in Richtung benachbarter Eichen in der Reinbestandsfläche (Abb. 7).

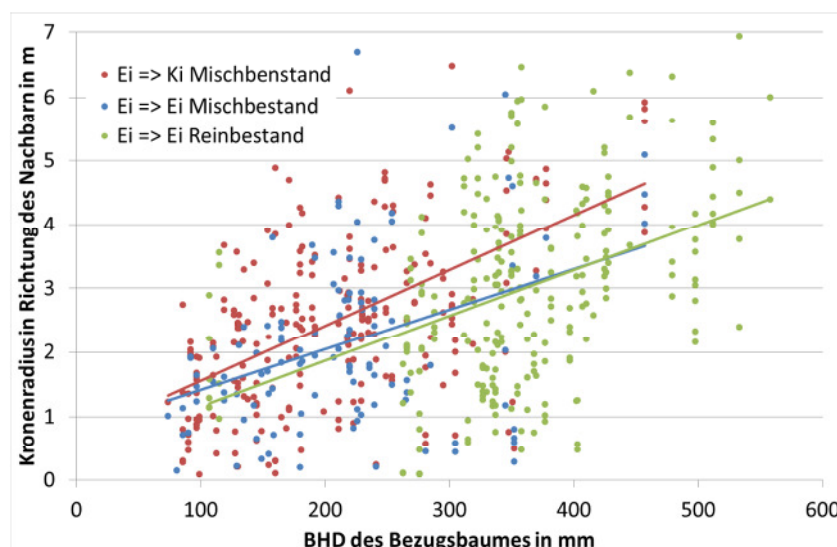


Abb. 7: Kronenradien der Trauben-Eichen in Richtung der nächsten Nachbarn in den Triplet-Flächen

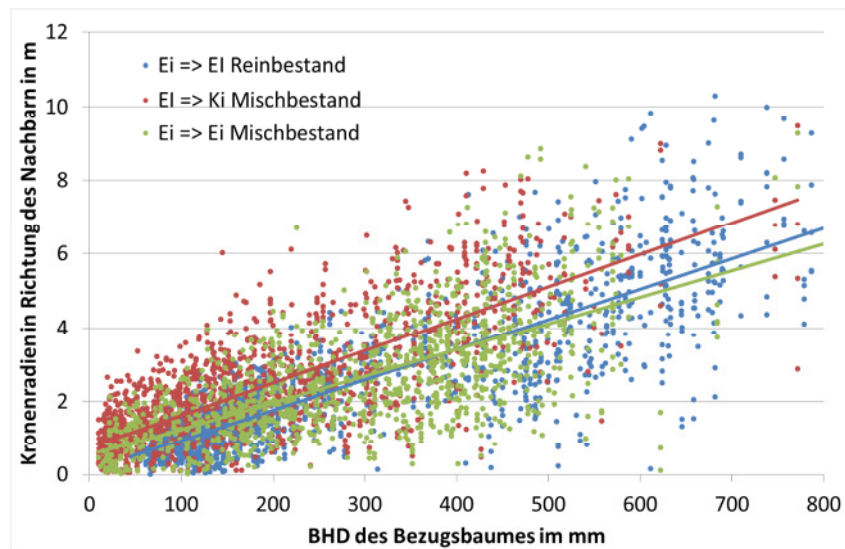


Abb. 8: Kronenradien der Trauben-Eichen in Richtung der nächsten Nachbarn in den Versuchsflächen

An diesen Werten zeigt sich einerseits, dass die Kronenradien der Eichen bei gleichem BHD in der Mischbestandsfläche in Richtung der Eichen nachweislich geringer als in Richtung der Kiefern sind. Andererseits unterscheiden sich diese aber kaum von den Kronenradien der Eichen in der Reinbestandsfläche. Daher scheint es, dass die Kronenbreiten sehr wesentlich durch die Dimension und die Baumart der nächsten Konkurrenten geprägt ist.

Auch wenn für die Mehrzahl der einbezogenen Versuchsflächen keine direkten Vergleiche zwischen Rein- und Mischbeständen möglich sind, zeigen sich auch hier ähnliche Ergebnisse für die Kronengrößen (Abb. 8).

Die Kronenradien der Eichen in Richtung Eichen sind in Rein- und Mischbeständen annähernd gleich. Insbesondere bestätigen die Daten aller Versuchsflächen aber auch, dass die Kronenradien in Richtung der Kiefern um 25-30 % größer sind als in die Richtung von Eichen.

Da die Kronengröße häufig auch als ein Gradmesser der Vitalität des Baumes betrachtet werden kann (SCHRÖDER et al. 2009), könnten die dargestellten Ergebnisse eine Bestätigung dafür sein, dass die Trauben-Eiche in der Mischung mit der Kiefer die besseren Bedingungen für ein stabiles Wachstum vorfindet.

4 Charakterisierung der inter- und intraspezifischen Konkurrenz in Rein- und Mischbeständen

Zur Charakterisierung der Konkurrenzverhältnisse in Waldbeständen wurden verschiedenste Konkurrenzindizes entwickelt und verwendet (siehe z. B. BIGING und DOBBERTIN (1992), NAGEL (1999), PRETZSCH (2001)). Darüber hinaus werden zunehmend auch Standraumpolygone als Maß für den verfügbaren Wuchsraum zur Beschreibung der Konkurrenz eingesetzt (z. B. RÖMISCH (1995)). Auch für die Konstruktion von Standräumen liegen verschiedene Algorithmen vor, mit denen die Kronenprojektionsflächen plausibel nachgebildet, aber auch die nicht überschirmte Fläche geeignet aufgeteilt wird. Daher kann eine sehr exakte Darstellung der Kronenprojektionsfläche einerseits zur Überprüfung des Standraummodells dienen. Da die Kronenmesswerte von langfristigen Versuchsflächen stammen, die über Jahrzehnte durch unterschiedliche Bearbeiter erfasst wurden, kann ein größerer subjektiver Faktor (RÖHLE 1986) bei der Kronenablotung nicht ausgeschlossen werden. Durch ein geeignetes Standraummodell lassen sich diese Werte jedoch objektivieren.

Der für die Kiefer in Brandenburg gewählte Ansatz modifiziert den Algorithmus der Dirichlet-Mosaik dahingehend, dass die Standräume von Nachbarbäumen proportional zu deren Durchmessern aufgeteilt werden und ein Nachbarbaum nur als Konkurrent betrachtet wird, wenn der Durchmesser mindestens $\frac{2}{3}$ des Durchmessers des Bezugsbaumes beträgt (DEGENHARDT 2007).

Darüber hinaus sollte nun die größere Kronenausdehnung der Eiche im Mischbestand berücksichtigt werden. Um einen um 25 % größeren Standraum der Eiche in Richtung einer Kiefer zu erhalten, wurden die Durchmesser der Eiche durch die Multiplikation mit 1,25 stärker gewichtet.

Abbildung 9 zeigt anhand der Triplet-Mischbestandsfläche die dadurch erzielte Vergrößerung der Standräume der Eiche in der Mischung mit der Kiefer.

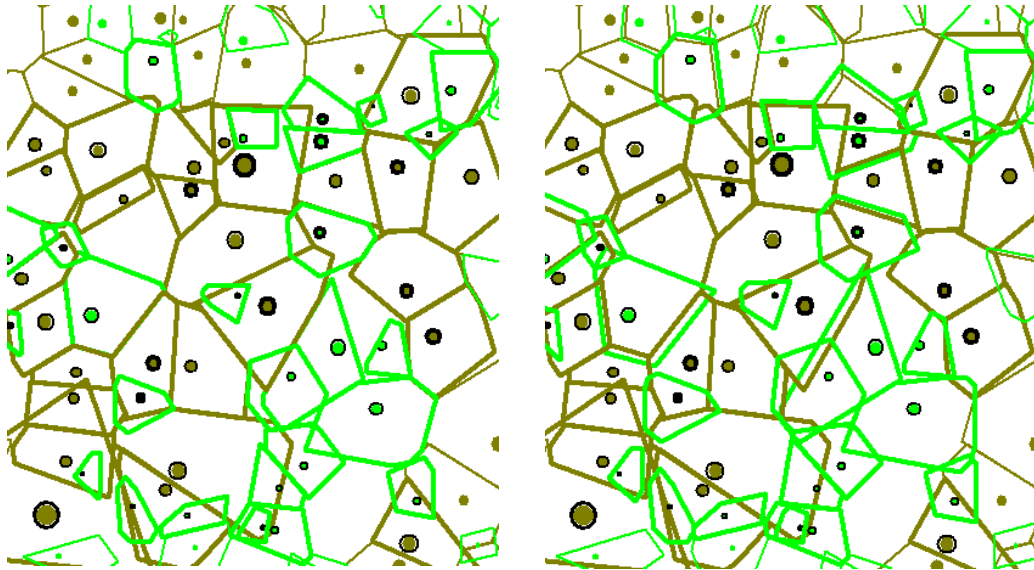


Abb. 9: Vergleich des ursprünglichen (links) und des für Kiefern-Eichen-Mischbestände (rechts) modifizierten Standraummodells.

5 Einzelbaumzuwächse für die Trauben-Eiche in Rein- und Mischbeständen

Das Ziel der Untersuchungen bestand darin, ein Einzelbaumzuwachsmodell für die Trauben-Eiche zu entwickeln, das sensitiv auf Veränderungen der Konkurrenzverhältnisse reagiert, um die Wirkung waldbaulicher Eingriffe besser abschätzen zu können. Neben Merkmalen, die die Dimension des Einzelbaumes beschreiben (BHD, Höhe, Grundfläche), sollten insbesondere Parameter in der Zuwachsfunktion berücksichtigt werden, die einerseits die Strukturen der Bestände charakterisieren, insbesondere aber auch ausreichend sensitiv auf waldbauliche Eingriffe reagieren. Die Grundlage für einen neuen Modellansatz für den Grundflächenzuwachs bilden dabei die quantifizierten Unterschiede der Standraumausnutzung der Trauben-Eiche im Reinbestand bzw. in Mischung mit der Kiefer.

In verschiedenen Regressionsansätzen wurde der Einfluss folgender Parameter auf den Grundflächenzuwachs (GZ) eines Einzelbaumes geprüft:

- BHD: der Brusthöhendurchmesser des Bezugsbaumes
- H: die Höhe des Bezugsbaumes
- G: die Grundfläche des Bezugsbaumes
- relD: das Verhältnis des BHD des Bezugsbaumes zum Durchmesser des Grundflächenmittellammes des Bestandes
- relH: Einzelbaumhöhe des Bezugsbaumes zur mittleren Höhe des Bestandes
- BAL: das Verhältnis der Summe der Grundflächen aller Bäume des Bestandes, die größer als der des Bezugsbaumes sind, zur gesamten Grundfläche des Bestandes (BAL-Index)
- SR: der für die Trauben-Eiche in Rein- und Mischbeständen konstruierte Standraum (s. unter 4.) des Bezugsbaumes
- ALT: das geschätzte Alter des Bezugsbaumes

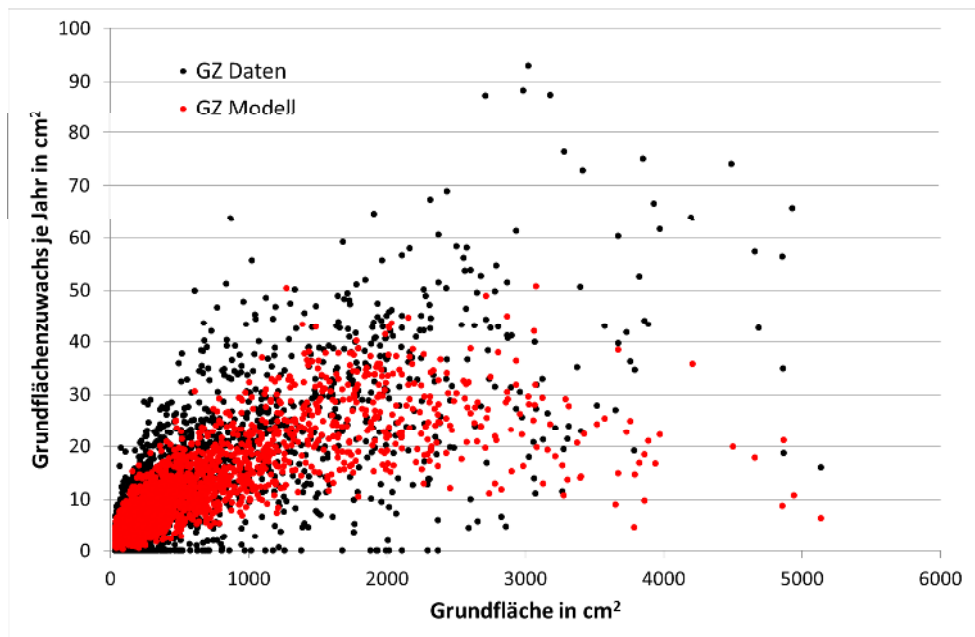


Abb. 10: Vergleich der Mess- und Modellwerte der Grundflächenzuwächse unter Berücksichtigung des angepassten Standraummodells

Mit den Größen BHD, H und G werden die wichtigsten holzmesskundlichen Einzelbaumparameter im Modell berücksichtigt. Dagegen dienen die Größen relD, relH, BAL und SR zur Beschreibung des Einflusses der Bestandesstrukturen auf den Grundflächenzuwachs. Während relH zur Charakterisierung der sozialen Stellung des Baumes im Bestand dienen kann, beinhaltet die Größe relD darüber hinaus Informationen zur vertikalen Struktur des Bestandes bzw. der BAL-Index zur Bestandesdichte. Mit dem Standraum (SR) lassen sich schließlich die direkten Konkurrenzverhältnisse des Einzelbaumes abbilden. Der Vergleich verschiedener Regressionsansätze zeigte auch, dass auch das Alter (ALT) der Bäume noch einen entscheidenden Anteil an der Modellgüte besitzt. Auch wenn es im Einzelfall nicht immer exakt bestimmbar ist, können Schätzwerte dennoch zur Verbesserung der Zuwachsprognose beitragen.

Mit dem neuen Modellansatz

$$GZ = \exp(a_0 + a_1 \cdot BHD + a_2 \cdot G + a_3 \cdot \ln(H) + a_4 \cdot ALT + a_5 \cdot \ln(SR) + a_6 \cdot \ln(BAL) + a_7 \cdot \ln(relD) + a_8 \cdot \ln(relH))$$

können die Struktur des Bestandes und die jeweiligen Konkurrenzverhältnisse der Einzelbäume wesentlich stärker berücksichtigt werden. Der Zuwachs wird nun nicht mehr hauptsächlich aus den Dimensionsparametern der Einzelbäume erklärt (Abb. 10).

6 Modellanwendung und Diskussion

Der prognostizierte Klimawandel und die damit verbundene Erhöhung biotischer und abiotischer Risiken erfordert ein Umbau der in Brandenburg noch vorherrschenden Kiefernreinbestände in stabilere Mischbestände insbesondere mit der Trauben-Eiche. Für das Gelingen des Umbaus der Bestände spielen neben der Wuchsleistung und der Erträge vor allem auch die Vitalität und die Mortalität eine entscheidende Rolle. Um die Gesamtheit dieser Eigenschaften bei der waldbaulichen Behandlung der Bestände zu berücksichtigen, muss zunehmend auf eine optimale Entwicklung des Einzelbaumes abgezielt werden. Um waldbauliche einzelbaumorientierte Behandlungsvarianten mit Hilfe von Modellen quantitativ vergleichbar zu machen, bestand das Ziel der Untersuchungen darin, eine Einzelbaumzuwachsfunction abzuleiten, die insbesondere sensitiv auf Veränderung der direkten Konkurrenzsituation reagiert.

Durch die Integration dieser Modellfunktion in die Brandenburger Version von BWINPro sind die Voraussetzungen geschaffen, das Simulationsmodell für die Ableitung von Behandlungsempfehlungen für die Trauben-Eiche in Rein- und Mischbeständen einzusetzen. Mit Hilfe von geeignet formulierten heuristischen Optimierungsansätzen (DEGENHARDT 2012) soll es schließlich gelingen, möglich waldbauliche Behandlungsvarianten unter Beachtung verschiedener Zielstellungen quantitativ zu vergleichen und Empfehlungen abzuleiten.

7 Literatur

- BIGING, G.S.; DOBBERTIN, M. (1992): A Comparison of distance-dependent competition measures for height and basal area growth of individual conifertrees. *For.Sci.*38, 695-720.
- DEGENHARDT, A. (2006): Der Waldwachstumssimulator „BWINPro Brandenburg“ für die Kiefer in Brandenburg. Landesforstanstalt Eberswalde, Abschlussbericht, intern.
- DEGENHARDT, A. (2007): Optimale Behandlungsvarianten für Kiefern-Reinbestände- Ableitung mit Hilfe des Bestandessimulationsprogramms BWIN für Brandenburg. In: Beiträge zum 2. Eberswalder Winterkolloquium, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 29, 9-14.
- DEGENHARDT, A. (2012): Durchforsten nach Zahlen - Mit heuristischen Verfahren zur optimalen Waldbehandlung. In: Beiträge zum 7. Eberswalder Winterkolloquium, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 49, 83-89.
- DIRICHLET, G. L. (1850): Über die Reduktion der positiven quadratischen Formen mit drei unbestimmten ganzen Zahlen. *J. Reine und Angew. Math.* 40, 209-227.
- ELMER, M., BACHMANN, U., GUTSCH, M., SCHRÖDER, J., BÄUCKER, E., LANGE, M., CLAUDER, L., BENS, O., SUCKOW, F., KÄTZEL, R., BUES, C.-T., FROMMHOLD, H., SONNTAG, H., FISCHER, T., HÜTTL, R. F. (2009): OakChain: Eichen-Kiefern-Mischbestände im Spannungsfeld von Klimawandel, Waldumbau und internationalem Holzmarkt. *Forst und Holz*, 64(7/8), 26-29.
- HEGY, J. (1974): A simulation model for managing jack-pine stands. IN: FRIES, J. (ed.): Growth models for tree and stand simulation. Royal College of Forestry Stockholm, Department of Forest Yield Research, Research Notes (30), 74 - 90.
- LASCH, P., J. SCHRÖDER, F. SUCKOW, M. GUTSCH UND A. DEGENHARDT (2009): Nutzung von Modellen zur Vorbereitung auf die Zukunft. In: Nachhaltige Bewirtschaftung von Eichen-Kiefern- Mischbeständen. Hrsg.: M. ELMER, R. KÄTZEL, O. BENS et al., München, Oekom Verlag, 119-135.
- NAGEL, J., 1999: Konzeptionelle Überlegungen zum schrittweisen Aufbau eines waldwachstumskundlichen Simulationssystems für Nordwestdeutschland. Schriften aus der forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 128.
- PRETZSCH, H., 2001: Modellierung des Waldwachstums. Parey Buchverlag, Berlin, 341 S.
- PRETZSCH, H. (2014): Struktur des Kronenraumes und Morphologie der Kronen in Mischung im Vergleich zum Reinbestand. DVFFA, Sektion Ertragskunde, Lenzen, Tagungsband, 140-149
- PRETZSCH, H., DEL RIO, 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, F., MATOVIC, B., MOHREN, F., MOTTA, R., DEN OUDEN, J., PACH, M., PONETTE, Q., SCHÜTZE, G., SCHWEIG, J., SKRZYSEWSKI, J., SRAMEK, V., STERBA, H., STOJANOVIC, D., SVOBODA, M., VANHELLEMONT, M., VERHEYEN, K., WELLHAUSEN, K., ZLATANOV, T., BRAVO-OVIEDO, A. (2015): Produktivität von Kiefer und Buche in Mischung im Vergleich zu benachbarten Reinbeständen. Untersuchung entlang eines Produktivitätsgradienten durch Europa. DVFFA, Sektion Ertragskunde, Kammerforst, Tagungsband, 95-110.
- PRETZSCH, H., DEL RIO, M., STECKEL, M., HEYM, M., BIELAK, K., BRAVO, F., BRAZAITIS, G., COLL, L., COLLET, C., JANSONS, A., LÖF, M., NORD-LARSON, TH., PACH, M., PONETTE, Q., SITKO, R., SVOBODA, M., VALLET, P.L., VOSPERNIK, S., WOLFF, B. (2018): Struktur und Wachstum von Kiefer und Eiche im Rein- und Mischbestand. Analyse entlang eines ökologischen Gradienten durch Europa. DVFFA, Sektion Ertragskunde, Vígla/Slowakei, Tagungsband, 41-53.
- PRETZSCH, H.; STECKEL, M.; HEYM, M. et al. (2019): Stand growth and structure of mixed-species and monospecific stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Q. robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) analysed along a productivity gradient through Europe. *Eur J Forest Res* (2019). <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01233-y>
- RÖHLE, H. (1986). Vergleichende Untersuchungen zur Ermittlung der Genauigkeit bei der Ablotung von Kronenradien. *Forstarchiv*, 57, 67-71.
- RÖMISCH, K., 1995: Durchmesserwachstum und ebene Bestandesstruktur am Beispiel der Kiefernversuchsfläche Markersbach. DVFFA, Sektion Forstliche Biometrie und Informatik, 8. Tagung Grillenburg, 84-103.
- SCHRÖDER, J.; MICHEL, A.; KÄTZEL, R.; DEGENHARDT, A. (2009): Bestand und Bewirtschaftung. In: Nachhaltige Bewirtschaftung von Eichen-Kiefern-Beständen, oekom verlag München, 160 S.
- SCHRÖDER, J. (2012): Zum Verhältnis zwischen Kronenvitalität und Zuwachs bei Trauben-Eiche im nordostdeutschen Tiefland. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 183(9/10), 197-208.
- SCHRÖDER, J. (2015): Zum Einfluss der Witterung auf Wuchsverhalten und Vitalität der Trauben-Eiche (*Quercus petraea* [MATT.] LIEBL.), <https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:14-qucosa-131592>.
- WIEDEMANN, E. (1951): Ertragskundliche und waldbauliche Grundlagen der Forstwirtschaft. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt.

Zum Einzelbaumwachstum von Eichen (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. und *Quercus robur* L.) in Rein- und Mischbeständen in Abhängigkeit von der lokalen Bestandsstruktur

Kilian Stimm¹, Michael Heym¹, Christoph Hübner², Hans Pretzsch¹

¹Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Technische Universität München

²Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft, Abteilung Waldbau und Bergwald

1 Motivation und Forschungsfragen

Im Zuge des Waldumbaus sind vielerorts zunehmend klimatolerantere Mischbestände das Ziel waldbaulichen Handelns. Von den heimischen Baumarten haben insbesondere die beiden Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) mit die positivste Klimaprognose (KÖLLING 2012; KÖHL et al. 2010). Dabei sind beide Arten gegenüber vielen beigemischten Baumarten gegenwärtig auf den meisten Standorten verhältnismäßig konkurrenzschwach. Ungeachtet davon werden Eichenbestände oft in Mischung, z.B. mit dienendem Nebenbestand etwa zur Wertholzproduktion oder hinsichtlich ökologischer Vorteile begründet. Auf gut wasser- und nährstoffversorgten Standorten erfordert dies jedoch meist eine gezielte und konsequente Förderung zugunsten der Eiche. So geht zum Beispiel TOSHIHIKO (1993) davon aus, dass bei ausreichender Wasser- und Nährstoffversorgung die Konkurrenz um Licht ausschlaggebend ist. Andere Studien wiesen jedoch auch bei schlechteren Standortverhältnissen einen Einfluss des Lichts auf den Mischungseffekt aus (FORRESTER 2014; FORRESTER und ALBRECHT 2014). Somit wird die Eiche aufgrund ihrer positiven Eigenschaften in Bezug auf ihre höhere Trockenheitstoleranz im Vergleich zu weiteren heimischen Baumarten (ELLENBERG 2010; KÖLLING 2012; PRETZSCH et al. 2013a) zunehmend ein wichtiger Baustein im Aufbau klimatoleranterer Mischwälder sein (VANHELLEMONT et al. 2018; KÖLLING 2012).

Während über die bestandsweise Wuchleistung von Eichen- und Eichenmischbeständen schon einige Studien (PRETZSCH et al. 2013b; PRETZSCH und UTSCHIG 1995; UTSCHIG und PRETZSCH 2001) vorliegen, befassen sich wenige Studien mit der Zuwachsdynamik des Eichen-Einzelbaums, insbesondere in Abhängigkeit von Strukturvariablen und Konkurrenzsituation (VANHELLEMONT et al. 2018; MANSO et al. 2015). Baumartenspezifische Untersuchungen zum Einzelbaumwachstum der Eiche in Abhängigkeit von der Kronengröße (PRETZSCH und UTSCHIG 1995, NAGEL 2007) bzw. der Durchforstungsstärke (NAGEL 2007; PRETZSCH und UTSCHIG 1995; FREIST-DORR 1992) greifen diese Thematik teilweise auf und heben ihre hohe praktische Relevanz hervor. Insbesondere die einzelbaumweise Mischung wird hinsichtlich der prognostizierten klimatischen Entwicklung, aber auch unter ökonomischen sowie ökologischen Gesichtspunkten zukünftig von hoher Bedeutung sein (PAUL et al. 2019; KNOKE 2017).

Die vorliegende Studie erweitert die bestehende Forschung und nutzt Einzelbaumdaten von Naturwaldreservatsflächen (NWR) neben langfristigen forstlichen Versuchsflächen (VFL). Im Fokus liegt dabei die Analyse einzelbaumbezogener Zuwachsreaktionen, unter Berücksichtigung der lokalen Bestandsstruktur, beigemischter Baumarten und der sozialen Stellung.

Die so gewonnenen Erkenntnisse können waldbauliche Vorgehensweisen unterstützen und auch Grundlage für die Anpassung bzw. Verbesserung von Wachstumsmodellen liefern.

Ziele des vorliegenden Beitrags sind, (I) das Einzelbaumwachstum der Eiche in Abhängigkeit von der intra- und interspezifischen Konkurrenz zu analysieren, (II) die Modifikation des Einzelbaumzuwachses durch räumliche Strukturindizes (z.B. Durchmesservariation) und (III) den Effekt der sozialen Stellung des Eichen Zielbaums zu quantifizieren.

2 Material und Methoden

2.1 Langfristige Versuchsflächen (VFL) und Naturwaldreservate (NWR)

Die Auswertung umfasst 13 langfristige Eichen- und Eichenmischbestands Versuchsflächen (VFL) des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde der TU München sowie 15 Naturwaldreservate, die von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft betreut werden. Bis auf eine Versuchsfläche (Elmstein, Rheinland-Pfalz) liegen alle betrachteten VFL und NWR in Bayern (Abbildung 1). Dabei

verteilen sich die VFL schwerpunktmäßig in Unterfranken in den Wuchsgebieten Spessart und Fränkische Platte. Lediglich die südlichste VFL befindet sich im Tertiären Hügelland.

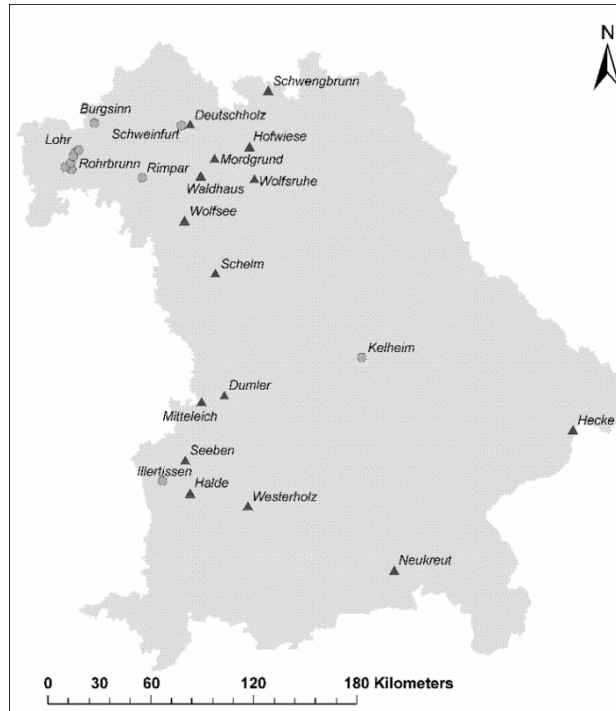


Abbildung 1: Lage der verwendeten langfristigen Versuchsfelder (Kreise, grau) sowie Naturwaldreservate (Dreiecke, schwarz) in Bayern

Während die Parzellen der VFL ausschließlich in Buchenwaldgesellschaften liegen, befinden sich die Flächen der NWR in Eichenwaldgesellschaften. Auf den betrachteten Parzellen sind die Stammfußkoordinaten aller Bäume bekannt.

Die Bestände der VFL sind tendenziell jünger als die der NWR und zeichnen sich ebenso durch geringere Dimensionen des Mittelstammes aus. Während die Bestandesgrundflächen sowie Bestandesvorräte auf den VFL niedriger sind, ist die Standortsgüte, ausgedrückt durch die absolute Oberhöhenbonität im Alter 100, auf den VFL tendenziell besser. Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die ertragskundlichen Kenngrößen, basierend auf der jeweils letzten Aufnahme.

Tabelle 1: Übersicht ertragskundlicher Bestandesdaten mit: n, Anzahl der Flächen; Alter, Bestandesalter; N, Stammzahl/ha; d_g , Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (cm); h_g , Höhe des Grundflächenmittelstammes (m); G, Bestandesgrundfläche (m^2/ha); V, Bestandesvolumen (m^3/ha) und Bonität, absolute Oberhöhenbonität im Alter 100. Dargestellt sind jeweils die Mittelwerte (arithmetisch) sowie Minimum und Maximum (kursiv unter dem Mittelwert).

	n	Alter (Jahre)	N (Bäume ha^{-1})	d_g (cm)	h_g (m)	G ($m^2 ha^{-1}$)	V ($m^3 ha^{-1}$)	Bonität (m)
VFL	13	126	926	28.8	23.8	28.8	366.7	27.2
		37-238	58-6555	6.2-63.9	8.1-33.7	12.9-45.1	42.8-848.5	22.1-32
NWR	15	152	471	39.1	24.9	37.6	589	25.5
		100-230	176-1227	16.1-62.2	9.4-34.5	16.8-51.9	120.1-939.5	21.1-29.5

Für die Analyse wurden die einzelbaumbezogenen Kreisflächenzuwächse der letzten Zuwachperiode von 1.424 Eichen auf den VFL und 735 Eichen in den NWR abgeleitet. Der mittlere BHD liegt bei den VFL mit 33,7 cm weit unter dem mittleren Durchmesser in den NWR'en (46,3 cm). Die mittleren jährlichen Kreisflächenzuwächse hingegen sind für die beiden Datensätze vergleichbar und liegen bei 20,0 cm^2 (Tabelle 2).

Aufgrund der unterschiedlichen Alter und Entwicklungsstadien sowie der verschiedenen natürlichen Waldgesellschaften und damit verbundenen Standortbedingungen für das Wachstum der Eiche und seine Mischbaumarten wurden die Datensätze der VFL und NWR zunächst getrennt betrachtet.

2.2 Definition der Konkurrenzzone

In einem ersten Schritt wurde ein Suchradius von 10 m für die Konkurrenzzone definiert und um jede Eiche (Zentralbaum) gelegt (Abbildung 2). Zur Vermeidung von Randeffekten wurden nur jene Kreise selektiert, welche gänzlich in der Versuchsfläche liegen.

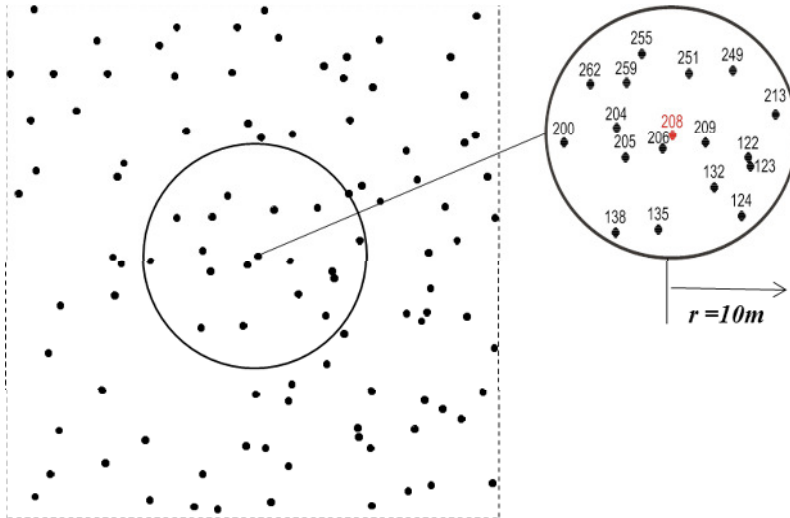


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Konkurrenzzone innerhalb einer Versuchsfläche; Bäume mit Position (schwarze Punkte), Zentralbaum (roter Punkt), Konkurrenzzone (schwarzer Kreis)

Für jeden Zentralbaum wurde die Struktur der Konkurrenz beschrieben. Zunächst wurden alle lebende Bäume in Hauptschicht (75-100% der Maximalhöhe) und Unter- und Zwischenschicht unterteilt. Die Berechnung der individuellen bzw. lokalen Konkurrenz erfolgt sowohl für die Oberschicht als auch schichtunabhängig.

Die Berechnung der lokalen Dichte, ausgedrückt als Stand Density Index (SDI) nach REINECKE (1933), erfolgt durch die Aufsummierung der baumartenspezifischen SDI zunächst aller der Oberschicht zugeordneten Bäume, außer dem Zentralbaum. Die Berücksichtigung potentiell unterschiedlicher baumartenspezifischer Maximaldichten erfolgt durch Korrekturfaktoren der hergeleiteten SDI-Werte (PRETZSCH und BIBER 2016).

$$SDI_i = \sum_1^j N_{ij} \times \left(\frac{25}{d_{g_{ij}}} \right)^{-1,605} \times E_j \quad (1)$$

SDI charakterisiert die lokale Dichte, N die Stammzahl je Hektar, d_g den Durchmesser des Grundflächenmittelstammes sowie E den Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der unterschiedlich potentiellen Maximaldichten. Die Indizes i und j beziehen sich auf den individuellen Kreis (i) bzw. die jeweilige Baumart (j).

Die Eichenanteile (MA) wurden mittels der baumartenspezifischen SDI-Werte im Suchkreis für die direkte Nachbarschaft der Zentralbäume berechnet.

$$MA_{ij} = \frac{SDI_{ij}}{SDI_i} \quad (2)$$

Die Indizes i und j beziehen sich auf den individuellen Kreis (i) bzw. die jeweilige Baumart (j).

Zur Beschreibung der Durchmesservariation, ausgedrückt über den Variationskoeffizienten ($VarKoeff$), wurden alle in den Suchkreis fallenden Bäume berücksichtigt, auch der Zentralbaum. Der Variationskoeffizient beschreibt die Standardabweichung (SD) in Relation zum Mittelwert (\bar{d}), d.h. höhere Werte, beschreiben eine strukturreichere Situation innerhalb der Konkurrenzzone.

$$VarKoeff_i = \frac{SD}{\bar{d}} \quad (3)$$

Zusätzlich wurde die soziale Stellung des Zentralbaumes ($relBHD$) betrachtet. Hierzu wurde der BHD Zentralbaumes ($BHD_{zentral}$) in Relation zum maximalen BHD der 4 nächsten Nachbarbäume (BHD_{max}) gesetzt.

$$relBHD = BHD_{zentral} / BHD_{max} \quad (4)$$

Die Einzelbaumdaten sowie die für die Konkurrenzzone berechneten Strukturvariablen sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2: Übersicht Einzelbaumdaten und Strukturgrößen für die Konkurrenzzone; n, Anzahl der analysierten Eichen; bhd, Brusthöhendurchmesser; g, Grundfläche des Einzelbaums; zd, mittlerer jährlicher Durchmesserzuwachs des Einzelbaums; zg, mittlerer jährlicher Grundflächenzuwachs des Einzelbaums; n Arten, Anzahl Baumarten; MA_{Eiche}, Mischungsanteil Eiche; SDI, Stand density Index (lokale Dichte); VarKoeff, Variationskoeffizient des BHD; relBHD, relativer BHD

	n	bhd (cm)	g (m ²)	zd (cm J ⁻¹)	zg (cm ² J ⁻¹)	n Arten	MA _{Eiche}	SDI	VarKoeff	relBHD
VFL	1424	33.7	0.11	0.29	20.0	2	0.82	1208	0.51	0.70
		7.5-96.2	0.004-0.73	0.01-1.07	0.1-95.3	1-7	0.09-1	97-2524	0.08-1.59	0.3-1
NWR	735	46.3	0.18	0.28	20.0	3	0.78	1191	0.49	0.80
		20.1-94.4	0.03-0.7	0.01-2.64	0.4-231.9	1-6	0.1-1	40-2428	0.03-0.91	0.3-1

2.3 Lineare gemischte Modelle

Für die Hypothesentests wurden jeweils lineare gemischte Modelle angepasst (ZUUR et al. 2009), da eine Unabhängigkeit der einzelnen Zentralbäume nicht gegeben ist (mehrere Zentralbäume je Parzelle). Um den Einfluss des Mischungsanteils in der direkten Nachbarschaft auf den Grundflächenzuwachs des Zentralbaumes (zg) zu analysieren, wurde folgendes Modell (Formel 5) für beide Datensätze angepasst (I).

$$\log(zg_{ij}) = a_0 + a_1 * \log(BHD_{ij}) + a_2 * \log(SDI_{ij}) \times a_3 * \log(MA_{ij}) + b_i + \varepsilon_{ij} \quad (5)$$

Wobei BHD dem Brusthöhendurchmesser des Zentralbaumes entspricht (cm), SDI der lokalen Dichte nach Formel 1 und MA den Mischungsanteil nach Formel 2. Der Parameter b quantifiziert den Zufallseffekt, die Indizes i und j bezeichnen die Parzelle bzw. Einzelbaum und ε_{ij} erfasst den Fehlerterm. Zur Beschreibung des Einflusses der räumlichen Struktur auf den Einzelbaumzuwachs (II), wurde der Mischungsanteil durch den Variationskoeffizienten des BHD (VarKoeff) als Erklärungsvariable ersetzt (Formel 6). Dieser geht hier jedoch nicht logarithmiert in das Modell ein. Die Erklärungsvariablen gehen in beiden Modellen in Wechselwirkung mit der lokalen Dichte in das Modell ein.

$$\log(zg_{ij}) = a_0 + a_1 * \log(BHD_{ij}) + a_2 * \log(SDI_{ij}) \times a_3 * VarKoeff_{ij} + b_i + \varepsilon_{ij} \quad (6)$$

Zur Beantwortung von Frage III (Einzelbaumzuwachs in Abhängigkeit von der sozialen Stellung) wird Modell 1 durch den relativen Durchmesser des Zentralbaumes nach Formel 4 (relBHD) erweitert.

$$\log(zg_{ij}) = a_0 + a_1 * \log(BHD_{ij}) + a_2 * \log(SDI_{ij}) \times a_3 * \log(MA_{ij}) + a_4 * \log(relBHD_{ij}) + b_i + \varepsilon_{ij} \quad (7)$$

Die statistischen Auswertungen wurden mit dem Statistikprogramm R, Paket lme4 durchgeführt (BATES et al. 2015; R CORE TEAM 2018).

3 Ergebnisse

3.1 Einfluss der beigemischten Baumartenanteile

Der BHD des Zentralbaumes hat auf den Grundflächenzuwachs sowohl auf den VFL als auch in den NWR einen signifikant positiven Einfluss. Während bei den VFL die lokale Dichte eine tendenzielle, jedoch statistisch nicht abgesicherte Wirkung aufweist, zeigt sich bei den NWR eine signifikant negative Wirkung (Tabelle 3). Die interspezifische Konkurrenz wirkt auf den VFL in Wechselwirkung mit hohen Dichten negativ, mit abnehmenden Dichten jedoch verstärkt positiv. In den NWR zeigt sich eine umgekehrte Tendenz, jedoch nicht statistisch abgesichert. Tabelle 3 zeigt die Ergebnisse von Modell 1 (Formel 5).

Tabelle 3: Ergebnisse von Modell 1 für die Versuchsflächen (VFL) und Naturwaldreservate (NWR). Fettgedruckt sind Signifikanzen auf den Niveaus 5% (*), 1% (**), sowie <0,1% (***).

Variable	VFL		NWR	
Intercept	- 17,29602	***	- 14,78339	***
log(BHD)	3,07264	***	2,42428	***
log(SDI)	- 0,05911	n.s.	- 0,17282	*
log(MA)	- 2,29314	*	1,46184	n.s.
log(SDI) x log(MA)	0,35347	*	- 0,22220	n.s.

Steigende Eichenanteile haben auf den VFL bei hohen Dichten eine positive Wirkung, währenddessen sie bei niedrigen Dichten den Zuwachs mindern. In den Naturwaldreservaten ist der Effekt der Mischung nicht statistisch abgesichert. In Abbildung 3 sind die modellierten Einzelbaumzuwächse beispielhaft für eine Eiche mit einem BHD von 30 cm, für drei verschiedene lokale Dichten abgebildet.

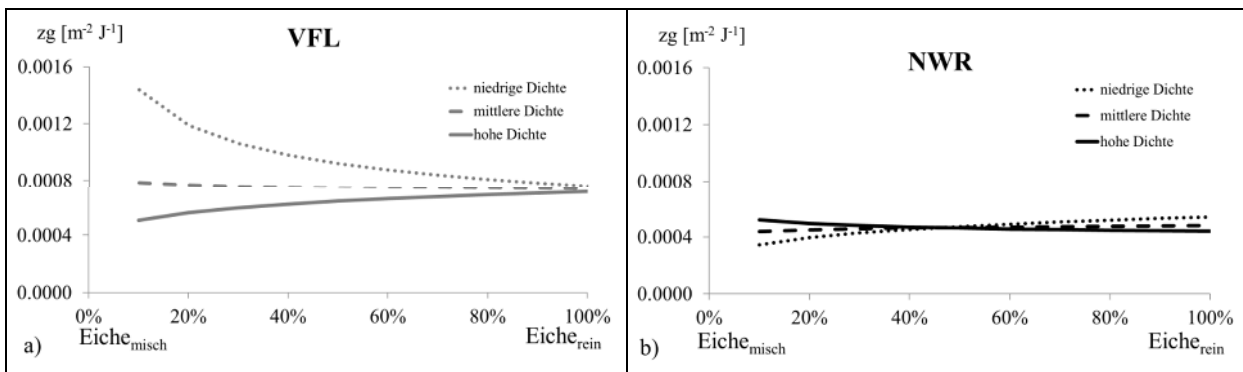


Abbildung 3: Einzelbaumzuwachs einer Eiche mit einem BHD von 30 cm in Abhängigkeit von der Durchmesservariation; dargestellt für drei verschiedene Dichten für Versuchsflächen (a) und Naturwaldreservate (b).

3.2 Einfluss der räumlichen Struktur

Der individuelle BHD des Zentralbaumes zeigt wie bei den Mischungsanteilen auch hier einen höheren Einfluss auf den Versuchsflächen (Tabelle 4). Mit steigendem BHD nimmt auch dessen Grundflächenzuwachs signifikant zu. Die lokale Dichte wirkt wiederum negativ und zeigt eine stärker den Zuwachs dämpfende Wirkung auf den Versuchsflächen. Der Variationskoeffizient des BHD zeigt einen signifikant negativen Effekt auf den Einzelbaumzuwachs der betrachteten Eichen. Dieser reduzierende Effekt konnte für Versuchsflächen sowie in abgeschwächter Form für die Naturwaldreservate beobachtet werden. Die Wechselwirkung zeigt, dass mit zunehmender Dichte der negative Effekt der Struktur abgemindert wird. Dieser Effekt ist auf den Versuchsflächen stärker als in den Naturwaldreservaten (Abbildung 4). Tabelle 4 gibt einen Überblick über die Ergebnisse von Modell 2 (Formel 6).

Tabelle 4: Ergebnisse von Modell 4 für die Versuchsflächen (VFL) und Naturwaldreservate (NWR). Fettgedruckt sind Signifikanzen auf den Niveaus 5% (*), 1% (**), sowie <0,1% (***).

Variable	VFL		NWR	
Intercept	- 16,52184	***	- 15,52600	***
log(BHD)	3,41443	***	2,44900	***
log(SDI) bzw. SDI	- 0,29672	*	- 0,00045	**
VarKoef	- 3,94412	**	- 1,09100	**
log(SDI) bzw. SDI x log(VarKoef)	0,46314	*	0,00057	.

Abbildung 4 zeigt beispielhaft für einen Zentralbaum mit BHD 30 cm den Einfluss der lokalen Dichte und Struktur sowie deren Wechselwirkung auf den Grundflächenzuwachs. Dieser BHD entspricht in etwa dem arithmetischen Mittel in beiden Datensätzen (Tabelle 1).

Bei den VFL (Abbildung 4a) zeigt sich ein höherer Einfluss der lokalen Dichte. Ab einem Variationskoeffizienten von etwa 0,6 zeigen sich höhere Zuwachsverluste bei geringerer Dichte. In den

Naturwaldreservaten (Abbildung 4b) führt die höhere Dichte ebenfalls zu einer Abschwächung des negativen Einflusses des Variationskoeffizienten, jedoch bleiben die Zuwächse hinter denen der geringen Dichten zurück.

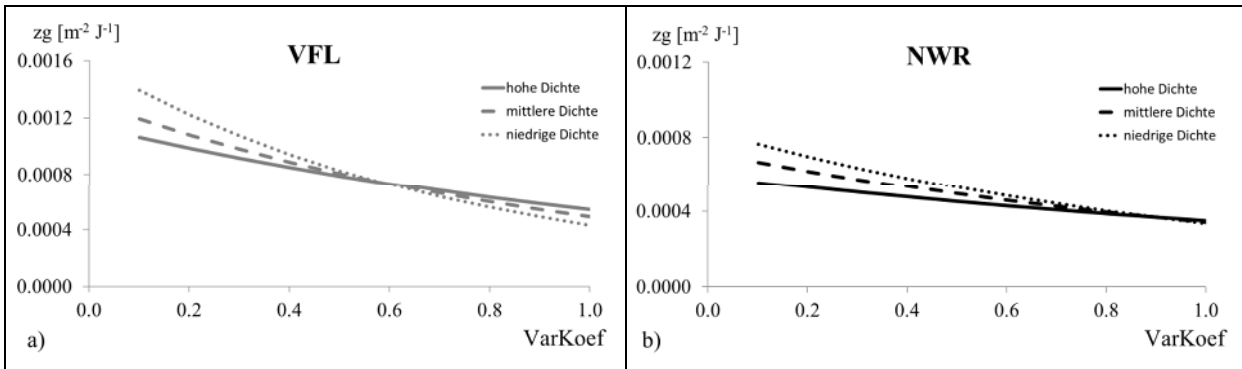


Abbildung 4: Einzelbaumzuwachs einer Eiche mit einem BHD von 30 cm bei mittlerer Dichte (SDI = 600) in Abhängigkeit von der Dominanz; dargestellt für drei verschiedene Mischungsteile für Versuchsflächen (a) und Naturwaldreservate (b).

3.3 Einfluss der sozialen Stellung

Die soziale Stellung hat einen positiven Einfluss auf den Einzelbaumzuwachs, d.h. dominante Eichen leisten einen höheren Zuwachs als unterdrückte bzw. kleinere Bäume. Die Variablen Mischung und soziale Stellung gehen zusätzlich mit Wechselwirkung in das Modell 3 (Formel 7) ein. Tabelle 5 zeigt dessen Ergebnisse.

Tabelle 5: Ergebnisse von Modell 5 für die Versuchsflächen (VFL) und Naturwaldreservate (NWR). Fettgedruckt sind Signifikanzen auf den Niveaus 5% (*), <1% (**) sowie <1% (***).

Variable	VFL		NWR	
Intercept	- 15,87089	***	- 14,87083	***
log(BHD)	2,66864	***	2,12702	***
log(SDI)	- 0,10447	*	- 0,08593	n.s.
log(MA)	0,58465	**	- 0,79605	**
relDBH	0,46557	**	0,84881	***
log(MA) x relDBH	- 0,68973	*	0,97684	***

Hinsichtlich BHD und lokaler Dichte zeigt sich wiederum ein signifikant positiver Einfluss (BHD) bzw. eine negative Tendenz (SDI). Auf den Versuchsflächen wirken die intra-spezifische Konkurrenz sowie die soziale Stellung des Zentralbaumes zunächst positiv. In Wechselwirkung kehrt sich dies jedoch um, d.h. erhöht sich bei dominanten Bäumen der Anteil an Eichen in der lokalen Konkurrenz, wirkt dies zuwachsmindernd. Im Umkehrschluss profitieren die dominantesten Eichen von der Mischung. In den Naturwaldreservaten führen ebenso höhere Eichenanteile zu Zuwachsverlusten, was jedoch durch die soziale Stellung sowie die Wechselwirkung kompensiert wird.

Abbildung 5 visualisiert beispielhaft den Zuwachs über der Dominanz bzw. soziale Stellung bei einem BHD von 30 cm sowie einer Dichte von 600 Bäumen pro ha. Beides entspricht in etwa den arithmetischen Mittelwerten der Datensätze (Tabelle 1). In den VFL (Abbildung 5a) zeigen sich höhere Zuwächse bei einem hohen Mischungsanteil an Eiche. Mit einer Zunahme der Dominanz lässt sich zeigen, dass Mischbaumarten einen positiven Einfluss haben und bei hoher sozialer Dominanz der Zuwachs höher ausfällt als bei verstärkter intra-spezifischer Konkurrenz. In den NWR (Abbildung 5b) ist dies Tendenz in umgekehrter Richtung zu beobachten, d.h. die Beimischung anderer Arten führt mit Zunahme der Dominanz zu einer Dämpfung des Zuwachses.

Insgesamt kann man für VFL und NWR einen mit der Dominanz zunehmenden Einzelbaumzuwachs erkennen, dieser variiert jedoch mit sich änderndem Mischungsanteil. Der positive Effekt der sozialen Stellung ist auf den VFL verstärkt sobald Mischbaumarten in direkter Nachbarschaft vorkommen. Schwächere Bäume bezahlen sozusagen die Mischung mit Zuwachseinbußen. In den NWR ist diese Beobachtung, der Einfluss der Einzelbaumdominanz, abgeschwächt.

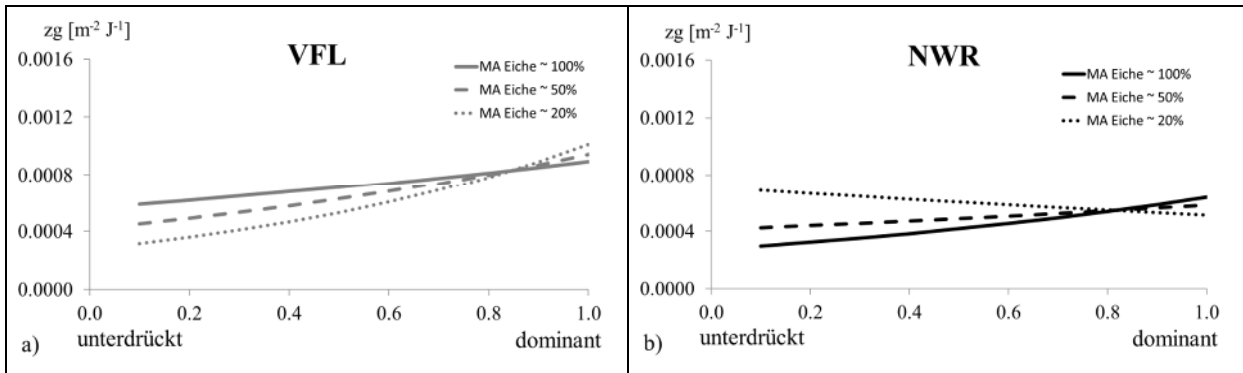


Abbildung 5: Einzelbaumzuwachs einer Eiche mit einem BHD von 30 cm bei mittlerer Dichte ($SDI = 600$) in Abhängigkeit von der Dominanz; dargestellt für drei verschiedene Mischungsanteile für Versuchsflächen (a) und Naturwaldreservate (b).

4 Diskussion

4.1 Datenaufbereitung

In der Studie wurden zwei Datensätze (VFL und NWR) getrennt voneinander betrachtet. Dieses Vorgehen scheint aufgrund der unterschiedlichen Entwicklungsstadien von Versuchsflächen und Naturwaldreservaten vertretbar. Neben den verschiedenen Entwicklungsphasen liegt die überwiegende Zahl der betrachteten Naturwaldreservate in natürlichen Eichenwaldgesellschaften. Ebenso können über die vergangene Bewirtschaftung vor Ausweisung als Naturwaldreservat nur teilweise Aussagen getroffen werden. Beispielsweise handelt es sich bei einigen Reservaten um durchgewachsene Mittelwälder, mit kaum dokumentierter Nutzungshistorie und damit ggf. unterschiedlicher Zuwachsreaktion.

In vorliegender Studie wurde zunächst der Kreisradius auf einen festen Wert (10 m) gesetzt. Dieser Wert wurde gewählt, da bei Anwendung des 100-Baum-Konzepts (UTSCHIG und NEUFANGER 2009) der mittlere Endabstand der Bäume bei etwa 10 m liegt. Ein außerhalb des Kreisradius stehender Baum wird demnach nicht mehr als Konkurrent im engeren Sinne betrachtet.

4.2 Langfristige Versuchsflächen (VFL)

Für die Versuchsflächen hat sich ein negativer Effekt der Mischung auf den Einzelbaumzuwachs der Eiche gezeigt, welcher jedoch insbesondere in Wechselwirkung mit der lokalen Dichte variiert. Der im Allgemeinen gut beschriebene Zusammenhang zwischen Dichte und Einzelbaumzuwachs der Eiche kann mit den gefundenen Ergebnissen bestätigt werden (VANHELLEMONT et al. 2018). Bei abnehmenden lokalen Dichten wirkt die Mischung positiv auf den Zuwachs der Eiche. Dies scheint aus dem herabgesetzten Konkurrenzdruck durch die Mischbaumart zu resultieren. Die einzelne Eiche kann die verminderte ober- wie unterirdische Konkurrenz verstärkt in Zuwachs umsetzen. Dagegen scheint bei höheren Dichten die interspezifische Konkurrenz um Licht durch die standörtlich konkurrenzkräftigeren Baumarten (insb. durch Buche) zu überwiegen und die Eiche in ihrem Zuwachs zu dämpfen. Ähnliche Ergebnisse zu den Effekten der Mischbaumart, insbesondere der Buche auf den Zuwachs der Eiche stellten auch schon vorherige Studien fest (HEIN und DHÔTE 2006; PRETZSCH et al. 2013b; MANSO et al. 2015; PRETZSCH 2019; RÍO et al. 2014). Wie SCHON PRETZSCH und BIBER (2010) zwischen größen-asymmetrischer und größen-symmetrischer Konkurrenz unterschieden haben, führen wir die Beobachtungen darauf zurück, dass bei hohen Dichten neben einer oberirdischen auch verstärkt eine unterirdische Konkurrenz besteht. LEUSCHNER et al. (2001) führen beispielsweise aus, dass die unterirdische Konkurrenz das Wachstum sogar stärker mindern kann als die oberirdische Konkurrenz. Dabei sehen sie das Wurzelwachstum der Eiche durch die Wurzelkonkurrenz durch Buche stark eingeschränkt. Der sich abzeichnende Wechsel von Konkurrenz hin zur Förderung der Eiche bei geringeren Dichten unterstreicht diese Theorie.

Der beobachtete negative Effekt der Struktur wirkt mit zunehmenden Dichten schwächer. Wir schließen daraus, dass die oberirdische Konkurrenz um Licht (PRETZSCH und BIBER 2010; PRETZSCH et al. 2013b) durch eine stärkere Strukturierung abgeschwächt ist. Die dadurch entstehenden Räume

scheint die Eiche verstärkt im Zuwachs nutzen zu können. Insbesondere in den meist gleichaltrigen Mischungen auf den Versuchsflächen ist dieser Effekt zu beobachten (PRETZSCH et al. 2016).

Die untersuchte soziale Stellung zeigt einen positiven Einfluss auf den Zuwachs der Eiche. Dominante Eichen leisten demnach einen höheren Zuwachs. In Verbindung mit einem hohen Mischbaumartenanteil können die untersuchten dominanten Eichen scheinbar die Komplementarität zur Mischbaumart effektiver in einen Mehrzuwachs ummünzen. Dagegen bezahlen die schwächeren Eichen die Mischung vermehrt mit Minderzuwächsen. Wir erklären uns diese Reaktion durch die relativ hohe Konkurrenzkraft der Mischbaumart Buche auf den überwiegend guten Standorten (PRETZSCH et al. 2013b; ELLENBERG 2010). Weitere Arbeiten zeigten ebenso einen verstärkten Einfluss der Konkurrenz auf die Zuwachsreaktion unterständiger Eichen (MANSO et al. 2015; VANHELLEMONT et al. 2018).

4.3 Naturwaldreservate (NWR)

In den Naturwaldreservaten zeigt lediglich die lokale Dichte einen signifikanten Effekt auf den Einzelbaumzuwachs. Die oberirdische Konkurrenz um Licht durch die beigemischten Baumarten scheint gegenüber der unterirdischen Konkurrenz an Bedeutung zu verlieren. Scheinbar sind die betrachteten Eichen „etabliert“ und die ausschlaggebenden Effekte der Mischbaumart durch interspezifische Konkurrenz haben in vorliegendem, vergleichsweise spätem Entwicklungsstadium schon stattgefunden. ZELLER und PRETZSCH (2019) fanden in ihrer Arbeit ebenfalls einen über die verschiedenen Waldentwicklungsstadien veränderten Einfluss der Struktur. Des Weiteren werden die Mischungsanteile in den NWR zu großen Teilen von schwächeren Mischbaumarten gebildet. Dies begründet sich auch aus der Nutzungsgeschichte vor Ausweisung der NWR, die meist als Mittelwälder bewirtschaftet wurden (ENDRES und FÖRSTER 2014; MOSANDL und ABT 2016) und aufgrund dessen ggf. schon wiederholt auf den Stock gesetzt wurden und so physiologisch älter waren. Zusätzlich kann der natürliche Eichenwaldstandort die Konkurrenzkraft der beigemischten Baumart dämpfend wirken und den negativen Effekt auf den Zuwachs neutralisieren.

Ähnlich wie auf den analysierten VFL hat auch in den NWR die Struktur grundsätzlich einen negativen Effekt auf den Einzelbaumzuwachs der Eichen. Andere Arbeiten konnten in ihren Untersuchungen, jedoch für meist andere Baumartenmischungen, einen gegenteiligen Effekt beobachten (VANHELLEMONT et al. 2018; DĂNESCU et al. 2016). Eine Erklärung hierfür scheint zu sein, dass die Bestandsstruktur der Konkurrenzzone durch viele schwache, in den Unterstand einwachsende und wenige starke Bäume gebildet wird. So scheint in den betrachteten Naturwaldreservaten für den Zuwachs der Eiche weniger das Licht, als vielmehr der Standort limitierend zu sein. Die kaum erkennbare Interaktion zwischen der Dichte und der Struktur ist auch Indiz dafür, dass die Eiche die erhöhte Verfügbarkeit an Licht nicht entsprechend in gesteigertem Zuwachs nutzen kann.

In den Naturwaldreservaten ist der Effekt der sozialen Stellung ebenfalls positiv mit dem Zuwachs verknüpft. Dominante Eichen leisten demnach höhere Zuwächse, wohingegen schwache Eichen im Zuwachs zurückbleiben. Ähnliche Beobachtungen für unterständige Eichen in der Zuwachsreaktion konnten auch VANHELLEMONT et al. (2018) in belgischen und niederländischen NWR machen. Des Weiteren konnten ROHNER et al. (2012; 2013) für unterständige Eichen eine verstärkte Mortalität feststellen. MEYER und MÖLDER (2017) hingegen konnten in Eichenwaldgesellschaften keine konkurrenzbedingte Mortalität von Eichen in niedersächsischen Naturwäldern finden. Schwer zu erklären ist jedoch, dass sich in Kombination mit einem erhöhten Anteil an Mischbaumarten in der direkten Umgebung der Effekt der sozialen Stellung abschwächt und auf einem vergleichbaren Niveau bleibt. Grund hierfür könnte wiederum die, durch Nutzungsgeschichte und standörtliche Eichenwaldgesellschaft modifizierte geringere Konkurrenzkraft der Mischbaumart sein. Die Mischung hat in diesem Fall keine zusätzlich negative, sondern eine verstärkt positive Wirkung.

5 Schlussfolgerung und Ausblick

Diese ersten Ergebnisse zeigen die Notwendigkeit der waldbaulichen Förderung der vergleichsweise konkurrenzschwachen Eiche auf, insbesondere bei der aktuell vielfach angewandten naturnahen Forstwirtschaft. Die Förderung sollte insbesondere in frühen bis mittleren Entwicklungsstadien beachtet werden (OTTO et al. 2009). Durch eine Absenkung der lokalen Dichte können die Zuwächse

des Eichen-Zielbaums, bei gleichzeitiger Aufrechterhaltung der Mischungsanteile auf gleichbleibendem Niveau gehalten werden. Dagegen scheint man den Zuwachs der Eiche - insbesondere in Eichenwaldgesellschaften - bei fortgeschrittener Waldentwicklungsphase kaum mehr durch Steuerung der Mischungsverhältnisse beeinflussen zu können. Wird zusätzlich mit regelmäßigen hochdurchforstungsartigen Eingriffen die lokale Struktur hochgehalten, können hohe Einzelbaumzuwächse der Eiche erzielt werden, bei gleichzeitig vergleichsweise hoher Dichte. Dies gilt insbesondere auf mittleren bis guten Standorten, auf denen vermehrt Licht der limitierende Faktor ist. Dominante Bäume leisten auch die höchsten Zuwächse. Durch eine frühzeitige und konsequente waldbauliche Förderung lassen sich dominante Eichen erzielen, die dann verstärkt - auch in Mischung - hohe Zuwächse leisten können. Inwieweit dies auf ältere Eichenbestände, wie sie in NWR vorkommen übertragbar ist kann in der Studie nicht abschließend beantwortet werden.

Zusammenfassend lässt sich jedoch sagen, dass mit der Einbeziehung von Naturwaldreservaten der betrachtete Existenzbereich auf extremere Standorte und auf fortgeschrittene Waldentwicklungstypen ausgeweitet werden kann. Insbesondere hinsichtlich klimatischer Veränderungen mit einer prognostizierten Verschiebung von natürlichen Waldgesellschaften (FISCHER et al. 2018) spielen Naturwaldreservate als Forschungsobjekt eine wichtige Rolle. Ebenso liefern sie für die Ziele einer „naturnahen Waldbewirtschaftung“ bis hin zum Waldumbau mit klimatoleranten (heimischen) Baumarten eine sehr wertvolle Forschungsgrundlage.

Eine jedoch nur bedingte Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit den Versuchsflächen, auch aufgrund ihrer Nutzungsgeschichte macht wiederum die Bedeutung langfristiger ertragskundlicher Versuchsflächen deutlich. Eine Ausweitung der Standortamplitude auch auf extremere Bereiche bzw. unterschiedliche natürlichen Waldgesellschaften kann hier wertvolle Erkenntnisse liefern.

Zu Komplettierung, speziell der Abdeckung einer größeren Standortsamplitude ist eine Ausweitung der Methodik auf weitere Versuchsflächen sowie Inventurdaten angedacht. In weiteren Analysen sollen die Untersuchungen auf variable Kreisradien sowie distanzabhängigen Struktur- und Konkurrenzindizes ausgeweitet werden.

Die vorgestellten Untersuchungen wurden anhand von 13 langfristigen Versuchsflächen des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde und 15 Naturwaldreservaten durchgeführt. Der Beitrag ist Bestandteil eines Forschungsprojekts zum Entwicklungspotenzial der Eiche, das von der Bayerischen Forstverwaltung als Kuratoriumsprojekt gefördert wird.

6 Literaturverzeichnis

- BATES, DOUGLAS; MÄCHLER, MARTIN; BOLKER, BEN; WALKER, STEVE (2015): Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. In: J. Stat. Soft. 67 (1). DOI: 10.18637/jss.v067.i01.
- DĂNESCU, ADRIAN; ALBRECHT, AXEL T.; BAUHUS, J. (2016): Structural diversity promotes productivity of mixed, uneven-aged forests in southwestern Germany. In: Oecologia 182 (2), S. 319–333. DOI: 10.1007/s00442-016-3623-4.
- ELLENBERG, HEINZ (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Unter Mitarbeit von Christoph Leuschner und Hartmut Dierschke. 6., vollständig neu bearbeitete und stark erweiterte Aufl. / von Christoph Leuschner ; mit einem Beitr. von Hartmut Dierschke (synsystematische Gliederung). Stuttgart: E. Ulmer (UTB, 8104).
- ENDRES, UDO; FÖRSTER, BERNHARD (2014): Die Eiche in Naturwaldreservaten – auf dem absteigenden Ast? In: LWF Wissen 75, S. 70–73.
- FISCHER, HAGEN S.; MICHLE, BARBARA; FISCHER, ANTON (2018): Die zukünftige pnV Bayerns. Wie man sich Vorstellungen über die Standortsituation der Zukunft erarbeiten kann. In: LWF Aktuell (4), S. 46–49.
- FORRESTER, DAVID I. (2014): The spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests: From pattern to process. In: Forest Ecology and Management 312, S. 282–292. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.10.003.
- FORRESTER, DAVID I.; ALBRECHT, AXEL T. (2014): Light absorption and light-use efficiency in mixtures of *Abies alba* and *Picea abies* along a productivity gradient. In: Forest Ecology and Management 328, S. 94–102. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.05.026.

- FREIST-DORR, MECHTHILD (1992): Das Einzelbaumwachstum in langfristig beobachteten Mischbestandsversuchen, dargestellt am Beispiel der Eichen-Buchen-Versuchsfläche Waldbrunn 105. In: Forstwissenschaftliches Centralblatt 111 (1), S. 106–116.
- HEIN, SEBASTIAN; DHÔTE, JEAN-FRANÇOIS (2006): Effect of species composition, stand density and site index on the basal area increment of oak trees (*Quercus sp.*) in mixed stands with beech (*Fagus sylvatica* L.) in northern France. In: Annals of Forest Science 63 (5), S. 457–467. DOI: 10.1051/forest:2006026.
- KNOKE, THOMAS (2017): Economics of Mixed Forests. In: Hans PRETZSCH, DAVID I. FORRESTER und JÜRGEN Bauhus (Hg.): Mixed-species forests. Ecology and management. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg; Imprint: Springer, S. 545–577. Online verfügbar unter https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9_11.
- KÖHL, MICHAEL; HILDEBRANDT, RÜDIGER; OLSCHOFKSY, KONSTANTIN; KÖHLER, RAUL; RÖTZER, THOMAS; METTE, TOBIAS et al. (2010): Combating the effects of climatic change on forests by mitigation strategies. In: Carbon balance and management 5, S. 8. DOI: 10.1186/1750-0680-5-8.
- KÖLLING, CHRISTIAN (2012): Muss es immer Eiche sein? Baumartenalternativen für warm-trockene Regionen. In: LWF Aktuell 88, S. 28–30, zuletzt geprüft am 23.11.2017.
- LEUSCHNER, CHRISTOPH; HERTEL, DIETRICH; CONERS, HEINZ; BÜTTNER, VOLKER (2001): Root competition between beech and oak: a hypothesis. In: Oecologia 126 (2), S. 276–284. DOI: 10.1007/s004420000507.
- MANSO, RUBÉN; MORNEAU, FRANÇOIS; NINGRE, FRANÇOIS; FORTIN, Mathieu (2015): Effect of climate and intra- and inter-specific competition on diameter increment in beech and oak stands. In: Forestry 88 (5), S. 540–551. DOI: 10.1093/forestry/cpv020.
- MEYER, PETER; MÖLDER, ANDREAS (2017): Mortalität von Buchen und Eichen in niedersächsischen Naturwäldern [Beech and oak mortality in strict forest reserves, Lower Saxony, Germany]. In: Forstarchiv 88 (Heft 3), S. 127–130.
- MOSANDL, REINHARD; ABT, ALEXANDER (2016): Waldbauverfahren in Eichenwäldern gestern und heute. In: AFZ - Der Wald (20), S. 28–32, zuletzt geprüft am 05.12.2017.
- NAGEL, RALF-VOLKER (2007): Bestandesentwicklung, Einzelbaumwachstum und Qualitätsentwicklung von Stiel- und Traubeneichenbeständen in Nordwestdeutschland unter dem Einfluss unterschiedlicher Durchforstungsstärken. In: DVFFA - Tagungsband 2007, S. 114–132, zuletzt geprüft am 26.03.2019.
- OTTO, DANIEL; WAGNER, SVEN; BRANG, PETER (2009): Konkurrenz zwischen Stieleiche und Buche auf Lothar-Sturmflächen | Competition between pedunculate oak and European beech on Lothar windthrow areas. In: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 160 (5), S. 114–123. DOI: 10.3188/szf.2009.0114.
- Paul, Carola; Brandl, Susanne; Friedrich, Stefan; Härtl, Fabian; Falk, Wolfgang; Knoke, Thomas (2019): Der Einfluss des Klimawandels auf die Baumartenwahl. In: AFZ - Der Wald (2), S. 21–23.
- PRETZSCH, H.; DEL RÍO, M.; SCHÜTZE, G.; AMMER, CH.; ANNIGHÖFER, P.; AVDAGIC, A. et al. (2016): Mixing of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) enhances structural heterogeneity, and the effect increases with water availability. In: Forest Ecology and Management 373, S. 149–166. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.04.043.
- PRETZSCH, H.; SCHÜTZE, G.; UHL, E. (2013a): Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests. Evidence of stress release by inter-specific facilitation: Drought stress release by inter-specific facilitation. In: Plant Biology 15 (3), S. 483–495. DOI: 10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x.
- PRETZSCH, HANS (2019): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, zuletzt geprüft am 26.03.2019.
- PRETZSCH, HANS; BIBER, PETER (2010): Size-symmetric versus size-asymmetric competition and growth partitioning among trees in forest stands along an ecological gradient in central Europe. In: Canadian Journal of Forest Research 40 (2), S. 370–384.

- PRETZSCH, HANS; BIBER, PETER (2016): Tree species mixing can increase maximum stand density. In: Can. J. For. Res. 46 (10), S. 1179–1193. DOI: 10.1139/cjfr-2015-0413.
- PRETZSCH, HANS; BIELAK, K.; DIELER, JOCHEN; SPELLMANN, HERRMANN; BLOCK, JOACHIM; EHRHART, HANS-PETER et al. (2013b): Productivity of mixed versus pure stands of oak (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL. and *Quercus robur* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) along an ecological gradient. In: Eur J Forest Res.
- PRETZSCH, HANS; UTSCHIG, HEINZ (1995): Die Eichen-Versuchsflächen im Forstamt Elmstein-Nord. In: AFZ - Sonderdruck aus Allgemeine Forst Zeitschrift Nr.2/1995 (2), zuletzt geprüft am 27.03.2019.
- R CORE TEAM (2018): R: A language and environment for statistical computing. Version. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- RÍO, M. DEL; SCHÜTZE, G.; PRETZSCH, H. (2014): Temporal variation of competition and facilitation in mixed species forests in Central Europe. In: Plant Biology 16 (1), S. 166–176. Online verfügbar unter <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/plb.12029/full>.
- ROHNER, BRIGITTE; BIGLER, CHRISTOF; WUNDER, JAN; BRANG, PETER; BUGMANN, HARALD (2012): Fifty years of natural succession in Swiss forest reserves: changes in stand structure and mortality rates of oak and beech. In: J Veg Sci 23 (5), S. 892–905. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2012.01408.x.
- ROHNER, BRIGITTE; BUGMANN, HARALD; BRANG, PETER; WUNDER, JAN; BIGLER, CHRISTOF (2013): Eichenrückgang in Schweizer Naturwaldreservaten. In: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 164 (11), S. 328–336. DOI: 10.3188/szf.2013.0328.
- TOSHIHIKO, HARA (1993): Mode of Competition and Size-structure Dynamics in Plant Communities. In: Plant Species Biol. 8, S. 75–84.
- UTSCHIG, HEINZ; NEUFANGER, MARKUS (2009): Das 100-Baum-Konzept als Einstieg für Durchforstungsregeln in Mischbeständen. In: Tagungsband 2009 DVFFA, S. 50–60.
- UTSCHIG, HEINZ; PRETZSCH, HANS (2001): Der Eichen-Durchforstungsversuch Waldleiningen 88. Auswirkungen unterschiedlicher Eingriffsstärken nach 65 Jahren Beobachtung. In: Forstw Cbl 120 (1-6), S. 90–113.
- VANHELLEMONT, MARGOT; BIJLSMA, RIENK-JAN; KEERSMAEKER, LUC DE; VANDEKERKHOVE, KRIS; VERHEYEN, KRIS (2018): Species and structural diversity affect growth of oak, but not pine, in uneven-aged mature forests. In: Basic and Applied Ecology 27, S. 41–50. DOI: 10.1016/j.baae.2018.01.003.
- ZELLER, LAURA; PRETZSCH, HANS (2019): Effect of forest structure on stand productivity in Central European forests depends on developmental stage and tree species diversity. In: Forest Ecology and Management 434, S. 193–204. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.12.024.
- ZUUR, ALAIN F.; IENO, ELENA N.; WALKER, NEIL; SAVELIEV, ANATOLY A.; SMITH, GRAHAM M. (Hg.) (2009): Mixed effects models and extensions in ecology with R. New York: Springer (Statistics for Biology and Health).

Fichten und Buchen im Rein- und Mischbestand unter 5-jährigem Trockenstress. Ergebnisse des Austrocknungsexperiments KROOF

Hans Pretzsch, Thomas Rötzer
Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, TU München

1 Einleitung

Neuere Untersuchungen zeigen, wie der nachteilige Effekt von episodischer Trockenheit auf das Bestandeswachstum durch die Mischung von Baumarten mit hydrologisch komplementären Eigenschaften gemindert werden kann (GROSSIORD 2019, LEBOURGEOIS et al. 2013, PRETZSCH et al. 2012). Wie allerdings längere Trockenperioden, wie sie in Zukunft erwartet werden, auf das Baumwachstum unter intra- oder inter-spezifischen Bedingungen wirken, ist bisher unklar. Angesichts des Klimawandels befassen sich zahlreiche Untersuchungen mit den Auswirkungen extremer Trockenheit auf das Baum- und Bestandeswachstum. Bisherige Arbeiten beziehen sich zumeist auf Reinbestände und auf singuläre Trockenjahre. Die Stress- oder Akklimatisierungsreaktionen auf längere Trockenheit wurden bisher, u. a. wegen des hohen experimentellen Aufwands, allenfalls an jungen Bäumen untersucht. In dieser Studie wurde das Wuchsverhalten von 60-80jährigen Fichten und Buchen im Rein- und Mischbestand im Kranzberger Forst bei Freising in den episodischen Trockenjahren 2003 und 2015 und bei 5jähriger experimenteller Austrocknung untersucht. Im Einzelnen wurden folgende Fragen bearbeitet:

F1: Wie hat der Zuwachs der zwei Arten im Reinbestand auf die Trockenjahre 2003 und 2015 im Vergleich zum Mischbestand reagiert?

F2: Wie hat der Zuwachs der zwei Arten im Rein- und Mischbestand auf die 5jährige Austrocknung reagiert?

F3: Welche Mortalitätsraten zeigten beide Arten unter normalen Bedingungen, unter episodischer Trockenheit und bei längerer experimenteller Austrocknung?

2 Material und Methoden

2.1 Material

Versuchsobjekte sind die Rein- und Mischbestände aus Fichten und Buchen im Kranzberger Forst, die von HÄBERLE et al. (2012) und PRETZSCH et al. (2014) eingehend beschrieben wurden. Die Bestände stocken auf nährstoffreichen Braunerden aus Feinlehm. Die Klimadaten für die Zeitperiode 1998 bis 2018 belaufen sich auf eine Mitteltemperatur im Jahr von 8,3° Celsius und in der Vegetationszeit von 14,4° Celsius. Die Niederschläge betragen 826 mm pro Jahr und 488 mm in der Vegetationsperiode. Der Index von DE MARTONNE (1926) lag bei 45,3 mm °C⁻¹ bzw. 20,1 mm °C⁻¹ in der Vegetationsperiode.

Die Versuchsflächen umfassen Parzellen mit Fichte und Buche im Rein- und Mischbestand. Bei der letzten Vollaufnahme der Versuchsflächen im Kranzberger Forst im Jahr 2016, waren die Fichten 65 und die Buchen 85 Jahre alt. Die Oberhöhen betragen im Mittel 34,3 m bei der Fichte und 33,0 m bei der Buche und zeigen sehr günstige Wuchsbedingungen der Bonität O40 der Fichtenertragstafel von ASSMANN und FRANZ (1963) und der I. Bonität der Buchenertragstafel von SCHÖBER (1975) an. Der Mitteldurchmesser betrug 27,1-36,4 cm, die Mittelhöhe 27,2-36,4 m und der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes der 100 stärksten Bäume pro Hektar lag bei 41,4-44,9 cm. Die Baumzahlen betragen 639-926 Bäume pro Hektar und die Bestandesgrundflächen 54,0-60,1 m² ha⁻¹. Die Vorräte lagen bei 802-981 m³ ha⁻¹ und die mittleren periodischen Volumenzuwächse in der Periode 1998-2016 betragen 19,4-26,3 m³ ha⁻¹ Jahr⁻¹.

Vor Beginn der Austrocknung im Jahre 2014 wurden die Parzellen im Frühjahr 2010 mit Umfangsgräben versehen, um seitlichen Wasseraustausch auszuschließen. Zu diesem Zweck wurden um die 12 Parzellen (6 Kontrollparzellen und 6 Austrocknungsparzellen) 1 m tiefe und 15 cm breite Gräben gezogen. In diese Gräben wurde eine beständige, wasserundurchlässige Plastikfolie eingebracht und dann beidseitig wieder mit Erde verfüllt (PRETZSCH et al. 2016). Eine dichte tertiäre Tonschicht in 1 m Tiefe dürfte die Parzellen nach unten hin abdichten (HÄBERLE et al. 2015).

Die Auswertung gründet auf zwei Datensätzen. Einen ersten Datensatz bilden Umfangmessungen seit 1998 mit permanenten Dendrometer (UMS, Deutschland) mit 1 mm Auflösung in der Stammhöhe

1,30 m. Diese lieferten für 268 und 214 Fichten und 141 and 108 Buchen Zuwachsmesswerte für die Trockenjahre 2003 bzw. 2015 zur Beantwortung von Frage F1.

Zur Analyse der Zuwachsreaktionen auf längere experimentelle Austrocknung (Frage F2), wurden weitere 51 Fichten und 51 Buchen seit 2011 mit permanenten Umfangmessbändern ausgestattet. Etwa die Hälfte davon wurden auf 6 Parzellen mit Dachkonstruktionen von 2014-2018 ausgetrocknet, die anderen Bäume wurden auf weiteren 6 Parzellen als Kontrolle gemessen (PRETZSCH et al. 2016).

Zur Quantifizierung der Mortalität (Frage F3) wurden beide Datensätze verwendet, das erstgenannte Kollektive zur Untersuchung der Wirkung episodischer Trockenheit in 2003 und 2015 und das zweitens genannte Kollektiv zur Wirkung der experimentellen Austrocknung auf die Mortalitätsrate von Fichten und Buchen.

Ausgehend vom Stammdurchmesser d_i zu Beginn eines jeden Jahres i und der jährlichen Zunahme an Umfang ic_i wurde der jährliche Durchmesserzuwachs ($id_i = ic_i / \pi$) und davon ausgehend, für die weiteren Auswertungen der jährliche Zuwachs an Grundfläche anhand der Formel

$$iba_i = \pi / 4 \times (d_i + id_i)^2 - \pi / 4 \times d_i^2 = \pi / 4 \times (2 \times d_i \times id_i + id_i^2)$$

berechnet (ASSMANN 1961, p. 52).

Abbildung 1 zeigt die Entwicklung der Niederschlags- und Temperaturwerte sowie des Martonne Indexes von 1998-2018. Demnach gab es in den zurückliegenden Jahren sowohl normale als auch besonders feuchte und besonders trockene Jahre; hervorzuheben sind die Trockenjahre 2003 und 2015. Die Trockenjahre 2003 und 2015 (vertikale Linien) standen im Mittelpunkt dieser Auswertung, ebenso die Jahre 2014-2018, in denen die Bäume während der Vegetationszeit auf 6 Parzellen mit automatisch schließenden Dächern ausgetrocknet wurden. Im Winterhalbjahr ermöglichte eine Öffnung der Dächer in gewissem Maße eine Wiederauffüllung des Wasserspeichers im Boden. Die meteorologischen Daten stammen von der Waldklimastation Freising und wurden dankenswerter Weise von der LWF in Freising/Weihenstephan zur Verfügung gestellt. Weitere Informationen zur Versuchsanlage im Kranzberger Forst, zu den Standorten, der Technik der Austrocknung und zum Baum- und Bestandeswachstum finden sich bei GÖTTLEIN et al. (2012), HÄBERLE et al. (2012) bzw. PRETZSCH et al. (1998, 2018).

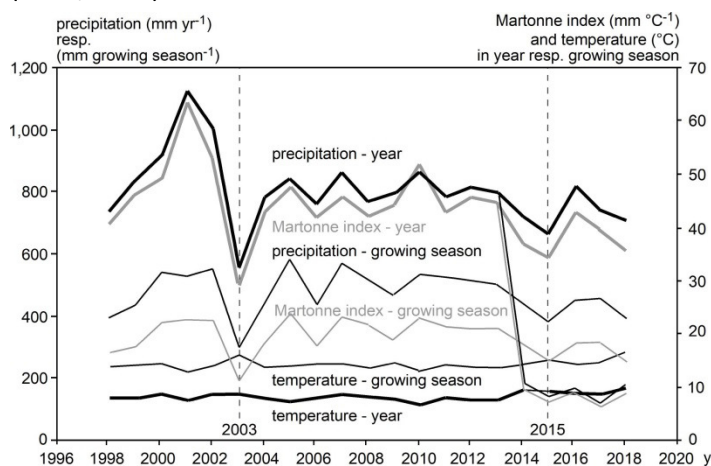


Abbildung 1 Niederschlag, Mitteltemperatur und Martonne Index für den Kranzberger Forst seit 1998 im gesamten Jahr und in der Vegetationsperiode von Mai-September. Die Trockenjahre 2003 und 2015 sind durch vertikale Linien hervorgehoben. Der Effekt der Austrocknung, beginnend im Jahr 2014, zeigt sich durch den deutlichen Rückgang des Niederschlages und des Martonne Indexes auf weniger als ein Viertel des vorherigen langjährigen Mittels.

2.2 Methoden

Die Charakterisierung der Artenzusammensetzung in der Nachbarschaft der einzelnen Bäume erfolgt über die Abfrage der Artzugehörigkeit der 6 nächsten Nachbarn. Daraus wurde abgeleitet, ob ein Baum der Gruppe FiFi, FiBu, BuBu oder BuFi zuzuordnen ist (in den Grafiken und Tabelle mit ss, sb, bb, und bs bezeichnet, wobei s für spruce und b für beech steht).

Im fortentwickelten Stadium stehen die Bäume in gleichaltrigen Beständen wie im Kranzberger Forst häufig im Hexagonalmuster, so dass jeder Baum im Durchschnitt sechs direkte Nachbarn hat (vgl. n=1...6 in Abbildung 2a). Auf Abbildung 2b ist eine Fichte als Zentralbaum gezeigt, die nur von Fichten umgeben ist. Sie wurde in die Gruppe FiFi (ss) eingeordnet und mit einem fremdartigen Mischungsanteil von 0 % charakterisiert, weil $m_{\text{fremd}} = 0 / 6 \times 100 = 0.0$ oder 0 %. Die Konstellation in

Abbildung 2c erbringt analog die Gruppenzuordnung von FiBu (sb) und $m_{\text{fremd}} = 3/6 \times 100 = 0.5$ oder 50 %. Abbildung 2d zeigt eine Nachbarschaft von BuFi (bs) und $m_{\text{fremd}} = 6/6 \times 100 = 1.0$ oder 100%. Sobald sich die Nachbarschaft nicht nur aus sechs gleichartigen Bäumen aufbaute, wurde der Zentralbaum also der Gruppe FiFi bzw. BuFi zugeordnet, nur bei völlig gleichartiger Nachbarschaft gehörte er in die Gruppen FiFi bzw. BuBu.

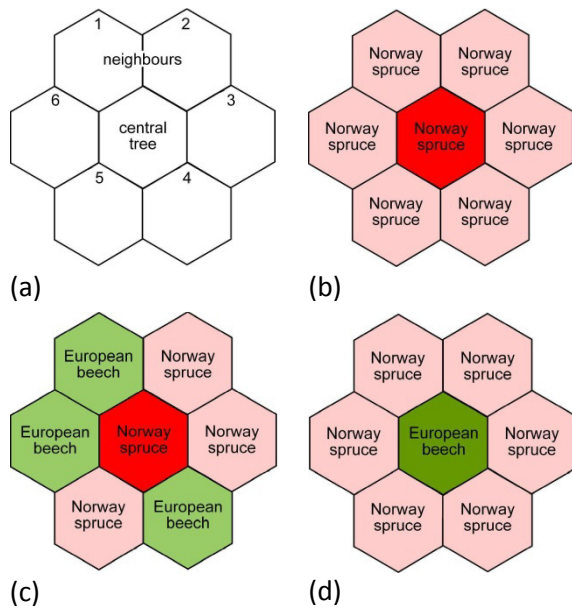


Abbildung 2: Die Charakterisierung der Artenzusammensetzung in der Nachbarschaft der einzelnen Bäume erfolgt über die Abfrage der Artzugehörigkeit der 6 nächsten Nachbarn. Daraus wurde die Gruppenzugehörigkeit FiFi, FiBu, BuBu oder BuFi abgeleitet (in den folgenden Grafiken und Tabelle mit ss, sb, bb, und bs bezeichnet, wobei s für spruce und b für beech steht).

Für den Vergleich der Stressreaktionen zwischen den Baumarten, sowie zwischen Rein- und Mischbestand, kamen u. a. die Indizes Rt, Rc und Rs von LLORET et al. (2011) zur Anwendung. Diese Indizes wurden auf der Grundlage der jährlichen Grundflächenzuwächse ($\text{cm}^2 \text{Jahr}^{-1}$) berechnet. Die drei Indizes bauen sich aus folgenden Variablen auf: PreDr bezeichnet den mittleren Grundflächenzuwachs in einer Periode vor Eintritt eines Stressereignisses, Dr bezeichnet den Zuwachs innerhalb einer zuwachsschwachen Stressperiode und die Variable PostDr gibt den mittleren Grundflächenzuwachs in einer Periode nach dem Stressereignis an.

Der Index für Resistenz $R_t = \text{Dr}/\text{PreDr}$ quantifiziert den Abfall des Zuwachses von der Periode vor Eintritt des Stresses auf den Zuwachs in der Stressperiode. Der Index Recovery $R_c = \text{PostDr}/\text{Dr}$ beschreibt die Zuwachsreaktion nach der Stressperiode. Der Index Resilienz $R_s = \text{PostDr}/\text{PreDr}$ bezeichnet die Relation zwischen Zuwachsniveau nach der Stressperiode und Zuwachsniveau vor der Stressperiode.

Aus den gewonnenen Bohrkernen, die bis 1998 zurückreichen, greifen wir die Trockenjahre 2003 und 2015 als Stressereignisse heraus. Zur Berechnung der genannten Indizes verwenden wir die Jahre 2000-2002 als Referenzperiode (PreDr), das Jahr 2003 als Stressereignis (Dr) und die Jahre 2004 bis 2006 als Nach-Stressperiode (PostDr). Für das Stressereignis 2015 wurde analog gewählt PreDr=2012-2014, Dr=2015 und PostDr=2016-2018. Die Periodenlängen für die Vorperiode, die Nachperiode und das Stressjahr wurden in Testrechnungen in der Länge zwischen 2 bis 5 Jahre modifiziert, ohne dass sich gravierende Unterschiede in den Ergebnissen ergaben.

Für die Berechnung der Mortalitätsraten standen die Baumzahlen (N_b , N_e) zu Beginn und am Ende definierter Beobachtungsperioden zur Verfügung. Über die Zinseszinsformel können dann die Mortalitätsraten m oder Mortalitätsprozente $m\%$ wie folgt berechnet werden. $N_e = N_b \times 1.0m^n$, $1.0m = \sqrt[n]{N_e / N_b}$, $m = 1 - \sqrt[n]{N_e / N_b}$, $m\% = m \times 100$. Dabei bedeuten

N_e Anzahl der Bäume zu Beginn einer mehrjährigen Beobachtungsperiode, N_b Anzahl der Bäume am Ende einer mehrjährigen Beobachtungsperiode, n Länge der Periode in Jahren, m Mortalitätsrate, $m\%$ Mortalitätsprozent.

3 Ergebnisse

3.1 Effekt der Trockenjahre 2003 und 2015 auf den Zuwachs von Fichten und Buchen

Tabelle 1 zeigt einige Charakteristika der Fichten und Buchen, die für die Analyse der episodischen Trockenheit in 2003 und 2015 (Frage F1) verwendet wurden. Für beide Trockenperioden ist der Grundflächenzuwachs vor dem Trockenjahr, im Trockenjahr und in der 3jährigen Periode nach dem Trockenjahr angegeben.

Die Zahlen zeigen, dass der Grundflächenzuwachs der Fichten generell mehr als doppelt so hoch ist, wie der Zuwachs der Buche. Im Trockenjahr 2003 nimmt der Zuwachs der Fichte auf 41 %, jener der Buche auf 76 % der Vorperiode ab. Danach erholt sich die Fichte langsamer als die Buche. Im Jahr 2015 ist die Fichte wiederum weniger trockenheitsresistent als die Buche; der Zuwachs der Fichte nimmt auf 51 % der Vorperiode ab, während die Buche in diesem Jahr sogar leicht zunimmt. Die in Tabelle 1 fett gedruckten Zahlen geben das Zuwachsniveau in den Trockenjahren im Vergleich zu den jeweiligen Vorperioden an, repräsentieren also die Resistenz.

Tabelle 1 Kennwerte für die Fichten und Buchen, die in die Analyse der Trockenjahre 2003 und 2015 (Frage F1) einbezogen wurden. Dargestellt sind der Stammdurchmesser, d , die Baumhöhe, h , der lokale Bestandesdichteindex, SDI , jeweils zu Beginn der Trockenperiode (Herbst 2002 bzw. 2014). Der jährliche Zuwachs der Grundfläche, iba , ist für die 3-Jahres-Perioden vor den Trockenjahren, für die Trockenjahre selbst und für die 3-Jahres-Perioden nach den Trockenjahren angegeben.

year	n	mean	d_{2002}	h_{2002}	SDI_{2002}	$iba_{2000-2002}$	iba_{2003}	$iba_{2003}/$ $iba_{2000-2002}$	$iba_{2004-2006}$
2003		$\pm SE$	cm	m	ha^{-1}	$cm^2 year^{-1}$	$cm^2 year^{-1}$		$cm^2 year^{-1}$
N. spruce	268	mean	28.12	26.79	860	21.19	8.60	0.41	13.64
		$\pm SE$	0.56	0.26	18	1.01	0.40		0.71
E. beech	141	mean	22.76	24.59	805	8.95	6.84	0.76	8.58
		$\pm SE$	0.69	0.37	20	0.96	0.70		0.93

year	n	mean	d_{2014}	h_{2014}	SDI_{2014}	$iba_{2012-2014}$	iba_{2015}	$iba_{2015}/$ $iba_{2012-2014}$	$iba_{2016-2018}$
2015			cm	m	ha^{-1}	$cm^2 year^{-1}$	$cm^2 year^{-1}$		$cm^2 year^{-1}$
N. spruce	214	mean	34.26	32.00	1009	16.84	8.58	0.51	11.02
		$\pm SE$	0.61	0.29	22	0.97	0.44		0.65
E. beech	108	mean	27.00	21.10	898	6.53	7.03	1.08	6.75
		$\pm SE$	0.84	0.45	24	0.75	0.80		0.74

Abbildung 3 visualisiert die langfristige Entwicklung des jährlichen Grundflächenzuwachses aller mit Zuwachsmessbändern ausgestatteten Bäume im Kranzberger Forst seit 1998; weggelassen wurden nur die seit 2014 mit Hilfe von Dächern ausgetrockneten Bäume. Denn im hiesigen ersten Auswertungsschritt sollte der Effekt der natürlichen episodischen Trockenheit auf den Zuwachs untersucht werden. Die Entwicklungsgänge in Abbildung 3 zeigen, dass die Trockenjahre 2003 und 2015 bei der Fichte zu deutlich stärkeren Einbrüchen als bei Buche führen.

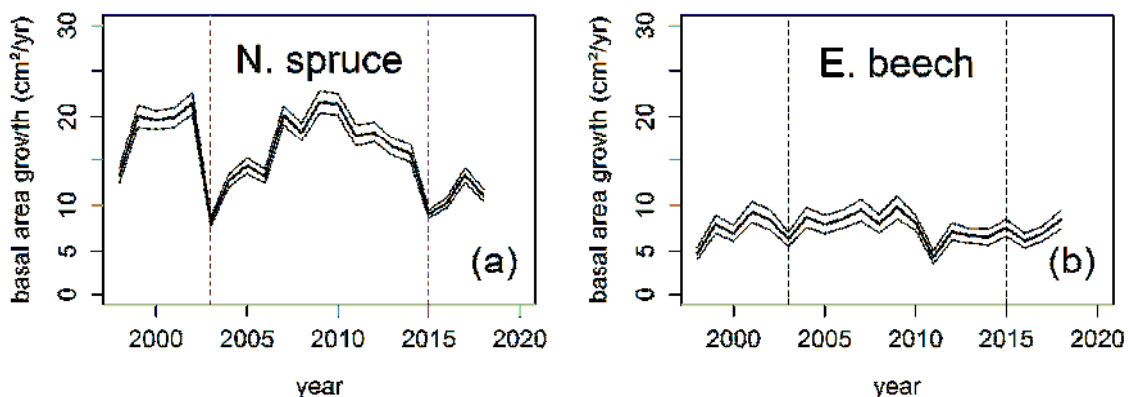


Abbildung 3 Mittlerer jährlicher Grundflächenzuwachs ($\pm SE$) aller (a) Fichten ($n=268$) und (b) Buchen ($n=141$) außer jenen auf den Parzellen mit experimenteller Austrocknung seit 2014 (die Baumzahlen beziehen sich auf die 2003 vorhandenen Bäume). Die Fichten zeigen eine deutliche Zuwachsreduktion in den Trockenjahren 2003 und 2015, während die Buchen im Jahr 2003 nur leicht einbrechen und 2015 im Zuwachs sogar leicht ansteigen.

Um das Stressverhalten bei interspezifischer, im Vergleich zu intra-spezifischer Nachbarschaft von Fichte und Buche, unter Trockenheit aufzudecken, wurde das Zuwachsverhalten in den Trockenjahren 2003 und 2015 im Vergleich zu den entsprechenden Vor- und Folgeperioden analysiert (Abbildung 4).

Wir zeigen die Ergebnisse nur für das Trockenjahr 2003. Für das Jahr 2015 fiel die Analyse tendenziell ähnlich, aber weniger deutlich als 2003 aus. Abbildung 4a unterstreicht den wesentlich stärkeren Zuwachseinbruch von Fichten im Vergleich zu Buchen im Trockenjahr, zunächst für die Arten insgesamt, also ohne Unterscheidung der Nachbarschaftsverhältnisse.

Interessanterweise litt der Grundflächenzuwachs der Fichten um 10-20 % weniger unter der Trockenheit im Jahr 2003, wenn diese in Nachbarschaft von Buchen wachsen (vgl. Abbildung 4b, Linien für Mittelwert und Standardfehler für sb im Vergleich zu ss). Die Zuwachsverluste der Fichte im Jahr 2003 waren also im Reinbestand höher als im Mischbestand.

Der relative Grundflächenzuwachs in der Gruppe mit intra-spezifischer Konkurrenz (Gruppe ss, n= 192, Mittelwert (Standardfehler) $0,43\pm 0,02$, war signifikant ($p < 0,05$) niedriger als der relative Grundflächenzuwachs in der Gruppe mit inter-spezifischer Nachbarschaft (Gruppe sb, n= 62, Mittelwert (Standardfehler) $0,56\pm 0,05$).

Das Verhalten der Buche wich deutlich davon ab (Abbildung 4c). Die Buche litt im Mischbestand tendenziell stärker als im Reinbestand aber erholte sich vom Trockenjahr 2003 deutlich schneller (vgl. Abbildung 4c, Linien für Mittelwert und Standardfehler für bs). In der Nachbarschaft von Buchen waren Buchen tendenziell weniger von Trockenheit beeinträchtigt (vgl. Abbildung 4c, Linien für Mittelwert und Standardfehler für bb). Der relative Grundflächenzuwachs bei intra-spezifischer Konkurrenz (Gruppe bb, n= 93, Mittelwert (Standardfehler) $0,87\pm 0,07$) war tendenziell, aber nicht signifikant höher als der relative Grundflächenzuwachs in der Gruppe mit inter-spezifischer Nachbarschaft (Gruppe bs, n= 23, Mittelwert (Standardfehler) $0,67\pm 0,05$).

Während wir also bei der Fichte signifikant günstigere Stressreaktionen in Misch- gegenüber Reinbeständen fanden, erbrachte die Analyse für die Buche keine derartigen Unterschiede. Demnach ziehen die Fichten in Trockenjahren einen signifikanten Vorteil aus der Nachbarschaft zu Buchen, aber ohne Nachteil für die Buchen, denn diese haben ihr Zuwachsverhalten im Vergleich zum Reinbestand kaum verändert.

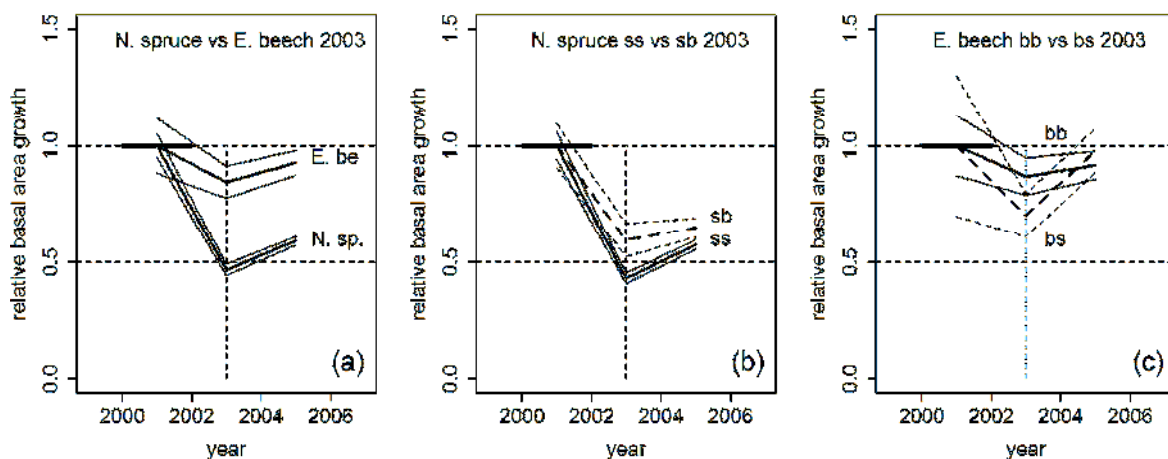


Abbildung 4 Visualisierung der Resistenz und Resilienz des Grundflächenzuwachses (\pm SE im Trockenjahr 2003). Der Zuwachs in der Vorperiode 2000-2002, wurde als Referenz (1,0-Linie) gewählt und der Zuwachs im Trockenjahr 2003 und in der Folgeperiode 2004-2006, in Relation zu dieser Referenz dargestellt.

- (a) Der Zuwachs der Fichten (Fi, N. sp.) sank abrupt ab und erholte sich nur langsam; der Zuwachs der Buchen (Bu, E. be.) war weniger stark von der Trockenheit beeinträchtigt.
- (b) Fichten in der Nachbarschaft von Buchen (FiBu, sb, gestrichelte Linien) litten um circa 20 % weniger unter Trockenheit als Fichten in gleichartiger Nachbarschaft (FiFi, ss).
- (c) Buchen neben Fichten (BuFi, bs, gestrichelte Linien) waren um 20 % stärker von der Trockenheit betroffen als Buchen in gleichartiger Nachbarschaft (BuBu, bb). Die Erholung der Buchen vollzog sich allerdings bei inter-spezifischer Konkurrenz schneller als bei intra-spezifischer Konkurrenz.

3.2 Effekt der experimentellen, langfristigen Austrocknung

Das Austrocknungsexperiment (Kontroll- und Behandlungspartellen) umfasst insgesamt 102 Bäume, deren jährlicher Grundflächenzuwachs mit permanenten Umfangsmessbändern erfasst und auf

Abbildung 5 für den Zeitraum 2010 bis 2018 dargestellt ist. Mit Beginn der Austrocknung (gestrichelte, senkrechte Linien 2014), bricht der Zuwachs bei der Fichte stark, bei der Buche nur geringfügig, ein. Interessant ist, dass nach den ersten zwei bis drei Jahren der Zuwachsabnahme bei einigen Bäumen eine Stabilisierung und bei der Buche sogar eine deutliche Erholung eintritt, obwohl die Austrocknung ja über den gesamten Zeitraum 2014-2018 andauerte.

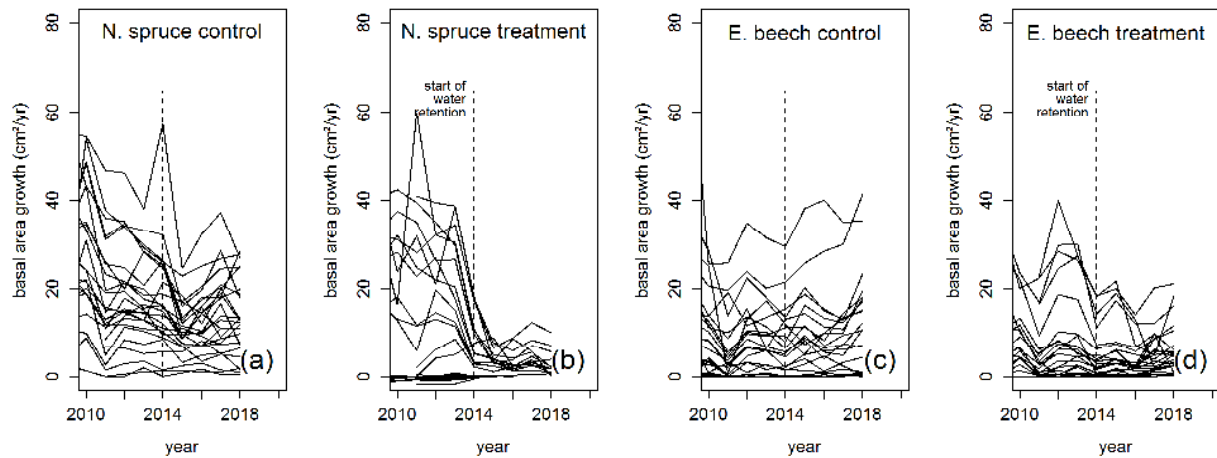


Abbildung 5 Jährliche Grundflächenzuwächse der Fichten (a und b) und Buchen (c und d) des Austrocknungsexperiments KROOF, dargestellt von 2010 bis 2018. Die vertikalen Linien zeigen den Beginn der Austrocknung im Jahr 2014. Im Vergleich zu den Bäumen auf den Kontrollparzellen (a) und (c) reagieren die Fichten auf die Austrocknung mit starker Zuwachsreduktion, die Buchen dagegen mit nur geringfügigem Zuwachsrückgang.

Tabelle 2 stellt die Zuwächse im Referenzzeitraum vor der Austrocknung 2011-2013 den Zuwächsen 2014-2018 gegenüber. Wohl bedingt durch das Trockenjahr 2015 geht bei der Fichte auch auf den Kontrollparzellen der Zuwachs leicht von 17,4 auf 13,4 cm² Jahr⁻¹ zurück. Die Austrocknung verursachte aber einen Rückgang auf etwa ein Viertel des ursprünglichen Niveaus (0,23). Bei der Buche geht der Zuwachs nur auf circa zwei Drittel (0,69) des Ausgangsniveaus zurück. Auf den Kontrollparzellen geht es mit dem Zuwachs der Buche im Zeitraum 2014-2018, trotz des Trockenjahres 2015, noch von 6,8 auf 8,5 cm² Jahr⁻¹ aufwärts.

Die fett und kursiv gesetzten Zahlen **0,30** und **0,55** in Tabelle 2 zeigen das Zuwachsniveau in der Austrocknungsperiode für Fichten und Buchen bei Berücksichtigung des allgemeinen Zuwachstrends von 2011-2018 (doppelte Prozentuierung: zunächst Trockenperiode/ Vorperiode, dann Behandlung/Kontrolle).

Tabelle 2 Kennwerte für die Fichten und Buchen, die von 2014-2018 in das Austrocknungsexperiment KROOF einbezogen wurden.

Die Stammdurchmesser, *d*, die Baumhöhen, *h*, und die lokalen Dichten an den Standpunkten der Bäume, *SDI*, sind für Herbst 2013, also den Ausgangszeitpunkt vor Beginn der Austrocknung angegeben. Die jährlichen Grundflächenzuwächse, *iba*, sind sowohl für die 3-Jahres-Periode vor Beginn der Austrocknung 2011-2013 als auch für die Austrocknungsperiode 2014-2018 angegeben.

group	n	mean	<i>d</i> ₂₀₁₃	<i>h</i> ₂₀₁₃	<i>SDI</i> ₂₀₁₃	<i>iba</i> ₂₀₁₁₋₂₀₁₃	<i>iba</i> ₂₀₁₄₋₂₀₁₈	<i>iba</i> ₂₀₁₄₋₂₀₁₈ / <i>iba</i> ₂₀₁₁₋₂₀₁₃
		± SE	cm	m	ha ⁻¹	cm ² year ⁻¹	cm ² year ⁻¹	
N. spruce control	25	mean	35.80	31.80	777	17.4	13.4	0.77
		± SE	1.56	0.37	73	1.3	0.8	
N. spruce treatment	26	mean	35.00	32.00	816	19.9	4.6	0.23
		± SE	1.80	0.42	35	1.7	0.4	
Growth loss								0.30
E. beech control	25	mean	28.20	28.30	851	6.8	8.5	1.25
		± SE	1.80	0.68	44	0.9	0.9	
E. beech treatment	26	mean	28.80	27.90	823	7.1	4.9	0.69
		± SE	1.80	0.65	43	1.1	0.5	
Growth loss								0.55

Abbildung 6 zeigt das Zuwachsverhalten der Bäume auf den ausgetrockneten Parzellen im Vergleich zur Vorperiode 2011-2013. (a) Insgesamt bricht die Fichte, wie in 2003 und 2015 bei natürlicher episodischer Trockenheit, auch bei längerer experimenteller Austrocknung im Zeitraum 2014-2018

deutlich ein. Der Zuwachsverlust von 50-60 % ist höher als bei der Buche, die aber auch zunächst um circa 40 % zurückgeht. Beide Arten stabilisieren sich dann aber auf niedrigem Niveau. Die Buche steigt nach 2-3 Jahren sogar wieder auf das Niveau der Vorperiode an.

Die Fichten neben Buche (b) erholten sich nach einigen Jahren, die Fichten neben Fichten sinken im Zuwachs weiter ab und stabilisieren sich auf geringem Niveau.

Die Buchen (c) erholten sich nach wenigen Jahren; die Buchen im Reinbestand, bb, erholen sich schneller und deutlicher als die Buchen neben Fichten, bs.

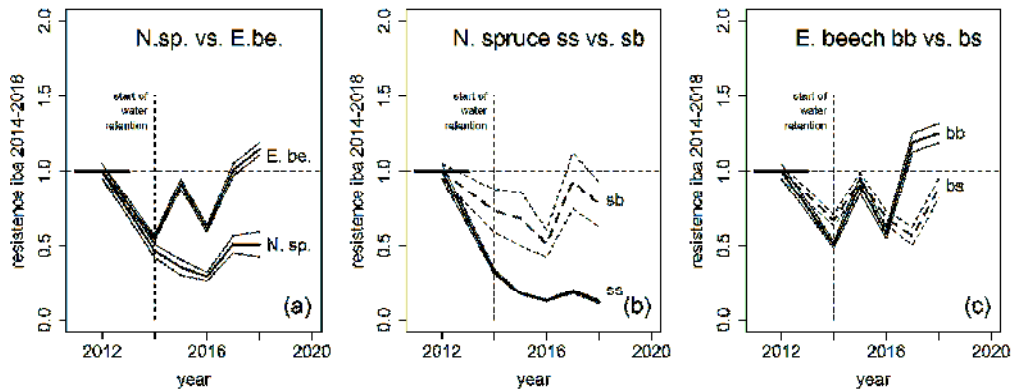


Abbildung 6 Visualisierung der Zuwachsresistenz in der Phase der Austrocknung von 2014-2018 (\pm SE). Der Zuwachs in der Vorperiode 2011-2013 wurde als Referenz gewählt und 1,0 gesetzt (1,0-Linie, schwarz, durchgezogen). Der Zuwachs in der Austrocknungsphase seit 2014 ist in Relation zu dieser Referenz aufgetragen.

- (a) Im Mittel fiel der Zuwachs der Fichte mit Beginn der Austrocknung steil ab, und er erholte sich nur langsam. Der Zuwachs der Buche geht weniger stark zurück und steigt wenige Jahre danach, über das ursprüngliche Niveau der Vorperiode hinaus, an.
- (b) Fichten, die in Nachbarschaft von Fichten wachsen (sb, gestrichelte Linien) waren weniger von der Austrocknung beeinträchtigt, und sie erholten sich auch deutlich schneller als Fichten neben Fichten (ss).
- (c) Buchen neben Fichten (bs gestrichelte Linien) wuchsen in den ersten Jahren besser als Buchen neben Buchen, mit anhaltender Austrocknung fielen sie aber unter das Niveau bei intra-spezifischer Konkurrenz ab.

Tabelle 3 vergleicht die Kontrollbäume mit den ausgetrockneten Bäumen von 2014-2018 auf jährlicher Basis. Bei diesem Vergleich auf jährlicher Basis, bestehen in den meisten Fällen signifikante Unterschiede zwischen dem Verhalten von Fichte und Buche und dem Zuwachsrückgang bei intra- und interspezifischer Nachbarschaft. Die Fichten fallen im Zuwachs insgesamt stärker ab als die Buchen. Die Fichten neben Buchen gewinnen gegenüber Fichte im Reinbestand. Die Buchen waren im Zuwachs nur im Jahr 2017 in inter-spezifischer Nachbarschaft sign. höher als in intra-spezifischer Nachbarschaft. In den anderen Jahren erbrachten benachbarte Fichten eher Nachteile in der Resistenz gegenüber Trockenheit.

Tabelle 3 Vergleich der Resistenz der Kontrollbäume mit den ausgetrockneten Bäumen auf jährlicher Basis von 2014-2018. Im ersten Teil werden alle ausgetrockneten Fichten und Buchen miteinander verglichen und die Mittel gegeneinander getestet. Im zweiten Teil wird der Zuwachs von Fichten neben Fichten mit dem Zuwachs von Fichten neben Buchen verglichen (ss vs. sb). Im dritten Teil erfolgt der analoge Vergleich für die Baumart Buche (bb vs. bs).

Groups	n	statistics	resistance iba[year]/ iba[in pre-drought years 2011-2013]				
			2014	2015	2016	2017	2018
N.sp. all	14	mean	0.46	0.36	0.29	0.51	0.51
		se	\pm 0.04	\pm 0.05	\pm 0.03	\pm 0.06	\pm 0.08
E.be. all	21	mean	0.55	0.91	0.61	1.01	1.14
		se	\pm 0.01	\pm 0.03	\pm 0.02	\pm 0.04	\pm 0.04
sign		n. sig.		p<0.01	p<0.01	p<0.05	p<0.05
N.sp. ss	8	mean	0.32	0.18	0.13	0.19	0.12
		se	\pm 0.01	\pm 0.01	\pm 0.01	\pm 0.01	\pm 0.01
N.sp. sb	6	mean	0.73	0.68	0.51	0.93	0.77
		se	\pm 0.03	\pm 0.03	\pm 0.09	\pm 0.09	\pm 0.06
sign			p<0.01	p<0.01	p<0.05	p<0.05	p<0.05
E.be. bb	15	mean	0.67	0.94	0.68	0.56	1.25
		se	\pm 0.02	\pm 0.05	\pm 0.03	\pm 0.06	\pm 0.06
E.be. bs	6	mean	0.50	0.91	0.58	1.19	0.88
		se	\pm 0.04	\pm 0.06	\pm 0.04	\pm 0.06	\pm 0.07
sign		n. sig.		n. sig.	p<0.01	p<0.01	p<0.05

3.3 Mortalität von Fichte und Buche bei episodischer und experimentell ausgedehnter Trockenheit

Über den längeren Zeitraum 1998-2018 lag die Mortalitätsrate von Fichte und Buche bei 1,24 – 2,00 % (Tabelle 4). In diesem Zeitraum wurde auf der Fläche nicht aktiv durchforstet, d.h. diese Raten repräsentieren etwa Bedingungen der Selbstdurchforstung. Die jährlichen Raten auf den Kontrollparzellen in der Zeit 2011-2018, ebenfalls unter undurchforsteten Bedingungen, liegen etwa halb so hoch.

Demgegenüber war die Mortalitätsrate der Fichte auf den ausgetrockneten Parzellen mit 7,45 % wesentlich erhöht; die Buche liegt mit 1,46 auf ähnlichem Niveau wie die unbehandelten Flächen (Tabelle 4).

Demnach kommt zum Zuwachsrückgang der Fichte auf den Behandlungsparzellen auch noch ein deutlich erhöhter Ausfall hinzu. Durch diesen Ausfall könnten sich die Zuwachsbedingungen der verbleibenden Bäume verbessert haben. Jeder Ausfall auf einer Parzelle kann letztlich eine Entspannung des Wasserstress bewirken, weil sich die gleiche Menge Wasser auf weniger Bäume verteilt.

Tabelle 4 Baumzahlen zu Beginn, N_b , und am Ende, N_e , definierter Beobachtungsperioden für alle Bäume des Versuchs Kranzberger Forst ohne Behandlung, für die Bäume mit Austrocknung von 2014-2018 und für die Kontrollbäume. Aufbauend auf den Baumzahlen und der Periodenlänge n wurden nach der Zinseszinsformel $N_e = N_b \times 1.0m^n$ $1.0m = \sqrt[n]{N_e / N_b}$, $m = 1 - \sqrt[n]{N_e / N_b}$ die Mortalitätsraten m und die prozentische Mortalität $m_{\%} = m \times 100$ berechnet.

Gruppe	Baumart	Beginn	N_b	Ende	N_e	Anzahl Jahre n	Mortalitätsrate in % $m_{\%}$
alle ohne Beh.	Fichte	1998	277	2018	213	21	1,24
alle ohne Beh.	Buche	1998	156	2018	102	21	2,00
alle ohne Beh.	gesamt	1998	433	2018	315	21	1,50
Behandlung	Fichte	2011	26	2018	14	8	7,45
Behandlung	Buche	2011	27	2018	24	8	1,46
Behandlung	gesamt	2011	53	2018	38	8	4,07
Kontrolle	Fichte	2011	26	2018	26	8	0,00
Kontrolle	Buche	2011	31	2018	29	8	0,83
Kontrolle	gesamt	2011	57	2018	55	8	0,45

4 Diskussion

Für die Analyse der Zuwachsreaktionen von Fichte und Buche auf natürliche, episodische und experimentell ausgedehnte Trockenheit in mittelalten Rein- und Mischbeständen im Kranzberger Forst standen von 254 Fichten und 116 Buchen jährliche Zuwachsmessungen über Umfangmessbänder seit 1998 zur Verfügung. Die Zuwachsmessungen geben Aufschluss über die Stressreaktionen in den Trockenjahren 2003 und 2015. Um den Effekt längerer Trockenheit zu analysieren, wurden weitere 51 Fichten und 51 Buchen mit Umfangmessbändern ausgestattet, die Hälfte davon unter automatisch schließenden Dächern zur Austrocknung, die andere Hälfte als Kontrolle unter Normalbedingungen; alle plots wurden für diesen Zweck getrennt.

Generell sank der Zuwachs der Fichten, im Vergleich zu Buchen, deutlich stärker ab und erholte sich langsamer. Die Buchen gingen weniger stark im Zuwachs zurück und erholten sich schneller. Wenn Fichten in der Nachbarschaft von Buchen wachsen, war ihre Zuwachsreduktion im Vergleich zum Reinbestand geringer. Buchen im Mischbestand hingegen gehen im Zuwachs mehr zurück, und ihre Erholungsreaktion kann im Vergleich zum Reinbestand langsamer sein.

Die experimentell verursachte Trockenphase von 2014-2018 erbrachte in den ersten 2 Jahren einen Zuwachseinbruch wie bei episodischer Trockenheit. In den Folgejahren akklimatisieren sich aber beide Arten. Der experimentell verursachte Zuwachseinbruch lässt bei Buche schneller nach als bei der Fichte.

Wir vermuten, dass die Fichten neben Buchen von einer besseren Wasserversorgung im Frühjahr profitieren, solange die Buchen noch blattlos sind (GOISSER et al. 2016, RÖTZER et al. 2017). Dieser

frühere Zugriff der Fichte auf das Bodenwasser, dürfte das verringere Wasserangebot und Wachstum der Buche in Trockenjahren erklären. Die Zuwachserholung an längerer Trockenheit erst nach zwei Jahren deutlicher Reduktion, könnte durch eine allmähliche Anpassung der ober- und unterirdischen Organe, insbesondere eine verbesserte Wasserversorgung durch die Ausdehnung der Wurzeln und Mykorrhiza im Boden, zu erklären sein.

Sollten sich die für den Mischbestand gezeigte Resilienz und Akklimatisierung an Trockenheit in weiteren Untersuchungen bestätigen, so könnte das Eingang finden in die Überlegungen zur Entwicklung von klimaresistenten, ressourceneffizienten und produktiven Koniferen-Laubholz-Mischbeständen.

5 Danksagung

Dank geht an die Deutsche Forschungsgemeinschaft für die Förderung der Projekte "Structure and dynamics of mixed-species stands of Scots pine and European beech compared with monospecific stands. Analysis along an ecological gradient through Europe" (# DFG PR 292/15-1) und "From near-death back to life: Mixed stands of spruce and beech under drought stress and stress recovery. From pattern to process (# DFG PR 292/22-1). Dank geht außerdem an das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz für die Förderung des Projektes "Pine (*Pinus sylvestris*) and beech (*Fagus sylvatica*) in mixed stands: Suitable partners to ensure productivity on dry sites in times of climate change (KROOF II), (# GZ: TKP01KPB-73853), an das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die Finanzierung der Projektes „W047“ (# GZ: 7831-28160-2018) und an die Bayerischen Staatsforsten BaySF für die Bereitstellung der Flächen für die Versuchsanlagen.

6 Literatur

- ASSMANN E, FRANZ F (1963) Vorläufige Fichten-Ertragstafel für Bayern. Forstl Forschungsanst München, Inst Ertragskd, 104 p
- ASSMANN E (1961) Waldertragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. BLV Verlagsgesellschaft, München, Bonn, Wien, 490 p
- GÖTTLEIN A, BAUMGARTEN M, DIELER J (2012) Site conditions and tree-internal nutrient partitioning in mature European beech and Norway spruce at the Kranzberger Forst. In: Matyssek R, Schnyder H, Osswald W, Ernst D, Munch J C, Pretzsch H (eds.): Growth and Defence in Plants – Resource Allocation at Multiple Scales. Ecological Studies 220, Springer, Berlin, pp. 193-211.
- GOISSER, M., GEPPERT, U., RÖTZER, T., PAYA, A., HUBER, A., KERNER, R., BAUERLE, T., PRETZSCH, H., PRITSCH, K., HÄBERLE, K.H., MATYSSEK, R., GRAMS, T.E.E. (2016) Does belowground interaction with *Fagus sylvatica* increase drought susceptibility of photosynthesis and stem growth in *Picea abies*? *Forest Ecology and Management* 375:268-278.
- GROSSIORD, C. (2019) Having the right neighbors: how tree species diversity modulates drought impacts on forests. *New Phytologist*, doi: 10.1111/nph.15667
- Häberle, K.-H., Weigt, R., Nikolova, P.S., Reiter, I.M., Cermak, J., Wieser, G., Blaschke, H., Rötzer, T., Pretzsch, H., Matyssek, R. (2012): Case Study "Kranzberger Forst": Growth and Defence in European Beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst). In R. Matyssek et al. (eds.), *Growth and Defence in Plants*, Ecological Studies 220, DOI 10.1007/978-3-642-30645-7_11. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2012. 243-271
- LEBOURGEOIS, F., GOMEZ, N., PINTO, P., & 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, 61-71.
- LLORET F., KEELING E. G., SALA A. (2011) Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos*, 120, 1909-1920.
- MARTONNE DE E. 1926. Une nouvelle fonction climatologique : L'indice d'aridité. *La Météorologie* 21, 449-458.
- PRETZSCH, H., SCHÜTZE, G., BIBER, P. (2018) Drought can favour the growth of small in relation to tall trees in mature stands of Norway spruce and European beech. *Forest Ecosystems*, 5(1), 20.

- 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(3):483-495
- PRETZSCH, H., RÖTZER, T., MATYSSEK, R., GRAMS, T. E. E., HÄBERLE, K. H., PRITSCH, K., KERNER, R., 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*, 28:1305-1321
- PRETZSCH, H., BAUERLE, T., HÄBERLE, K.H., MATYSSEK, R., SCHÜTZE, G., RÖTZER, T. (2016) Tree diameter growth after root trenching in a mature mixed stand of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) and European beech (*Fagus sylvatica* [L.]). *Trees* 30(5):1761-1773
- PRETZSCH, H., KAHN, M., GROTE, R. (1998) Die Fichten-Buchen-Mischbestände des Sonderforschungsbereiches »Wachstum oder Parasitenabwehr?« im Kranzberger Forst. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 117(1):241-257
- RÖTZER, T., HÄBERLE, K.H., KALLENBACH, C., MATYSSEK, R., PRETZSCH, H. (2017) Tree species and size drive water consumption of beech/spruce forests (*Fagus sylvatica*/*Picea abies*) – a simulation study highlighting growth under water limitation. *Plant and Soil*, 418(1), 337-356.
- SCHÖBER R (1975) Ertragstabellen wichtiger Baumarten. JD Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main

Trockenheits- und Hitzeresistenz der wichtigsten mitteleuropäischen Nadelbaumarten

Eric Andreas Thurm, Susanne Brandl, Hagen Fischer, Karl Heinz Mellert, Tobias Mette,
Birgit Reger, Wendelin Weis
Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Abteilung Boden und Klima, Freising

Zusammenfassung

Die Wertschöpfung der Forstwirtschaft in Mitteleuropa basiert zum überwiegenden Teil auf der Produktion von Nadelholz. Prognosen zu den künftigen Nadelholzvorkommen in einer Zukunft mit erhöhtem Trockenstress gehen allerdings teils von einer drastischen Abnahme des Nadelholzanteils aus, insbesondere von Fichte und Waldkiefer. Wissenschaftliche Arbeiten zu den fünf wichtigsten Nadelholzarten Mitteleuropas (Gemeine Fichte, Waldkiefer, Weißtanne, Europäische Lärche und Douglasie) zeigen jedoch ein sehr inhomogenes Bild in Bezug auf die Trockenstressverträglichkeit der Baumarten. Lediglich die Fichte ordnen alle Studien als sehr anfällig ein.

In unserer Studie haben wir mithilfe von vier statistischen Modellierungsansätzen ein multikriterielles Ranking der Trockenheitsresistenz der fünf genannten Arten anhand folgender vier Vitalitätsindikatoren erstellt: (i) Vorkommen, (ii) Wachstum, (iii) Überlebenswahrscheinlichkeit und (iv) Jahrring-Sensitivität. Dabei nutzen wir gezwungenermaßen zwar unterschiedliche Datensätze, bleiben jedoch konform hinsichtlich der Klimadaten als auch der Modellansätze (generalisierte additive Modelle).

Unsere Ergebnisse bestätigen die hohe Anfälligkeit der Fichte gegenüber Trockenstress. Die Douglasie zeigt bei den vier Modellierungsansätzen die höchsten Vitalitätswerte. Danach folgen Waldkiefer, Lärche und Tanne. Die Studie zeigt, wie verschiedene Modellansätze miteinander kombiniert werden können und damit Schwächen bzw. Unsicherheiten der einzelnen Ansätze über eine multikriterielle Betrachtung abgesichert werden können.

1 Einleitung

Nadelbaumarten spielen für die mitteleuropäische Forst- und Holzwirtschaft eine sehr wichtige Rolle. Sie stellen in Deutschland beispielsweise 54 % der Waldfläche (THÜNEN-INSTITUT 2012b). Dieser Flächenanteil deckt dabei 77 % der deutschen Rohholzverwendung ab (BMEL 2017). Die hohe Holzproduktivität der Nadelbäume und der Aufforstungsbedarf im 20. Jhd. ist ein wesentlicher Grund dafür, dass ihr Anteil heute deutlich über dem natürlichen Nadelholzanteil des mitteleuropäischen Waldes gemäß der potentiell natürlichen Vegetation liegt (SZABÓ et al. 2017; BOHN et al. 2000/2003). Besonders im warmen und gemäßigten Tiefland sind viele Nadelholzbestände zu Lasten von Laubbeständen vom Menschen etabliert worden.

Diese Flächen geraten unter den wärmeren und trockeneren Verhältnissen im Klimawandel zunehmend unter Druck. Viele Studien prognostizieren eine Verringerung des Baumwachstums und eine Abnahme des Nadelholzanteils insbesondere im Flachland (DYDERSKI et al. 2018; SCHÜLER et al. 2014). Dennoch haben auch die Nadelhölzer evolutionär unterschiedliche physiologische Anpassungsstrategien entwickelt und besitzen daher auch eine unterschiedliche Toleranz gegenüber Hitze- und Trockenstress. Durch den prognostizierten Klimawandel wurde in der jüngeren Vergangenheit die Trockenheitsempfindlichkeit vieler mitteleuropäischer Baumarten mit teils sehr unterschiedlichen Ansätzen untersucht (z.B. NIINEMETS und VALLADARES 2006; KLEIN 2015; ZANG et al. 2011; GEORGE et al. 2019; HUANG et al. 2017). Neben der Ableitung der Trockenstressfähigkeit anhand von physiologischen Eigenschaften (KLEIN 2015) wurden durch Bohrkernanalyse aber auch durch Modellierung Abschätzungen getroffen. Die verschiedenen Modellierungsansätze ermöglichen eine Einstufung der Baumarten nach ihrer Trockenheitssensitivität, bezogen auf einzelne Vitalitätsindikatoren wie z. B. der Artenverbreitung oder dem Dickenwachstum. Eine Zusammenführung mehrerer Vitalitätsindikatoren ist nur selten erfolgt (DOLOS ET AL. 2015; THURM ET AL. 2018).

Ziel unserer Studie ist es, für die fünf wichtigsten Nadelbaumarten Mitteleuropas (*Abies alba* Mill., *Larix decidua* Mill., *Picea abies* (L.) Karst., *Pinus sylvestris* L. und *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) die Trockenheitssensitivität anhand verschiedener Methoden aufzustellen und die Vor- und Nachteile einzelner Verfahren aufzuzeigen. Die vier Modellierungsansätze sind: (1) Artverbreitungsmodelle, (2) Wachstumsmodelle, (3) Überlebenszeitmodelle und (4) Jahrringmodelle. Die durch die Ansätze

beschrieben Vitalitätsindikatoren sind dabei: (1) die Vorkommenswahrscheinlichkeit, (2) die Oberhöhenbonität, (3) die Überlebenswahrscheinlichkeit und (4) die Heterogenität von Jahrringen, welche durch den Gini-Koeffizienten beschrieben wird.

Trotz der unterschiedlichen Ökologie und Verbreitung der Arten haben wir die gleichen klimatischen Parameter zur Beurteilung der Trockenheitsempfindlichkeit für alle Arten und Modellierungsansätze verwendet. Das Ranking der Arten wird letztlich auf einem von uns definierten Trockenstressgradienten innerhalb Deutschlands vollzogen und zeigt auf, wie die Arten sich unter trockneren bzw. heißeren Bedingungen verhalten. Dabei diskutieren wir die Stärken aber auch die Schwierigkeiten, die sich mit diesem multikriteriellen Ansatz ergeben.

2 Material und Methoden

2.1 Daten zu den Vitalitätsindikatoren

Die vier Modellierungsansätze für die fünf Nadelbaumarten *A. alba*, *L. decidua*, *P. abies*, *P. sylvestris* und *P. menziesii* basieren auf den o.g. Vitalitätsindikatoren der Baumarten. Dies erfordert unterschiedliche Eingangsdatensätze für die einzelnen Modelle. Die Voraussetzung an unsere Eingangsdaten war jedoch, dass der Datensatz die mitteleuropäischen Klimabedingungen abdecken muss, um eine Extrapolation unserer Modelle zu vermeiden.

2.2 Vorkommensdaten der Artverbreitungsmodelle

Unsere Artverbreitungsmodelle basieren auf dem Vorkommensdatensatz von MAURI et al. (2017) . Da Polen in diesem Datensatz nicht ausreichend abgedeckt wird, nutzten wir ergänzend die polnischen Forsteinrichtungsdaten (BUREAU FOR FOREST MANAGEMENT AND GEODESY 2019). Es wurden lediglich Bestände miteinbezogen, die in ein 4 km x 4 km Raster fallen, welches vergleichbar mit dem Aufnahmeverfahren der Bundeswaldinventur in Deutschland ist (THÜNEN-INSTITUT 2012a). Basierend auf THURM et al. (2018) wurden die Inventurpunkte im 16 km x 16 km Raster gruppiert. Für unsere Modelle wurde dann nur jeweils ein Punkt pro Rasterzelle genutzt, mit Präferenz für die Präsenzen. Hierdurch werden Autokorrelationen durch unterschiedliche Inventurmethode der Länder vermieden. Darüber hinaus verstärkt die Rasterisierung das Signal der selteneren Baumarten wie Weißtanne.

Weiterhin wurden die Präsenz-/Absenzdaten räumlich im Verhältnis 1:1 gewichtet. Hierdurch ergibt sich eine Prävalenz von 0,5 und ermöglicht einen direkten Vergleich zwischen den untersuchten Arten. Der entsprechende Vitalitätsindikator ist die Vorkommenswahrscheinlichkeit.

2.3 Oberhöhenbonitäten der Wachstumsmodelle

Die Oberhöhenbonität bzw. der Site index (SI) der fünf Nadelbaumarten wurde als *statischer* Site index berechnet (BRANDL et al. 2018). Das Attribut statisch bezieht sich auf die Tatsache, dass die zugrundeliegende Beziehung zwischen Alter und Größe nicht aus Zeitreihen, sondern aus Querschnittsdaten der Forstinventuren bestimmt wird. Dadurch hat der statische Site index seine Vorteile insbesondere in Bezug auf die Datenverfügbarkeit (keine wiederholten Messungen erforderlich) und für die Analyse der Produktivität von Baumarten im Hinblick auf den großen Umweltgradienten.

Um unseren Trockenstress-Gradienten abzudecken, verwendeten wir wie schon bei den Artverbreitungsmodellen Daten der polnischen Forsteinrichtung sowie deutsche und französische Forstinventurdaten (IGN 2016). In den einzelnen Inventuren sind unsere Baumarten unterschiedlich stark belegt (Alter nötig, nur Bäume der Kraft'schen Klasse 1 und 2). Diese Ungleichheit im Datensatz hat keinen Einfluss auf die SI-Bestimmung, da die Quantile nur zur Skalierung der Site indices verwendet werden.

Der Site index wurde berechnet, indem das Alters-Höhenspektrum einer Baumart in Abschnitte benachbarter Altershöhenkurven unterteilt wurde. Wie bei BRANDL et al. (2018) wurde dies durch die Anpassung zweier Chapman-Richards-Funktionen (RICHARDS 1959) an das 5- und das 95-prozentige Quantil der Oberhöhen erreicht. Hierdurch entstand eine untere und obere Referenzlinie. Tab. 1 listet die Gleichungsparameter beider Chapman-Richards-Funktionen für die jeweiligen Baumarten (obere und untere Referenzlinie) und den resultierenden durchschnittlichen erreichten SI in den drei Ländern. Die Douglasie hat den höchsten SI aller Arten in allen Ländern - der durchschnittliche SI von 40 m in

Deutschland und Frankreich sinkt in Polen auf 30 m. Auch Fichte und Tanne erreichen in Deutschland und Frankreich einen höheren mittleren SI als in Polen (30 m vs. 26 m). Andererseits ist der SI von Kiefer und Lärche in Deutschland und Polen 3-4 m und 6-8 m höher als in Frankreich. Die Unterschiede sind in unserem Zusammenhang in erster Linie auf klimatische Unterschiede zurückzuführen, können jedoch teilweise auch auf die Herkunft der Arten zurückzuführen sein.

In Abänderung des Ansatzes von BRANDL et al. (2018) haben wir nicht alle Datenpunkte verwendet, um die Klimarelation des SI zu modellieren. Wir haben nur die Punkte ausgewählt, die zu den höchsten 10% des SI gehören, und zwar entlang des Klimagradienten von Sommertemperatur (Bio10), Wintertemperatur (Bio11), Sommerniederschlag (Bio18) und Klimawasserhaushalt (s. Abschnitt 2.2). Die verbleibenden 60.000 von 2,67 Mio. Datenpunkten stammen hauptsächlich aus dem deutschen Forstinventurdatensatz (49.000), dann dem polnischen Waldbewirtschaftungsplan (13.000) und zuletzt dem französischen Forstinventurdatensatz (1.500) (vgl. Tab. 1). Bevor die Ableitung der Oberhöhenbonität durch das Klima erfolgte, wurden die Daten weiter gefiltert und auf ein übliches Alter von 40 bis 100 Jahren festgelegt. Die Fokussierung auf das obere SI-Spektrum der jeweiligen Arten zeigt an, welches Wachstumspotential in einem bestimmten Klima möglicherweise erreicht werden können, anstatt welche Standortindizes im Durchschnitt erreicht werden. Eine ähnliche Überlegung steckt hinter dem Potential-Modifier-Ansatz in Waldwachstumsmodellen (PRETZSCH 2009, 291-314) oder der kritischen Grenzwertbestimmung im Baumnährstoffbedarf (GÖTTLEIN 2015). In Bezug auf den SI wurde dieser Ansatz von SCHWAIGER (2016) angewendet.

Tabelle 1. Zusammenfassung der SI-Koeffizienten der Chapman-Richards-Funktion für das obere 95%- (95) und untere 5%- (05) Perzentil und die mittleren Oberhöhenbonitäten in unseren Daten für die jeweiligen Länder.

	<i>P. menziesii</i>		<i>L. decidua</i>		<i>P. abies</i>		<i>P. sylvestris</i>		<i>A. alba</i>	
SI Koeffizienten	95	05	95	05	95	05	95	05	95	05
A	46,6	24,5	41,6	22,8	42,9	24,25	35,9	19,4	41,4	25,54
K	0,028	0,07	0,025	0,055	0,019	0,045	0,020	0,047	0,020	0,040
P	0,94	5,27	0,97	2,79	0,85	3,28	0,78	2,59	0,90	4,38
mittlerer SI (m)										
Deutschland	38,7		31,2		30,6		28,4		30,9	
Frankreich	40,3		23,0		30,8		24,9		28,9	
Polen	30,1		28,8		25,8		27,4		25,7	

2.4 Mortalitätsdaten der Überlebenszeitmodelle

Zur Beurteilung der Überlebenswahrscheinlichkeit haben wir eine Überlebenszeitanalyse auf die europaweiten Level I-Daten (systematisches 16 km × 16 km-Raster) und Level II-Daten (Intensiv-Beobachtungflächen; ICP FORESTS 2018) angewendet. Ergänzt wurden die Daten mit den Aufnahmen der deutschen Waldzustandserhebung (bereitgestellt vom Thünen-Institut). Alle drei Erhebungen enthalten wiederholende Baumaufnahmen und Informationen, die für die Überlebenszeitanalyse unerlässlich sind, d. h. das Baumalter oder die Altersklasse, die soziale Position eines Baumes und die Ausscheideursache. In Level I-Daten wird die Ursache für die Entnahme eines Baumes, der in einer nachfolgenden Erhebung fehlt, erst seit 2011 dokumentiert. Daher wurde nur der Beobachtungszeitraum von 2010 bis 2017 verwendet. Im Gegensatz dazu könnten für die deutsche Kronenerhebung Beobachtungen seit 1994 herangezogen werden.

2.5 Jahrringdaten der Jahrring-Sensitivitätsmodelle

Die Sensitivität der Jahrringe basiert auf den europäischen Bohrkerndaten, welche in der Internationalen Jahrringdatenbank (ITRDB 2018) hinterlegt sind. Wir haben Bohrkerne von allen Standorten verwendet, die von 1950 bis 2000 einen Zeitraum von mindestens 20 Jahren abdecken. Da in der Datenbank für Europa nur sehr wenige Standorte mit Douglasie existieren, haben wir von der ITRDB auch Douglasie-Standorte aus Nordamerika verwendet, die im Bereich der Küstenprovenienz (nach LITTLE JR 1971) liegen. Zusätzlich haben wir 16 deutsche Standorte aus einer Studie von THURM und PRETZSCH (2016) aufgenommen.

Als Vitalitätsindikator diente der Gini-Koeffizient innerhalb des Zeitraums von 1950 bis 2000. Der Gini-Koeffizient ist ein quantitatives Maß für die Heterogenität des Jahrringzuwachses. Unsere Annahme ist, dass eine hohe Heterogenität des Jahrringzuwachses ein Zeichen für eine hohe Anfälligkeit ist. Ständige

Einbrüche im Zuwachs verlangen dem Baum viel Energie für die Regeneration ab und erhöhen die Ausfallwahrscheinlichkeit. Weitere Information finden sich bei BIONDI und QEADAN (2008), die dieses Maß ebenfalls auf ITRDB-Daten angewendet haben.

Die einzelnen Jahrring-Kurven eines Baumes wurden aggregiert, um die Baumchronologie zu bestimmen. Diese wurde über einen kubischen Spline ausgeglichen, um mittelfristige Klima- und Durchforstungstrends zu eliminieren. Ein Double Detrending war in diesem Fall nicht zwingend erforderlich, da wir uns auf den Wachstumsverlauf im Erwachsenenalter konzentriert haben. Bei diesem ist der Wachstumsverlauf schon abgeflacht und kann damit vernachlässigt werden. Der Gini-Koeffizient wurde baumspezifisch berechnet und für jeden Standort gemittelt.

2.6 Klimadaten und Trockenstressgradient

Zur Beschreibung des Trockenstresspotentials der Baumarten verwenden wir Klimadaten von WorldClim 2.0 (FICK und HJMANNS 2017) mit einer Auflösung von 30 sec, das entspricht ungefähr 1 km x 1 km. Die Klimadaten beziehen sich auf das langjährige Mittel im Zeitraum 1970-2000. Für unsere Analysen nutzten wir die 3 Bioclim Variablen Mitteltemperatur des kältesten Quartals (Bio11), Mitteltemperatur des wärmsten Quartals (Bio10) und Niederschlag des wärmsten Quartals (Bio18).

Alle unsere Modelle wurden mit diesen drei Klimavariablen kalibriert. Um die Reaktion der fünf Arten auf Trockenstress abzubilden, betrachten wir einen Gradienten von feucht kalten zu warm trockenen Standorten in Deutschland (siehe Abb. 1). Grundlage hierfür sind die Inventurpunkte der Bundeswaldinventur.

Hier haben wir Inventurpunkte ausgewählt, die der mittleren Wintertemperatur aller europäischen Inventurpunkte entspricht (Mittelwert Bio11 = $0,6^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$). Die beiden Achsen Sommertemperatur (Bio10) und Sommerniederschlag (Bio18) entsprechen dem ansteigenden Trockenheitsgradienten Cd (für „climatic dryness“), der definiert ist durch:

$$\text{Cd} \rightarrow \text{Bio10} = 19,5^{\circ}\text{C} (\pm 0,5^{\circ}\text{C}) + (-0,011) * \text{Bio18} \quad \text{Gl. 1}$$

Für die ausgewählten Inventurpunkte berechnen wir die potentielle Verdunstung in der Vegetationsperiode von Mai bis September nach THORNTHWAITTE (1948). Die klimatische Wasserbilanz (KWB) errechnet sich als Differenz von Niederschlag minus Verdunstung. Sie korreliert stark mit der Temperatur und dem Niederschlag des wärmsten Quartals ($R^2=0.99$). Diese starke Korrelation erlaubt es uns, die KWB als Trockenstress-Proxy zu verwenden.

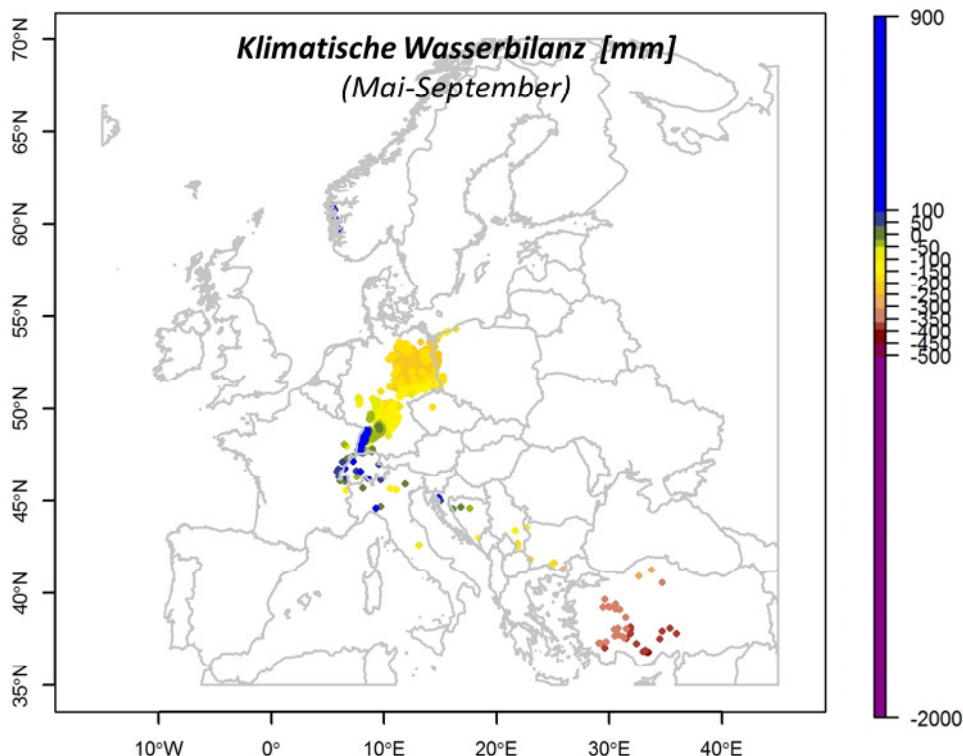


Abbildung 1. Der verwendete klimatische Gradient in der Europakarte. Die Vorhersage erfolgte für die Auswertung nur auf dem Deutschen Teil des Gradienten.

2.7 Statistik

2.7.1 Modelle

Die Grundidee war es, für alle vier Ansätze nahezu identische Modelle und die gleichen Variablen (mittlere Temperatur des kältesten Quartals - Bio11, die mittlere Temperatur des wärmsten Quartals - Bio10 und der Niederschlag des wärmsten Quartals - Bio18) zu verwenden, so dass sich nur die abhängigen Variablen - die Vitalitätsindikatoren (VI) - ändern. Für die Artverbreitungsmodelle, die Wachstumsmodelle und die Jahrringmodelle verwendeten wir generalisierte additive Modelle GAM's (gam aus dem R-Package mcgv von Wood 2011). Die Glättungsfunktionen f_n der einzelnen Klimavariablen wurden durch thin plate Splines angepasst. Die Splines waren auf drei Freiheitsgrade beschränkt, um nur einen sigmoiden Verlauf oder eine Optimumskurve zu ermöglichen.

$$VI_i = a + f_1(Bio10_i) + f_2(Bio11_i) + f_3(Bio18_i) + \varepsilon \quad \text{Gl. 2}$$

Der Index i repräsentiert die einzelnen Standorte bei den Jahrringmodellen bzw. Inventurpunkte bei den Artverbreitungsmodellen und den Wachstumsmodellen. ε repräsentiert immer den Restfehler des jeweiligen Modells.

Bei der Überlebenszeitanalyse ist die Zeit bis zu einem bestimmten Event die zu untersuchende Variable. In unserem Fall ist es das Absterben des Baumes. Als Zeitvariable verwenden wir das Baumalter. Die Modellierung erfolgt mittels AFT-Modellen (accelerated failure time models). Wir verwenden das Baumalter als Zeitvariable und passen accelerated failure time AFT (aftreg aus dem R-package eha von Broström 2019) an. Als hinterlegte Verteilungsfunktion diente uns für *P. abies*, *A. alba*, *L. decidua* und *P. menziesii* eine Weibull-Verteilung und für *P. sylvestris* eine logarithmische Normalverteilung. Die Kovariablen (Bio10, Bio11, Bio18) wirken multiplikativ auf die Überlebenszeiten und verringern oder erhöhen die Überlebenswahrscheinlichkeit.

2.7.2 Vorhersage am Klimagradienten

Aufbauend auf den Modellen erfolgt eine Vorhersage auf den von uns gewählten Trockenstressgradienten. Da unser Gradient einen Puffer von 0,5 °C auf die Wintertemperatur (Bio11) besitzt, führt dies zu einer Abweichung der vorhergesagten Vitalitätsindikatoren, je nachdem wie stark der Einfluss dieses Faktors ist. Aus diesem Grund fügen wir den Inventurpunkten ein zusätzliches GAM hinzu, um die einzelnen Arten visuell besser unterscheiden zu können.

$$VI_i = a + f_1(KWB_i) \varepsilon \quad \text{Gl. 3}$$

Das Bestimmtheitsmaß R^2 der einzelnen Modelle dient als Gütekriterium zwischen den verschiedenen Baumarten und Modellierungsansätzen.

Die Rangfolge der Arten wurde im Sinne einer nominalen Rangfolge (0 bis 100%) festgelegt. Es wurde der mittlere artspezifische Vitalitätsindikator bei einer klimatischen Wasserbilanz von -200 mm ermittelt. Für jeden Ansatz erhält die Art mit dem höchsten Vitalitätsindikator einen nominalen Rang von 100 Punkten. Die Art mit dem niedrigsten Vitalitätsindikator wird mit 0 Punkten eingestuft. Der endgültige Artenrang ist eine Aufsummierung der einzelnen Ansätze. Es können als maximal 400 Punkte von der vitalsten Art auf dem Gradienten erreicht werden.

Alle Analysen wurden in der Softwareumgebung von R 3.5.2 durchgeführt (R CORE TEAM 2018).

3 Ergebnisse

3.1 Modellgüte

Durch den unterschiedlichen Komplexitätsgrad der Eingangsdaten können die verschiedenen Modellierungsansätze auch nur bis zu einem gewissen Grad eine hohe Modellanpassung erreichen. Die Qualität der Modellanpassung wird beschrieben durch den Bestimmungskoeffizienten R^2 (Tabelle 2). Artverbreitungsmodelle mit ihren einfachen Lerndaten aus 0 (= Absenz) oder 1 (= Präsenz) weisen die höchsten R^2 auf (Mittelwert = 0,54), während Überlebenszeitmodelle die niedrigsten R^2 (Mittelwert = 0,08) zeigen. Auch innerhalb der Ansätze haben wir eine Streuung des R^2 aufgrund der artspezifischen Unterschiede, wie Datengrundlage und ökologische Abgrenzbarkeit. Hier lagen die größten Unterschiede bei den Jahrringmodellen (Standardabweichung = 0,123).

Tabelle 2. Modellgüte der einzelnen Modellansätze getrennt für die fünf untersuchten Nadelbaumarten. Für die Überlebenszeitmodelle dient der Brier-Score als Gütekriterium, für die anderen Ansätze das Bestimmtheitsmaß.

Art \ M.Güte	Artverbreitungsmodell	Wachstumsmodell	Überlebenszeitmodell	Jahringmodell	Mittelwert
<i>Abies alba</i>	0,53	0,34	0,03	0,43	0,33
<i>Larix decidua</i>	0,50	0,33	0,04	0,08	0,23
<i>Picea abies</i>	0,60	0,34	0,12	0,33	0,35
<i>Pinus sylvestris</i>	0,47	0,19	0,13	0,17	0,24
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0,58	0,41	0,09	0,21	0,32
Mittelwert	0,54	0,32	0,08	0,24	
Standardabweichung	(0,048)	(0,072)	(0,041)	(0,123)	

3.2 Vorhersage auf dem Wasserbilanzgradienten

Bei der Vorhersage der Modelle auf unserem klimatischen Gradienten zeigen fast alle Modelle den zu erwartenden Trend - die Vitalitätsindikatoren sinken mit abnehmender klimatischer Wasserbilanz (siehe Abb. 2). Lediglich *A. alba* und *P. menziesii* weisen im Falle des Vitalitätsindikators Überlebenswahrscheinlichkeit bei einer Abnahme der klimatischen Wasserbilanz eine Zunahme des Vitalitätsindikators auf.

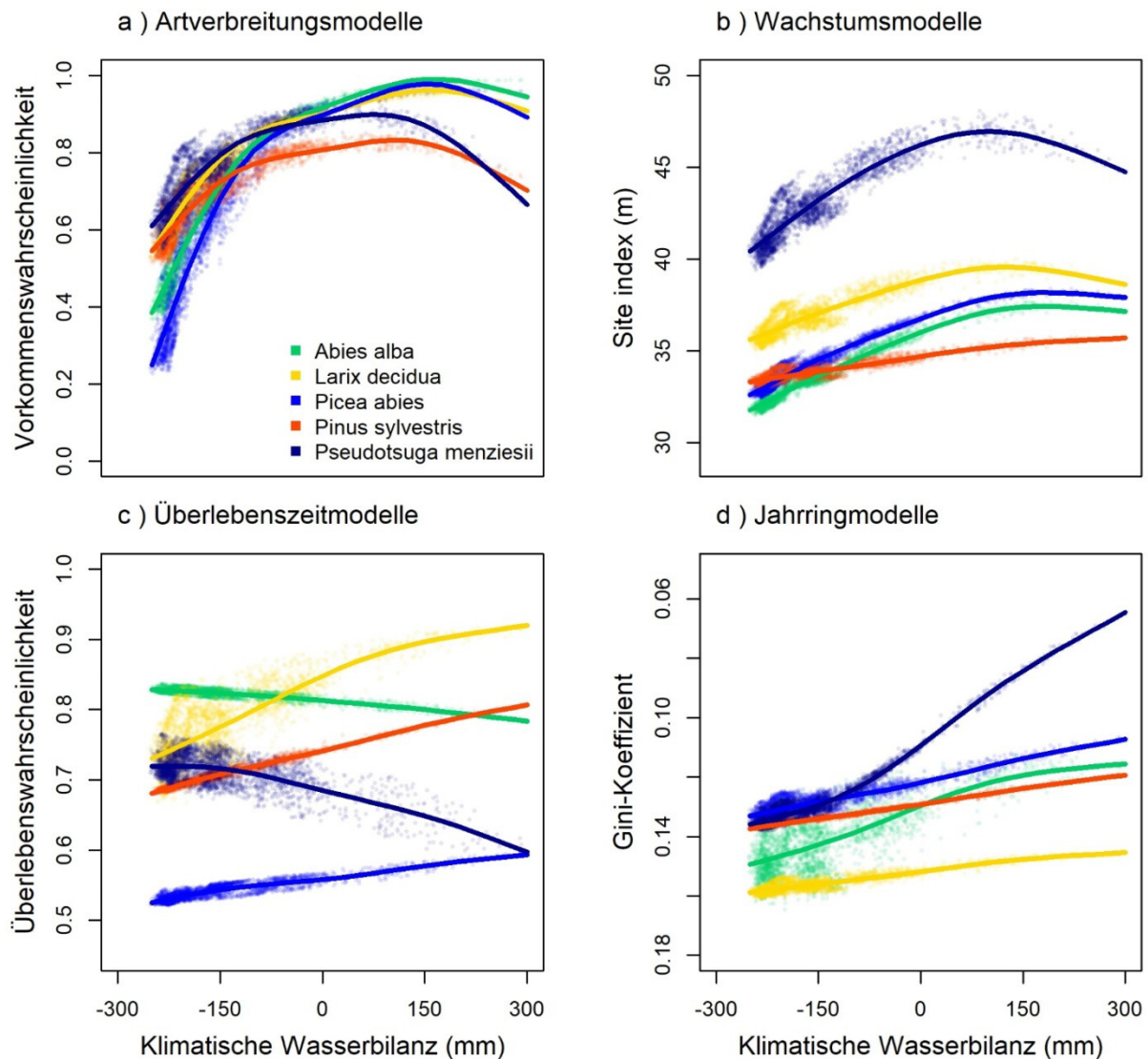


Abbildung 2. Artspezifische Modellvorhersagen für die Modellansätze a) Artverbreitungsmodelle, b) Wachstumsmodelle, c) Überlebenszeitmodelle und d) Jahringmodelle hinsichtlich der Vitalitätsindikatoren Vorkommenswahrscheinlichkeit, Site Index, Überlebenswahrscheinlichkeit sowie Gini-Koeffizient und der klimatischen Wasserbilanz. In Abbildung 2d) wurde die y-Achse zur Vergleichbarkeit der Vitalitätsindikatoren umgedreht.

Im Vergleich der Artverbreitungsmodelle zeigen alle Nadelbaumarten ein klares Abfallen der Vorkommenswahrscheinlichkeit bei sinkender klimatischer Wasserbilanz. Auf dem Gradienten wurde die höchste Vorkommenswahrscheinlichkeit durch *A. alba* erreicht bei einem Wasserüberschuss in der Vegetationsperiode von + 170 mm. *A. alba* zeigte jedoch auch den stärksten Abfall bei zunehmendem Wasserdefizit, vergleichbar mit *P. abies*. *P. menziesii* wies von den fünf Nadelbäumen den geringsten Abfall in der Vorkommenswahrscheinlichkeit auf.

Bei den Wachstumsmodellen zeigt sich besonders auffällig das starke Wachstumsniveau von *P. menziesii* mit einer (maximalen) Oberhöhenbonität von bis zu 47 m bei einer klimatischen Wasserbilanz von + 150 mm. *P. menziesii* weist aber auch die stärkste Abnahme zum trockenen Rand des klimatischen Gradienten auf. Sie erreicht bei einem Wasserdefizit von -250 mm eine Oberhöhenbonität von 41 m. Damit besitzt sie unter den klimatischen Bedingungen im Vergleich zu den anderen vier Nadelbaumarten jedoch immer noch die beste Oberhöhenbonität. Am schlechtesten schneidet hier *A. alba* ab mit einer (maximalen) Oberhöhenbonität von 32,5 m.

Sowohl die Artverbreitungsmodelle als auch die Wachstumsmodelle weisen bei allen untersuchten Nadelbaumarten eine Optimumsfunktion auf, d. h. sie sinken zum heiß-trocknen Rand wie auch zum kalt-feuchten Rand des Wasserbilanzgradienten. Bei den Überlebenszeitmodellen und auch den Jahrringmodellen treten nur monoton fallende bzw. steigende Funktionen auf.

A. alba und *L. decidua* weisen über den gesamten Gradienten das höchste Überlebenswahrscheinlichkeitsniveau auf, wobei es bei den beiden Baumarten insbesondere bei *P. menziesii* zu einer Zunahme der Überlebenswahrscheinlichkeit bei einer niedrigeren klimatischen Wasserbilanz kommt. Das Niveau der Überlebenswahrscheinlichkeit von *P. abies* ist insgesamt am niedrigsten.

Bei den Jahrringmodellen werten wir einen niedrigen Gini-Koeffizienten als vorteilhaft für den Organismus. Besonders niedrige Werte, somit gute Vitalitätseigenschaften werden bei *P. menziesii* erreicht, obwohl diese auch mit Abstand den drastischen Abfall mit sinkender klimatischer Wasserbilanz zeigt. *P. abies* zeigt hier bei einer niedrigen Wasserbilanz von -250 mm immer noch die beste Vitalität mit dem niedrigsten Gini-Koeffizienten von 0,13.

3.3 Ranking der Nadelbaumarten

Aufbauend auf die in Abbildung 2 gezeigten Modellkurven, verwenden wir für das Ranking der Baumarten die Inventurpunkte unseres Gradienten, die eine klimatische Wasserbilanz von -200 mm ($\pm 12,5$ mm) aufweisen (siehe Abbildung 3).

In Abbildung 3 sind die absoluten Vitalitätswerte über die Lage des Balkens auf der X-Achse sowie die Güte der Modelle über die Ausdehnung des Balkens in Y-Richtung dargestellt. Es zeigt sich deutlich das positive Bild von *P. menziesii*, welche sowohl über gute Vitalitätswerte, aber auch über hohe Bestimmtheitsmaße bei den einzelnen Ansätzen verfügt. Die Quantile besitzen im Baumartenvergleich eine mittlere Breite und auch die Abnahme der Vitalitätswerte (nur Median dargestellt) zu einer klimatischen Wasserbilanz von -225 mm ist nicht außergewöhnlich stark ausgebildet. *P. sylvestris* zeigt in der Betrachtung auffällig schmale Quantile, was für einen starken Einfluss des Niederschlags und der Temperatur in der Vegetationsperiode spricht.

P. abies weist bei vergleichsweise sehr hohen Modellgüten sehr niedrige Vitalitätsindikatoren in den Modellansätzen auf. Lediglich bei der Jahrringsensitivität erreicht sie sogar die besten Vitalitätswerte bzw. den niedrigsten Gini-Koeffizienten.

Im Gegensatz dazu verfügt *L. decidua* über eine nur sehr geringe Modellgüte (0,17, vgl. Tab. 2). Die Vitalitätswerte liegen jedoch im Mittelfeld, abgesehen von einer sehr hohen Jahrringsensitivität.

A. alba bewegt sich auch im unteren Mittelfeld der Vitalitätsindikatoren. Bei den Überlebenszeitmodellen sticht die Art heraus mit der höchsten Überlebenswahrscheinlichkeit, wobei die Modellgüte auch mit Abstand am geringsten ausfällt innerhalb dieses Ansatzes.

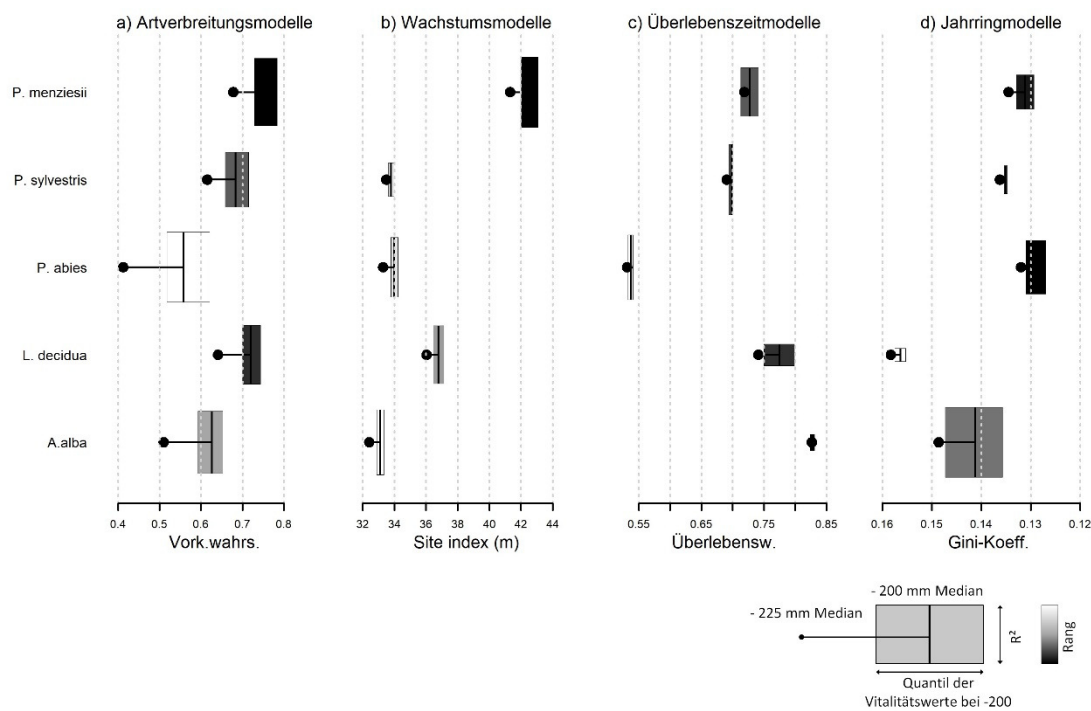


Abbildung 3. Boxplot der absoluten Vitalitätsindikatoren, die für die Inventurpunkte bei einer klimatischen Wasserbilanz von -200 mm ($\pm 12,5\text{ mm}$) vorhergesagt wurden. Die Einfärbung der Boxen erfolgte nach dem Ranking der Art innerhalb eines Ansatzes (100 Punkte = schwarzen, 0 Punkte = weißen). Der von uns definierte Klimapuffer des Gradienten ($\pm 0,5^\circ\text{C}$) erzeugt die Abweichung der Vitalitätsindikatoren, welche die Breite der Boxen (50% Quantile) aufweist. Die Höhe der Boxen repräsentiert das R^2 bzw. der Brier-Score innerhalb eines Modellierungsansatzes. Der Whisker zeigt, wie sich der Median des Vitalitätsindikators bei einer Absenkung der klimatischen Wasserbilanz auf -225 mm verschieben würde.

Die Rangsummen, welche sich bei einem Wasserdefizit von -200 mm für die einzelnen Baumarten ergebenden, zeigen, dass *P. menziesii* (356) mit Abstand am besten abschneidet (Tabelle 3). Ihr folgen *P. sylvestris* (203) und *L. decidua* (202) mit fast gleichen Rangsummen. Auf den beiden letzten Plätzen befinden sich *A. alba* (190) und *P. abies* (109).

Tabelle 3. Rangsummen der absoluten Vitalitätswerte bei einer klimatischen Wasserbilanz von -200 mm , aufsummiert für alle vier Modellierungsansätze. 400 Punkte wäre die beste, zu erreichende Rangsumme.

	<i>P. menziesii</i>	<i>P. sylvestris</i>	<i>L. decidua</i>	<i>A. alba</i>	<i>P. abies</i>
Rangsumme	356	203	202	190	109

4 Diskussion

Unsere Studie zeigt auf, welche Möglichkeiten und welche Herausforderung bestehen, wenn man mit derzeit gut etablierten Modellierungsverfahren verschiedene Vitalitätsindikatoren eines Baumartenpools unter gegebenen (Klima-) Bedingungen modelliert. Insofern steht in der Diskussion weniger die Baumartenprognose im Klimawandel im Fokus, sondern insbesondere die modellierungstechnischen Erkenntnisse.

4.1 Experimentelle vs. korrelative Studien (Querschnittsstudien)

Experimentelle Studien basieren auf kontrollierten Bedingungen und Einflussfaktoren. Der Versuchsaufbau wird zur Beantwortung einer vordefinierten Ursache-Wirkungsbeziehung explizit angelegt bzw. aufgebaut (MANN 2003). Daher sind experimentelle Versuche (in der Ertragskunde klassischerweise die langfristigen und temporären Versuchsflächen) zumeist sehr zeit- und kostenintensiv.

In korrelativen Studien wie der vorliegenden Arbeit sind die Randbedingungen häufig unbekannt. Die relevanten Variablen werden wie beispielsweise durch die automatische Variablenselektion erst gesucht (ELITH und LEATHWICK 2009). Sie können aber auch wie bei unserer Studie explizit vorgegeben sein, um Prävalenzen von Arten unter angenommenen Einflussfaktoren zu testen. Querschnittsstudien sind ein Typus von korrelativen Studien, bei denen zu einem Zeitpunkt eine gewisse Anzahl von Aufnahmen ausgewertet wird. Der Vorteil solcher Studien besteht darin, dass sie verhältnismäßig

kostengünstig und zeitnah sind (MANN 2003). Dagegen fehlen jedoch weitgehend verlässliche Angaben zur Waldbewirtschaftung, zur Bestandsstruktur und zur Bestandsgeschichte der einzelnen Inventurdaten. Um diese Defizite zu kompensieren, verwenden wir sehr umfassende Datengrundlagen. Mögliche Auswirkungen von Unterrepräsentation und störende Randbedingungen der Arten werden dadurch ebenfalls minimiert.

Neben einer großen Datengrundlage aufgrund der Zusammenführung vieler nationaler Inventuren ist auch die eigentliche Datengewinnung ein Vorteil, welcher unserer Auswertung zu Gute kommt. Die Großraum-Inventuren, die wir verwendet haben, bedienen sich unabhängig von ihrem Entstehungsland Aufnahmemethoden, die explizit das Ableiten von Arthäufigkeiten (Artverbreitungsmodelle) und Wachstumstrends (Wachstumsmodelle) möglich machen sollen (TOMPPÖ et al. 2010). Die für die Überlebenszeitmodelle genutzten Daten (Level II und Kronenzustandserhebung) besitzen prinzipiell auch den Anspruch, Aussagen über die Absterbewahrscheinlichkeiten zu treffen. Die Komplexität der Absterbeprozesse von Bäumen ist jedoch deutlich vielfältiger und daher durch Inventuren nur teilweise abzudecken. Deutlich wird der Sachverhalt schon alleine bei der Bestimmung der tatsächlichen Absterbeursache (FRANKLIN et al. 1987).

Den für die drei Methoden verwendeten Daten liegt stets ein kontinuierliches Raster zu Grunde. Dies ermöglicht es, repräsentative Aussagen für große Gebiete wie beispielsweise unseren deutschlandweiten Klimagradients zu treffen. Bei den Jahrringdaten ist der Sachverhalt komplizierter. Für die Jahrringmodellierung wurde eine Datensammlung von experimentellen Studien verwendet. Die Dendrochronologie verfügt seit Jahrzehnten über standardisierte Aufnahmeverfahren (SPEER 2010; FRITTS 1976). Insofern ist eine übergreifende Auswertung zwischen den unterschiedlichen Versuchen möglich (VAN DER MAATEN et al. 2017) und auch von den Gründern impliziert (GRISSINO-MAYER und FRITTS 1997). Dennoch liegen den Versuchen unterschiedliche Versuchsziele (meistens die Abbildung des Klimas) zugrunde, welche dem ceteris paribus Prinzip entgegenlaufen und auch hier wieder nur über eine große Datengrundlage zu kompensieren sind.

4.2 Vergleich der Modellansätze

Diese Komplexität der Datengrundlage bildet sich auch in den Modellgüten unserer vier Ansätze ab. Die Artverbreitungsmodelle und die Wachstumsmodelle zeigen die höchsten R^2 , gefolgt von den Jahrringmodellen und letztlich den Überlebenszeitmodellen. Die Modellgüten zeigen jedoch ebenfalls die Komplexität der einzelnen Vitalitätsindikatoren an, wobei die Überlebenswahrscheinlichkeit am schwierigsten zu fassen ist, wie die niedrigere Modellgüte belegt.

Die Verbesserung der Modellgüte der Überlebenszeitmodelle setzt daher eine höhere Komplexität des Modells voraus in Form von weiteren erklärenden Variablen wie beispielsweise abiotischen Einflussfaktoren. Auffällig war, dass bei den Überlebenszeitmodellen zwei Vitalitätskurven bei steigendem Wasserdefizit mit anstiegen.

Dieser Effekt ist auf die negativen Auswirkungen des Sommerniederschlags auf das Überleben in den Modellen für *A. alba* und *P. menziesii* zurückzuführen, wohingegen sich niedrige Temperaturen immer noch positiv auf das Überleben auswirken. Hierbei ist zu beachten, dass die Variablen in unseren Modellen fest vorgegeben wurden. Die Variable Niederschlag würde für *A. alba* beispielsweise nach statistischen Kriterien einer automatischen Variablenselektion nicht ausgewählt werden. Ein rein von der Temperatur angetriebenes Modell würde eine Abnahme der Überlebenswahrscheinlichkeit bei steigenden Temperaturen zeigen. Es stellt sich natürlich auch hier immer die Frage, in wieweit die biologische Plausibilität von den Modellvariablen gegeben sein muss. Ein Modell ohne Niederschlag würde in der Zukunftsvorhersage bzw. in der Extrapolation sicherlich unplausible Wahrscheinlichkeiten ergeben.

Es ist auch denkbar, dass eine höhere Komplexität der Variable Wasserverfügbarkeit zu einem plausibleren Zusammenhang führen kann. Uns ist bewusst, dass die Bodenbedingungen für die Verteilung der Baumarten (MELLERT et al. 2018; THUILLER 2013) sowie deren Vitalität (z. B. MELLERT und EWALD 2014) ein wesentlicher Faktor sind. Eine hohe Wasserspeicherkapazität des Bodens bildet in Trockenperioden einen erheblichen Puffer für Waldbestände. In feuchten Regionen hängt das räumliche Muster des Wasserhaushalts im Wald daher stark von den örtlichen Bodenverhältnissen ab.

Derzeit berücksichtigen wir den Einfluss des Bodenpuffers in unseren Modellen nicht, da für den großen Umweltraum unserer Daten Bodendaten nicht in geeigneter Qualität bzw. Auflösung vorliegen.

4.3 Baumarten

In unserer Studie zeigten sich letztlich für die Douglasie die besten Vitalitätswerte. Auch bei Jahrringstudien von GEORGE et al. (2019) und HUANG et al. (2017), welche die Jahrringeinbrüche von Nadelbaumarten bei Trockenstressevents untersucht haben, bewährte sich die Douglasie gegenüber unseren untersuchten Arten als die trockenstress-resistenteste.

Eine vergleichbare Studie von ZANG et al. (2011), welche außer *L. decidua* das gleiche Baumartenportfolio in Bayern untersucht hat, kam zu dem Schluss, dass *P. sylvestris* besonders Trockenstress resistent sei. *P. sylvestris* belegt in unserer Untersuchung Platz zwei, was die Ergebnisse von ZANG et al. (2011) unterstützt.

Auch *A. alba* zeigt in der Studie von ZANG et al. (2011) eine hohe Trockenstressresistenz. In unseren Modellen fiel *A. alba* jedoch durch besonders geringe Werte bei den Vitalitätsindikatoren auf. Zwar ist die Art in ihrer Verbreitung durch den Menschen in Mitteleuropa stark zurückgedrängt. Dennoch verfügen unsere Modelle über ausreichend Datenpunkte, um die Reaktion der Art ausreichend gut abzubilden. Das zeigt sich auch darin, dass *A. alba* nicht durch geringe Modellgüten auffiel. Auch die Studien von HUANG et al. (2017) und GEORGE et al. (2019) stufen *A. alba* als verhältnismäßig trockenheitsresistent gegenüber den anderen Nadelbaumarten ein. Dem gegenüber stehen zwei Arbeiten von KLEIN (2015) und NIINEMETS und VALLADARES (2006), welche physiologische Anpassungen von Baumarten einwerten und *A. alba* ähnlich niedrig einstufen wie unsere Untersuchungen. Das spricht einmal mehr dafür, dass die Betrachtung eines einzelnen Vitalitätsindikators wie beispielsweise der Jahrringsensitivität nur eingeschränkt zu einer Aussage über die Trockenstresstoleranz führen kann.

L. decidua belegte in unserer Studie nahezu identisch zu *P. sylvestris* den dritten Platz. Auch in den schon genannten Studien rangiert *L. decidua* insgesamt im Mittelfeld. Die Metastudie von KLEIN (2015) weist ihr eine bessere Trockenstressresistenz bezüglich ihres Wasserpotentials zu. Jahrringuntersuchungen von GEORGE et al. (2019) und LÉVESQUE (2013) ordnen sie eher im hinteren Drittel des Baumartenrankings ein.

Einig waren sich alle in dem Kapitel genannten Autoren jedoch, dass *P. abies* gegenüber den vier anderen untersuchten Nadelbaumarten die geringste Resistenz gegenüber Hitze- bzw. Trockenstress besitzt. Diese Einschätzung konnten auch unsere Untersuchungen belegen.

4.4 Aktuelle Situation und Schlussfolgerung

In der Studie haben wir versucht, die größtmögliche Datenbasis für unsere einzelnen Modellierungsansätze zu sammeln. Wir konnten zwar unseren klimatischen Gradienten mit den Daten abdecken, aber insbesondere im Bereich der Jahrringdaten besteht noch Erweiterungspotential der Datengrundlage.

Ein weiterer Aspekt, der sich während der Untersuchung gezeigt hat, ist, dass im Artvergleich manch eine Baumart unter dem Wasserdefizit zwar einen höheren Vitalitätswert als die anderen Baumarten annimmt. Im Vergleich zu ihrem eigenen Vitalitätsoptimum auf dem gesamten Gradienten fällt sie allerdings deutlich zurück. Ein Beispiel ist die drastisch abfallende Oberhöhenbonität von *P. menziesii*. Weitere Untersuchungen bedürfen somit einer relativen Betrachtung der Vitalitätsindikatoren.

Gerade angesichts der aktuellen Waldschadensproblematik stellt sich auch die Frage, welche Bedeutung die getroffenen Erkenntnisse für den zukünftigen Waldbau haben. 2018 war für mitteleuropäische Verhältnisse ein bisher beispiellos heißes Trockenereignis, bei dem in vielen Waldgebieten Mitteleuropas Trockenschäden zu verzeichnen waren (BURAS et al. 2019). Neben *P. abies* waren diesmal aber auch in erheblichem Maße *P. sylvestris* und selbst *F. sylvatica* betroffen (siehe Waldzustandsberichte 2019 der Länder).

Diese Absterbeerscheinungen müssen nicht zwangsläufig für eine geringere Trockenstressresistenz der Baumarten sprechen, sondern bilden zu einem gewissen Grad die hohe Abundanz der Arten in den Wäldern ab. Das Ausmaß verdeutlicht aber, dass die bisherige Trockenstresssituation für vormals angepasste Arten sich im Klimawandel weiter verschärft.

Hier kann unsere Studie einen Anhaltspunkt bieten, welche Standorte im Zuge des Klimawandels eines Baumartenwechsels bedürfen. Dies kann erfolgen, indem die Standorte von Interesse auf unserem klimatischen Gradienten eingeordnet werden, soweit die weiteren Umweltbedingungen wie Wintertemperatur und durchschnittliche Bodenverhältnisse es zulassen. Damit kann verglichen werden, ob die derzeitige Baumart in den Vitalitätsindikatoren deutlich hinter den anderen Baumarten zurücksteht, beziehungsweise eine Erhöhung des Wasserdefizits in Zukunft dazu führen würde.

Je nachdem wie drastisch die Differenz zu den anderen Baumarten ist, kann die Intensität der waldbaulichen Anpassung an den Klimawandel gesteuert werden, von einer reinen Dichtregulierung oder der Absenkung der Umtriebszeit bis hin zur Änderung des Mischungsanteils, der Provenienz oder gar ein Baumartenwechsel (BOLTE et al. 2009; THURM et al. 2017).

5 Literaturverzeichnis

- BIONDI, FRANCO; QEADAN, FARES (2008): Inequality in paleorecords. In: *Ecology* 89 (4), S. 1056–1067. DOI: 10.1890/07-0783.1.
- BMEL (2017): Waldbericht der Bundesregierung 2017. Hg. v. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.
- BOHN, U.; GOLLUB, G.; HETTWER, C.; NEUHÄUSLOVÁ, Z.; RAUS, T.; SCHLÜTER, H.; WEBER, H. (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- BOLTE, ANDREAS; AMMER, CHRISTIAN; LÖF, MAGNUS; MADSEN, PALLE; NABUURS, GERT-JAN; SCHALL, PETER et al. (2009): Adaptive forest management in central Europe. Climate change impacts, strategies and integrative concept. In: *Scandinavian Journal of Forest Research* 24 (6), S. 473–482. DOI: 10.1080/02827580903418224.
- BRANDL, SUSANNE; METTE, TOBIAS; FALK, WOLFGANG; VALLET, PATRICK; RÖTZER, THOMAS; PRETZSCH, HANS (2018): Static site indices from different national forest inventories. Harmonization and prediction from site conditions. In: *Ann For Sci* 75 (2), S. 739. DOI: 10.1007/s13595-018-0737-3.
- BROSTRÖM, GÖRAN (2019): eha. Event History Analysis. Version R package version 2.7.6. Online verfügbar unter <https://CRAN.R-project.org/package=eha>.
- BURAS, ALLAN; RAMMIG, ANJA; ZANG, CHRISTIAN S. (2019): Quantifying impacts of the drought 2018 on European ecosystems in comparison to 2003. In: *Biogeosciences Discuss.*, S. 1–23. DOI: 10.5194/bg-2019-286.
- BUREAU FOR FOREST MANAGEMENT AND GEODESY (2019): Bank Danych o Lasach. (Forests Data Bank). Hg. v. Directorate General of State Forests. Poland (www.bdl.lasy.gov.pl). Online verfügbar unter Directorate General of State Forests, zuletzt aktualisiert am 15.01.2019.
- DOLOS, KLARA; BAUER, AGNES; ALBRECHT, STEFFEN (2015): Site suitability for tree species. Is there a positive relation between a tree species' occurrence and its growth? In: *Eur J Forest Res* 134 (4), S. 609–621. DOI: 10.1007/s10342-015-0876-0.
- DYDERSKI, MARCIN K.; PAŻ, SONIA; FRELICH, LEE E.; JAGODZIŃSKI, ANDRZEJ M. (2018): How much does climate change threaten European forest tree species distributions? In: *Glob Chang Biol* 24 (3), S. 1150–1163. DOI: 10.1111/gcb.13925.
- ELITH, JANE; LEATHWICK, JOHN R. (2009): Species Distribution Models. Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. In: *Annu Rev Ecol Evol Syst* 40 (1), S. 677–697. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159.
- FICK, STEPHEN E.; HIJMANS, ROBERT J. (2017): WorldClim 2. New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. In: *Int. J. Climatol* 37 (12), S. 4302–4315. DOI: 10.1002/joc.5086.
- FRANKLIN, JERRY F.; SHUGART, HERMAN H.; HARMON, MARK E. (1987): Tree death as an ecological process. In: *BioScience* 37 (8), S. 550–556.
- FRITTS, HAROLD C. (1976): *Tree rings and climate*. London: Acad. Pr.
- GEORGE, JAN-PETER; GRABNER, MICHAEL; CAMPELO, FILIPE; KARANITSCH-ACKERL, SANDRA; MAYER, KONRAD; KLUMPP, RAPHAEL T.; SCHÜLER, SILVIO (2019): Intra-specific variation in growth and wood density traits under water-limited conditions. Long-term-, short-term-, and sudden responses of four conifer tree

- species. In: *Science of The Total Environment* 660, S. 631–643. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.478.
- GÖTTLEIN, AXEL (2015): Grenzwertbereiche für die ernährungsdiagnostische Einwertung der Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Eiche, Buche. In: *Allg Forst Jagdztg* 186 (5/6), S. 110–116.
- GRISSINO-MAYER, HENRI D.; FRITTS, HAROLD C. (1997): The International Tree-Ring Data Bank: an enhanced global database serving the global scientific community. In: *The Holocene* 7 (2), S. 235–238. DOI: 10.1177/095968369700700212.
- HUANG, WEIWEI; FONTI, PATRICK; LARSEN, JØRGEN BO; RÆBILD, ANDERS; CALLESEN, INGEBORG; PEDERSEN, NANNA BJERREGAARD; HANSEN, JON KEHLET (2017): Projecting tree-growth responses into future climate. A study case from a Danish-wide common garden. In: *Agr Forest Meteorol* 247, S. 240–251. DOI: 10.1016/j.agrformet.2017.07.016.
- ICP FORESTS (2018): ICP Forests online database. International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests. Online verfügbar unter www.icp-forest.net, zuletzt geprüft am 06.08.2018.
- IGN (2016): L'inventaire forestier. Hg. v. Institut national de l'information géographique et forestière Inventaire forestier national. Online verfügbar unter <http://inventaire-forestier.ign.fr>, zuletzt geprüft am 13.10.2017.
- ITRDB (2018): International tree ring database. Geographic Region: Europa & North America. Online verfügbar unter <https://www.ncdc.noaa.gov/paleo-search/?dataTypeld=18>, zuletzt geprüft am 10.12.2018.
- KLEIN, T. (2015): Drought-induced tree mortality: from discrete observations to comprehensive research. In: *Tree Physiology* 35 (3), S. 225–228. DOI: 10.1093/treephys/tpv029.
- LÉVESQUE, MATHIEU (2013): Drought Response of Five Conifers Along an Ecological Gradient in Central Europe: a Multiproxy dendroecological analysis. dissertation. ETH-Zürich.
- LITTLE Jr, ELBERT L. (1971): Atlas of United States trees. Volume 1. Conifers and important hardwoods. Miscellaneous publication 1146. In: US Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC, S. 9.
- MANN, C. J. (2003): Observational research methods. Research design II: cohort, cross sectional, and case-control studies. In: *Emergency Medicine Journal* 20 (1), S. 54. DOI: 10.1136/emj.20.1.54.
- Mauri, ACHILLE; STRONA, GIOVANNI; SAN-MIGUEL-AYANZ, JESÚS (2017): EU-Forest, a high-resolution tree occurrence dataset for Europe. In: *Sci Data* 4, S. 160123. DOI: 10.1038/sdata.2016.123.
- MELLERT, KARL HEINZ; EWALD, J. (2014): Nutrient limitation and site-related growth potential of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) in the Bavarian Alps. In: *Eur J Forest Res* 133 (3), S. 433–451. DOI: 10.1007/s10342-013-0775-1.
- MELLERT, KARL HEINZ; LENOIR, JONATHAN; WINTER, SUSANNE; KÖLLING, CHRISTIAN; ČARNI, ANDRAŽ; DORADO-LIÑÁN, ISABEL et al. (2018): Soil water storage appears to compensate for climatic aridity at the xeric margin of European tree species distribution. In: *Eur J Forest Res* 137 (1), S. 79–92. DOI: 10.1007/s10342-017-1092-x.
- NIINEMETS, ÜLO; VALLADARES, FERNANDO (2006): Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate northern hemisphere trees and shrubs. In: *Ecological Monographs* 76 (4), S. 521–547. DOI: 10.1890/0012-9615(2006)076[0521:TTSDAW]2.0.CO;2.
- PRETZSCH, HANS (2009): Forest dynamics, growth and yield. From measurement to model. Berlin, London: Springer.
- R CORE TEAM (2018): R: A Language and Environment for Statistical Computing. Version R version 3.5.2. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Online verfügbar unter <https://www.R-project.org/>.
- RICHARDS, F. J. (1959): A flexible growth function for empirical use. In: *Journal of experimental botany* 10 (2), S. 290–301.

- SCHÜLER, SILVIO; FALK, WOLFGANG; KOSKELA, JARKKO; LEFEVRE, FRANCOIS; BOZZANO, MICHELE; HUBERT, JASON et al. (2014): Vulnerability of dynamic genetic conservation units of forest trees in Europe to climate change. In: *Glob Chang Biol* 20 (5), S. 1498–1511. DOI: 10.1111/gcb.12476.
- SCHWAIGER, SIMON (2016): Analyse der klimabedingten Standortpotentiale von Wälder – ein kartographischer Ansatz. Master thesis. Technische Universität München, München. Lehrstuhl für Waldwachstumskunde.
- SPEER, JAMES H. (2010): *Fundamentals of tree-ring research*: University of Arizona Press.
- SZABÓ, PÉTER; KUNEŠ, PETR; SVOBODOVÁ-SVITAVSKÁ, HELENA; ŠVARCOVÁ, MARKÉTA GABRIELA; KRÍŽOVÁ, LUCIE; SUCHÁNKOVÁ, SILVIE et al. (2017): Using historical ecology to reassess the conservation status of coniferous forests in Central Europe. In: *Conserv Biol* 31 (1), S. 150–160. DOI: 10.1111/cobi.12763.
- THORNTHWAITE, C. W. (1948): An Approach toward a Rational Classification of Climate. In: *Geographical Review* 38 (1), S. 55. DOI: 10.2307/210739.
- THUILLER, WILFRIED (2013): On the importance of edaphic variables to predict plant species distributions—limits and prospects. In: *J Veg Sci* 24 (4), S. 591–592.
- THÜNEN-INSTITUT (2012a): Dritte Bundeswaldinventur. Online verfügbar unter <https://bwi.info/Download/de/BWI-Basisdaten/>, zuletzt geprüft am 13.10.2016.
- THÜNEN-INSTITUT (2012b): Dritte Bundeswaldinventur - Ergebnisdatenbank. BWI-Basisdaten. Online verfügbar unter <https://bwi.info/Download/de/BWI-Basisdaten>, zuletzt geprüft am 11.09.2016.
- THURM, ERIC A.; PRETZSCH, HANS (2016): Improved productivity and modified tree morphology of mixed versus pure stands of European beech (*Fagus sylvatica*) and Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) with increasing precipitation and age. In: *Ann For Sci* 73 (4), S. 1047–1061. DOI: 10.1007/s13595-016-0588-8.
- THURM, ERIC ANDREAS; HERNANDEZ, LAURA; BALTENSWEILER, ANDRI; AYAN, SZEGIN; RASZTOVITS, ERVIN; BIELAK, KAMIL et al. (2018): Alternative tree species under climate warming in managed European forests. In: *Forest Ecol Manag* 430, S. 485–497. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.08.028.
- THURM, ERIC ANDREAS; METTE, TOBIAS; HUBER, GERHARD; UHL, ENNO; FALK, WOLFGANG (2017): Anbauempfehlungen - von der Forschung in die Fläche. In: *AFZ-Der Wald* (22), S. 19–23.
- TOMPPO, ERKKI O.; GSCHWANTNER, THOMAS; LAWRENCE, MARK; MCROBERTS, RONALD E. (Hg.) (2010): *National Forest Inventories*. Dordrecht: Springer Netherlands.
- VAN DER MAATEN, ERNST; HAMANN, ANDREAS; VAN DER MAATEN-THEUNISSEN, MARIEKE; BERGSMA, ALDO; HENGEVELD, GEERTEN; VAN LAMMEREN, RON et al. (2017): Species distribution models predict temporal but not spatial variation in forest growth. In: *Ecol Evol* 7 (8), S. 2585–2594. DOI: 10.1002/ece3.2696.
- WOOD, SIMON N. (2011): Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. In: *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Statistical Methodology)* 73 (1), S. 3–36. Online verfügbar unter <http://www.jstor.org/stable/41057423>.
- ZANG, CHRISTIAN; ROTHE, ANDREAS; WEIS, WENDELIN; PRETZSCH, HANS (2011): Zur Baumarteneignung bei Klimawandel: Ableitung der Trockenstress-Anfälligkeit wichtiger Waldbaumarten aus Jahrringbreiten. In: *Allg. Forst Jagdztg* 182 (5/6), S. 98–112.

Wind und Radialwachstum: Rückblick auf einen vier Jahre langen Baumverankerungsversuch mit Abspannseilen

*François Ningre
Centre INRA Grand Est - NANCY*

Kurzfassung

Der Wind ist als Störungsfaktor der forstlichen Ökosysteme gut bekannt, besonders in Europa, wo die Stürme bei weitem das bedeutendste Risiko für unsere Wälder darstellen. Es ist jedoch ebenso gut erwiesen, dass die lebenden Zellen der Bäume fähig sind, die durch den Wind bedingten, mechanischen Verformungen (Mechanosensing) wahrzunehmen und darauf mit einem veränderten Wachstum zu reagieren. Die Wuchsreaktion wird Thigmomorphismus genannt.

Trotz mancher experimenteller Untersuchungen mit Bäumen, die überzeugend sind, spielt bislang der Thigmomorphismus in der forstlichen Praxis kaum eine Rolle.

Allerdings sind die Beziehungen zwischen den biomechanischen Stimulationen und dem Wachstum von Bäumen bislang meistens anhand von Jungpflanzen, kleineren Bäumen oder Nadelhölzern aufgezeigt worden.

Demgegenüber ist die Frage der durch biomechanische Stimulation bedingten Wuchsreaktionen von größeren Laubbäumen noch weitgehend ungeklärt.

Vor diesem Hintergrund kann der Anfang 2015 im Staatswald „Haye“ (Lothringen) eingerichtete Versuch „Vent Eclair“ als neuartig bezeichnet werden im Hinblick auf:

die untersuchte Baumart Buche (hohe Reaktionsfähigkeit auf Durchforstungseingriffe);

das Entwicklungsstadium des Bestandes (Stangenholz mit 13,3 m Oberhöhe und einem Durchschnittsalter von 30 Jahren);

und schließlich der Kombination von Durchforstung und Baumverankerung mit Abspannseilen, um die biomechanischen Stimulationen zu verändern.

Der Versuch umfasst damit zwei experimentelle Faktoren: i) die Durchforstung (keine Durchforstung, Relative Density Index = 1 / Entfernen aller Konkurrenten innerhalb eines Radius von 4 m um die Versuchsbäume herum) und ii) die Baumverankerung mit Abspannseilen (keine Verankerung / Verankerung mit vom Kronenansatz ausgehenden Abspannseilen).

Für 40 Versuchsbäume (10 pro Behandlungsvariante) wird der Wachstumsverlauf erhoben.

Das Radialwachstum wurde für die ersten drei, klimatisch sehr unterschiedlichen Vegetationszeiten seit der Versuchsbegründung analysiert. Das Jahr 2015 zeichnete sich dabei durch einen hohen sommerlichen Trockenstress aus.

Die Verankerung reduzierte unmittelbar sowie in erheblicher und nachhaltiger Weise das jährliche Radialwachstum aller Versuchsbäume (ob sie freigestellt wurden oder nicht) um 21 % bis 77 %.

Einfluss von Alter und Wetter auf das Wachstum und die Holzanatomie junger Fichten

Thomas Seifert^{1, 2, 3}, Stefan Seifert², Thomas Grahn⁴, Lars Olsson⁴, Maria Rosario García-Gil⁵,
Bo Karlsson⁶, Sven-Olof Lundqvist⁷

¹ Professur für Waldwachstum, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg,

² Scientes Mondium UG (haftungsbeschränkt), Ruppertskirchen, Germany

³ Dept. of Forest and Wood Science, Stellenbosch University, Südafrika,

⁴ RISE Bioeconomy, Box 5604, SE-114 86 Stockholm, Schweden

⁵ Dept. of Forest Genetics and Plant Physiology, SLU, Umeå Plant Science Centre (UPSC), Umeå, Schweden

⁶ Skogforsk, Ekebo 2250, SE-268 90 Svalöv, Schweden

⁷ IIC, Rosenlundsgatan 48B, SE-11863 Stockholm, Schweden

Zusammenfassung¹

Das jährliche Dickenwachstum sowie die Faser- und Holzeigenschaften der Fichte stehen unter substanziellem genetischem Einfluss, aber vor allem auch unter dem Einfluss von Alter und Witterung. Die Wachstumsgrößen verändern sich besonders im jungen Alter recht dynamisch. Die meisten Züchtungsprogramme bei Bäumen basieren auf Daten aus genau dieser dynamischen Phase. Analysen an jungen Bäumen sind jedoch viel stärker von kurzfristigen, zeitlich-räumlichen Witterungsunterschieden beeinflusst als lange Zeitreihen.

In der vorgestellten Arbeit wurden Alters- und Witterungseinflüsse an Jahresringen und auf der Ebene von Früh-, Übergangs- und Spätholz untersucht und modelliert. Die verwendeten Daten stammen aus Bohrkernanalysen, die im Alter von 21 Jahren von fast 6000 Fichten aus einem Fichtenherkunftsversuch an zwei Standorten in Südschweden gewonnen worden waren. Es wurden als Variablen das radiale Dickenwachstum, die Zellbreite, die Zellanzahl, die Zellwandstärke und die "Coarseness" als Maß für die Biomasseallokation auf Zellebene untersucht. Allgemeine additive gemischte Modelle (GAMMs) wurden angepasst, um die Einflüsse von Alter, Temperatur und Niederschlag zu modellieren. Die besten Modelle wurden für die Anzahl der pro Jahr gebildeten Tracheiden, die Jahrringbreite, die durchschnittliche radiale Tracheidenbreite im Frühholz und die Ringmittelwerte für die tangentielle Tracheidenbreite und die Coarseness ermittelt. In Anbetracht der vielen Varianzquellen war die erklärte Variabilität gut. Für alle Merkmale wurden parallel Modelle entwickelt, die das Gesamtbaumalter oder alternativ das Kambialalter (Ringnummer) verwendeten. Vergleiche deuten darauf hin, dass die Anzahl der Zellteilungen und die Ringbreite unter stärkerer Kontrolle des Baumalters stehen, während die anderen Merkmale unter stärkerer Kontrolle des Kambialalters stehen. Die Modelle bieten eine Grundlage für die Verfeinerung der Daten vor einer genetischen Analyse, indem sie geschätzte Unterschiede zwischen Standorten und Jahren kompensieren, die sich auf Alter und Witterung und nicht auf die Genetik beziehen. Weitere Anwendungsmöglichkeiten sind die Vorhersage der Leistung von Genotypen in Bezug auf Standort oder Klimaszenarien für die Holzentwicklung.

1. Hintergrund und Ziele

Die Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.) ist die dominierende Nadelholzart in Europa und stellt eine Waldressource dar, die für Umwelt, Gesellschaft und Industrie von entscheidender Bedeutung ist (BERGH et al. 2005). So nehmen die Initiativen zur Verbesserung der Leistung der Fichte durch Züchtung zu, die sich mit Aspekten wie dem Biomassezuwachs und Holzeigenschaften befassen, die für traditionelle Vollholz- und Faserprodukte wichtig sind, sowie für innovative neue Produkte, wie neue biobasierte Materialien, Kraftstoffen und Chemikalien (BENNICH und BELYAZID 2017). Daher ist es unerlässlich, die Wirkkräfte besser zu verstehen, die die Holzbildung steuern und dadurch das Volumen- und Biomassezuwachs sowie die Holzeigenschaften definieren. Von besonderem Interesse ist in diesem Zusammenhang die Unterscheidung von bauminternen Einflüssen wie etwa durch das Baumalter und die Genetik im Gegensatz zu externen Einflussgrößen wie etwa durch Standort und Witterung, die sich mit dem Klima in Zukunft ändern dürften. Das Ausmaß und das Muster der Reaktion auf diese Faktoren sind ein wichtiger Teil des Verständnisprozesses und mit den Prozessen der Holzbildung eng verbunden.

¹ Der Artikel ist eine gekürzte Version des englischen Artikels Lundqvist et al. (2018), erschienen im European Journal of Forest Research.

Um die Effizienz in der Baumzucht zu erhöhen, sollte die Selektion der Bäume für die nächste Generation an Zuchtbäumen vorzugsweise früh, im Alter von 6-12 Jahren, erfolgen. In diesem Alter befinden sich Wachstum und Eigenschaften allerdings in einer sehr dynamischen Phase. Trotz einiger wissenschaftlicher Beiträge, die sich speziell auch mit der Entwicklung von Holzeigenschaften in diesem jungen Wachstumsstadium beschäftigten (OLSSON 1977, LEWARK 1981, LINDSTRÖM 1998), wurde der frühen Dynamik der Tracheid-Entwicklung bislang zu wenig Aufmerksamkeit geschenkt. Dies ist erstaunlich, wenn man bedenkt, dass ein großer Teil der Forschung in der Baumzucht und -genetik auf Daten von Bäumen in dieser Wachstumsphase beruht.

FONTI et al. (2010) beschreiben den Einfluss von Umweltsignalen auf die intraannuellen Veränderungen von Tracheiden. Ein Schlüssel zur Aufklärung der Auswirkungen interner und externer Wachstumsfaktoren ist sicher die Holzbildung (Xylogenese), die mehrere Schritte umfasst (PLOMION et al. 2001, VAGANOV et al. 2006, RATHGEBER et al. 2016):

(a) Zellteilung aus dem vaskulären Kambium, (b) Expansion der Zellen (Zellwandstreckung), (c) Allokation von Biomasse zur Verdickung der Zellwand. Diese zellindividuelle Biomasseallokation lässt sich mit der Coarseness (Biomasse/Längeneinheit) der Zelle beschreiben. (d) Nach der Zellwandverdickung sind die Tracheiden voll differenziert, der Protoplast stirbt ab und die Zelle wird dadurch voll leitfähig. Da während der überwiegenden Zeit der Wachstumsaison neue Zellen gebildet werden, finden Zellteilung, Expansion und Wandverdickung und Absterben des Protoplasten für verschiedene Zellen parallel statt, wobei jeder Prozess der Zellbildung von Witterungsschwankungen beeinflusst wird. Unterschiedliche Wirkungen von internen und externen Faktoren definieren somit die innerhalb des Rings auftretenden Variationen der Zell- und Holzeigenschaften und damit auch das radiale Dickenwachstum und können in quantitativen anatomischen Analysen nachgewiesen werden.

In der älteren Literatur zum Thema wurden Variationen innerhalb des Jahrrings beschrieben, indem die Ringe in zwei Teile, Frühholz (FH) und Spätholz (SH), unterteilt wurden, definiert durch die Tracheidenbreite und Dichte. Die am häufigsten verwendete anatomische Definition von FH und SH wurde von MORK (1928) vorgeschlagen, der einen Übergangspunkt festlegte, an dem die doppelte Tracheidenwandstärke in radialer Richtung dem Lumendurchmesser entspricht. Eine solche Beschreibung der innerhalb eines Ringes auftretenden Variation mit zwei Teilen liefert jedoch keine qualitativ hochwertigen Informationen über den innersten und äußersten Teils jedes Ringes Teile mit relativ stabilen Eigenschaften, denn die Holzeigenschaften der beiden weniger plastischen Teile werden durch den Übergangsteil dazwischen beeinflusst, der sich oft über einen beträchtlichen Teil des Rings erstreckt und dessen Breite und Eigenschaften seinerseits stark von den Witterungsschwankungen während der Saison der Holzbildung beeinflusst werden. Daher wurde von OLSSON et al. (1998) ein drittes Kompartiment im Jahrring ausgeschieden und als Übergangsholz (ÜH) bezeichnet, das diesen plastischen und stark witterungsbeeinflussten Teil widerspiegelt. Alternative Definitionen des Begriffs wurden später unter anderem von PARK und SPIECKER (2005) sowie CUNY und RATHGEBER et al. (2016) verwendet.

In diesem Artikel liegt der Fokus im Gegensatz zu den meisten publizierten Artikeln auf der Entwicklung junger Fichten von Erreichen der Brusthöhe bis zum Alter von 21 Jahren. Die Arbeit basierte auf Daten von fast 6000 Fichten von insgesamt 524 Mutterbäumen mit dokumentierter Herkunft. Die Proben wurden mit SilviScan (EVANS 1994, 2006) bei Innventia (Stockholm, Schweden), heute Teil der RISE Bioeconomy, analysiert und liefern hochauflösende Informationen über intra- und interannuelle Schwankungen und wurden kombiniert mit meteorologischen Daten über die Witterung im selben Zeitraum.

Ziel dieser Studie war die Beantwortung der Fragestellung, wie das Alter und die Witterung das Dickenwachstum und die anatomischen Holzeigenschaften während der verschiedenen Phasen der Vegetationsperiode beeinflussen. Zu diesem Zweck wurden verschiedene holzanatomische Merkmale statistisch als Mittelwert der Jahresringe und ihrer Anteile an Frühholz (FH), Übergangsholz (ÜH) und Spätholz (SH) modelliert. Die Modelle sollten eine Verwendung für weitere Untersuchungen des genetischen Einflusses auf Wachstum und Eigenschaften ermöglichen.

Ein Ziel war es dabei, die Auswirkungen der Witterung in bestimmten Jahren an verschiedenen Versuchsflächen abzuschätzen. Die Schätzungen sollten für die Harmonisierung der Daten über die Unterschiede zwischen den Standorten und Jahren nützlich sein.

2. Material und Methoden

2.1 Material

Geografische Lage und Versuchsplanung

Das Pflanzenmaterial stammt von 5618 Fichten, die an zwei Untersuchungsorten in Südschweden entnommen wurden: Höreda (Länge 15°04' E, Breite 57°06' N, Höhe 225m) und Erikstorp (Länge 13°90' E, Breite 56°80' N, Höhe 155m). Die Standorte wurden von Skogforsk im Frühjahr 1990 als unvollständiges randomisiertes Blockdesign mit Einzelbaumparzellen in einem einheitlichen Pflanzabstand von 1,4 x 1,4 m angelegt.

Standortbedingungen

Beide Standorte haben ähnliche Bodentypen ausgehend von sandig-schluffigen Moränenuntergrund, die für die Fichtenwälder in Südschweden typisch sind. Der südliche Standort Erikstorp weist aufgrund der besseren Wasserverfügbarkeit, der höheren Fruchtbarkeit und der längeren Vegetationszeit einen etwas höheren Standortindex auf. Die wichtigsten Wachstumsdeterminanten an den untersuchten Standorten sind sicherlich die Temperatur und der Zugang zu Wasser. Die Sonneneinstrahlung bildet einen dritten wichtigen Wachstumsfaktor. Die Strahlung wird jedoch stark von der räumlichen Position der Bäume und ihrer individuellen Konkurrenz im Kronenraum beeinflusst. Da nur begrenzte Informationen über die Höhe der

umliegenden Bäume verfügbar waren, konnte Kronenkonkurrenz nicht als Variable in der Modellierung verwendet werden. Es wurde jedoch davon ausgegangen, dass das Ranking auf Familienebene aufgrund der Analyse von Residuen und des randomisierten Designs der Experimente durchgeführt werden kann. Die monatlichen Temperatur- und Niederschlagswerte der beiden Standorte wurden vom Schwedischen Meteorologischen und Hydrologischen Institut (SMHI 2016) ermittelt. Abbildung 1 veranschaulicht die Durchschnittswerte der Temperatursummen und Niederschläge in der Vegetationszeit von 1990 bis 2010. Die Vegetationszeit ist an der Versuchsfläche Höreda, die sich auf einer höheren Lage befindet, im Durchschnitt 160 Tage, verglichen mit 174 Tagen für Erikstorp, deutlich kürzer. Es sind die Temperatur- und Niederschlagssummen über alle jährliche Vegetationszeiten dargestellt. Weitere Details zu den Studienstandorten siehe CHEN et al. (2014).

Genetisches Material und waldbauliche Behandlung

Die Bäume stellten 524 offen bestäubte Halbgeschwister-Familien aus Samen dar, die von Plusbäumen aus südschwedischen Anbauten geerntet wurden. Der genetische Ursprung reicht von schwedischen bis hin zu baltischen, russischen und deutschen Provenienzen. Alle 524 Mutterklone existieren in Klonarchiven. Sechs Bäume pro Familie und Versuch wurden nach dem Zufallsprinzip unter gesunden Bäumen, die nach einer früheren Durchmesserermittlung nicht unterdrückt wurden ausgewählt. Im Jahr 2010 wurden diese durch Skogforsk mit zwei 12-mm-Bohrkernen in Brusthöhe (1,3 m) beprobt. Mit einigen Verlusten im Rahmen der Probenvorbereitung bis zu den fertigen Datensatz führte dies schließlich zu Daten über durchschnittlich 5,4 Bäume pro Familie und Standort für die Analyse von Holzeigenschaften. Eine sehr schwache Niederdurchforstung mit der Entnahme von unterdrückten

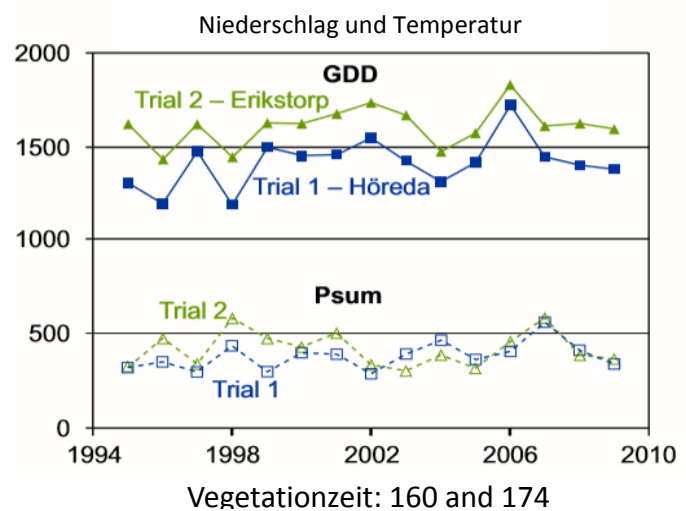


Abbildung 1: Temperatursummen (GDD) und Niederschlagssummen (Psum) über die Vegetationszeiträume dargestellt.

Bäumen wurde einige Jahre vor der Kernprobe durchgeführt. Das Material und die Probenahme sind in CHEN et al. (2014) näher beschrieben.

2.2. Methoden

Messung der ZuwachsvARIABLEN und quantitative Holzanatomie

Aus den Bohrkernen wurden 2 mm dicke radiale Probenstreifen vom Mark bis zur Rinde geschnitten und mit SilviScan auf die radiale Variation in verschiedenen Wachstums-, Holz- und Tracheideneigenschaften in einer räumlichen Auflösung von 25 μm analysiert. SilviScan wurde für die schnelle Analyse auf Jahresringbasis und innerhalb des Rings entwickelt, unter Verwendung automatisierter und integrierter Röntgen- und Mikroskopiemessungen, Bild- und Datenanalysen (EVANS 1994, 2006). Die hohe Effizienz der Analyse ermöglicht es, eine große Anzahl von Proben zu untersuchen. Das Instrument wird seit 2004 weltweit bei entsprechenden Analysen bei Nadelholz (LINDSTRÖM et al. 1998; DOWNES et al. 2002; LUNDGREN 2004; HAVIMO et al. 2007; KOSTIAINEN et al. 2009; MACLEAN et al. 2010; PIISPANEN 2013; FRIES et al. 2014) und bei Laubholz (KOSTIAINEN et al. 2013; LUNDQVIST et al. 2017) erfolgreich eingesetzt. Die Analysen im vorliegenden Projekt konzentrierten sich neben dem Radialzuwachs auf die Tracheidenanzahl, den Zellquerschnitt in radialer und tangentialer Richtung, die Coarseness und die Zellwandstärke. Dazu wurden die 5618 Fichtenprobenkörper auch optisch gescannt, um automatisch Mikroskopbilder aufzunehmen, die sich von Mark bis Rinde jeder Probe erstrecken. Anschließend wurden die Streifen der Synchronisation anhand von intraanuellen Schwankungen der Holzdichte bei gleicher radialer Auflösung gescannt, gefolgt von der Berechnung der entsprechenden Daten für die tracheidale Coarseness, Wanddicke, Biomasse und anderer Merkmale. Die Coarseness ist definiert als die Trockenmasse pro Längeneinheit der Tracheiden ($\mu\text{g}/\text{m}$). Nach der Messung befand sich das Holz im Gleichgewicht mit der Atmosphäre des klimatisierten Labors mit einem Feuchtigkeitsgehalt von etwa 8%. Es ist wichtig zu erwähnen, dass diese Werte die Coarseness der Tracheiden in situ im Holz darstellen und nicht für chemisch mazerierte Tracheiden, aus denen ein beträchtlicher Teil der Substanz gelöst wurde.

Definition von Jahresringen und deren Teilen

Die Differenzierung der Reaktionen in verschiedenen Teilen des Jahresrings war ein erklärtes Ziel dieses Projekts. Aus den radialen Schwankungen der Holzdichte, insgesamt für ca. 300.000 Ringe und Ringkompartimente, wurden die Positionen aller Jahresringe und ihrer Teile FH, ÜH und SH bestimmt. Die Ringgrenzen wurden algorithmisch bei den steilen Dichteabfällen an der Schnittstelle zwischen SH und FH des nächsten Jahres festgelegt. Danach wurde eine "20-80"-Dichte-Schwellenwertdefinition angewendet, um drei Dichtezonen innerhalb jedes Rings zu trennen. Für jeden Ring wurde dazu zuerst die Spanne von der minimalen bis zur maximalen Dichte bestimmt. Die Zone von 0 bis 20% der Spanne wurde als FH definiert, der Teil von 80 bis 100% als SH und der Teil dazwischen als ÜH, siehe Abbildung 2. Diese Methode wurde von OLSSON et al. 1998 (zunächst als "20-50") eingeführt, um eine bessere Beschreibung der Variationen in der statistischen Verteilung von Holz- und Fasereigenschaften für Zellstoff- und Papieranwendungen zu

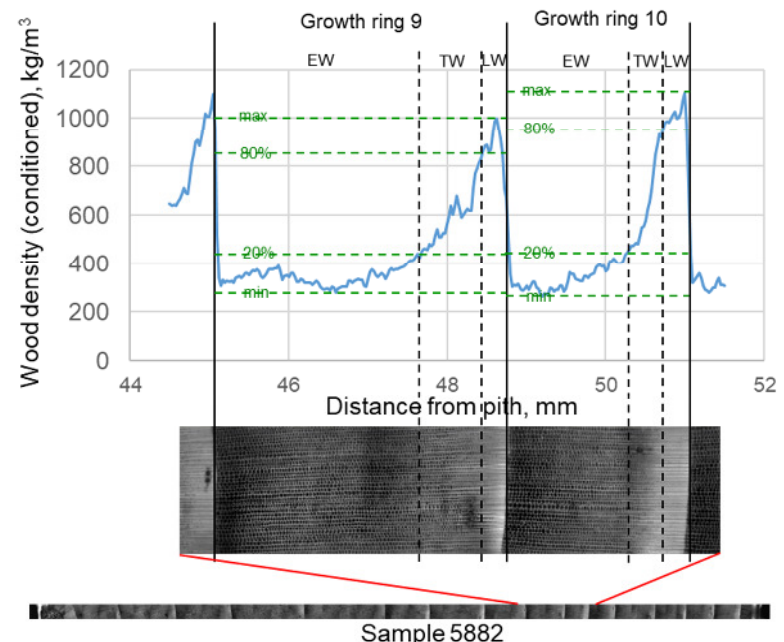


Abbildung 2: Veranschaulichung der Dichtegrenzwerte für die Bestimmung von Frühholz (EW), Übergangsholz (TW) und Spätholz (SH) aus den densitometrischen Röntgenbildern (Graustufen wurden invertiert, um die höchsten Dichten in hellen Farben darzustellen) aus LUNDQVIST et al 2018.

Abbildung 2. Diese Methode wurde von OLSSON et al. 1998 (zunächst als "20-50") eingeführt, um eine bessere Beschreibung der Variationen in der statistischen Verteilung von Holz- und Fasereigenschaften für Zellstoff- und Papieranwendungen zu

ermöglichen, ist aber auch in den Holzwissenschaften weit verbreitet (KOSTIAINEN et al. 2009; FRANCHESCINI et al. 2012; FRIES et al. 2014; HONG et al. 2014).

Berechnung unabhängiger Variablen

Die unabhängigen Variablen wurden in interne und externe Variablen aufgeteilt, wobei die erstere durch den internen Wachstumsrhythmus des Baumes (Alter) bestimmt ist, die zweiten extern durch die Witterung. Genetische Effekte wurden nicht explizit als fixe Effekte modelliert, sondern als zufällige Effekte berücksichtigt.

Meistens wird die Variation des Wachstums und der Holzeigenschaften von Bäumen über das Alter aus Proben untersucht, die in Brusthöhe (1,3 m) entnommen wurden. Diese werden üblicherweise in Bezug mit der Jahrringstruktur (Anzahl), die das Kambialalter (KA) ausdrückt, gesetzt. Das KA repräsentiert nicht das volle Alter des Baumes, da der Baum zuerst die Brusthöhe erreichen muss, angetrieben durch die Entwicklung des apikalen Meristems, das das Höhenwachstum und die Sprossausdehnung bestimmt. Folglich hat das apikale Meristem bereits ein bestimmtes Alter, wenn es die Brusthöhe erreicht. Die zweite Komponente des Wachstums ist das vaskuläre Kambium, das durch das apikale Meristem gebildet wird und das radiale Wachstum von Stamm und Trieben hervorruft. Infolgedessen ist das apikale Meristem mehr mit dem gesamten physischen Baumalter (BA) verwandt, während das kambiale Alter mit der Höhe entlang des Baumstamms variiert und sich auf das Baumalter bezieht, in dem das vaskuläre Kambium gebildet wurde. Wir haben beide Variablen, das Gesamtbaumalter und das Kambialalter, auf ihren Einfluss getestet.

Aufgrund fehlender phänologischer Daten über den Beginn des Stammdurchmesserwachstums auf den Versuchsfeldern musste die Vegetationszeit geschätzt werden. Der Beginn und das Ende des Wachstums kann mit verschiedenen Ansätzen unterschiedlicher Komplexität modelliert werden (z.B. RÖTZER et al. 2004, KORPELA et al. 2008). Es wurde ein einfacher, temperaturbasierter Ansatz gewählt. Der Beginn der Wachstumsperiode wurde am Tag definiert, an dem eine Temperatursumme von 70 Growing Degree Days erreicht war, einem Durchschnittswert, der auf der Grundlage der von KALLIOSKI et al. (2013, Tabelle 5) publizierten Werte berechnet wurde. Die GDD wurden nach MCMMASTER und WILHELM (1997) bestimmt (Gleichung 1):

$$\sum_{n=1}^i \left(\left(\frac{T_{\max} + T_{\min}}{2} \right) - T_{\text{base}} \right) \quad \text{Gleichung 1}$$

wobei T_{\max} und T_{\min} die maximale und minimale tägliche Temperatur sind und die Basistemperatur T_{base} bei 5°C gewählt wurde, gemäß früheren phänologischen Studien von SCHMITT et al. (2004) und GRUBER et al. (2009), wie von PRISLAN et al. (2013) vorgeschlagen.

Das Ende der Vegetationsperiode wurde als der Tag definiert, an dem die tägliche Durchschnittstemperatur nur noch einen Höchstwert von 5°C erreichte. Dabei musste das Ende der Vegetationszeit mindestens 150 Tage nach dem Beginn liegen, um zu vermeiden, dass Kälteperioden im Frühjahr die modellierte Vegetationszeit zu früh beenden. Auf diese Weise wurden gemeinsame Messungen für GDDs in den jährlichen Vegetationsperioden berechnet, um sie als unabhängige Variable zu verwenden.

Die berechneten Niederschlagssummen wurden auch auf die zuvor definierte Vegetationszeit beschränkt, unter der Annahme, dass nach dem Winter ein ausreichendes Wasserreservoir im Boden vorhanden wäre, damit die Bäume wachsen können. Modelle, die auf verschiedenen Aggregationen von Witterungsvariablen basieren, wurden für die Auswahl der Modellstrukturen verglichen, die am besten zu den Zielen passen, wie z.B. jährliche Summen von GDD und Niederschlagssumme sowie der DMI und Summen von einer, zwei, drei und vier Wochen. Als weiteres Aggregat wurde die Vegetationslänge relativ in vier Quartale aufgeteilt und die Quartalswerte zu den getesteten Kandidatenvariablen hinzugefügt. Um verschiedenen Startzeitpunkten der Vegetationszeit gerecht zu werden, wurden die Periodensummen ab Beginn der Vegetationszeit und nicht als Kalenderwerte berechnet.

Statistische Modellierung

Die Modellierung zielte hauptsächlich darauf ab, biologisch/physikalisch sinnvolle Einflussgrößen zu identifizieren, anstatt zu versuchen, ein Modell mit dem höchsten Vorhersagewert anzupassen. So

wurde ein generischer Modellierungsansatz angewendet, der es ermöglichte, die Auswirkungen eines Satzes von identifizierten Einflussgrößen auf die definierten verschiedenen Antwortgrößen im Vergleich zu vergleichen.

Der letzte 2010 gebildete Baumring wurde in der Analyse ausgeschlossen, da nicht alle Proben zur gleichen Zeit des Jahres entnommen wurden, so dass für einige Proben die Bildung von Spätholz aus dem Jahr 2010 unvollständig war. Die dem Mark am nächsten liegende Holzmatrix zeigt eine radiale Organisation mit stark gekrümmten Ringen. Es ist mit den angewandten Methoden weder möglich, mit Röntgenstrahlen durch das 2 mm dicke Probenband Dichteinformationen über die Eigenschaften in radialer und tangentialer Richtung abzuleiten, noch den Mittelwert für Ringe und deren Teile genau zu berechnen. Daher wurden auch Baumringe im Umkreis von 2 mm um das Mark von der Analyse ausgeschlossen.

Ein gemischtes additives generalisiertes Modell (GAMM) wurde verwendet, um die Beziehungen zwischen Baumalter und Witterung mit dem Wachstum und holzanatomischen Variablen des Baumes auf Ring- und Intra-Ring-Ebene zu modellieren. Die Modellentwicklung erfolgte in zwei Schritten. Zuerst wurden die relevanten festen Effekte identifiziert. Um die am stärksten korrelierten Variablen auszuwählen, wurde eine partielle Korrelationsanalyse durchgeführt. Traditionelle multiple lineare Regressionen mit automatischer Variablenauswahl wurden verwendet, um nach einem vernünftigen Satz von Variablen zu filtern und nur diejenigen auszuwählen, die ein generisches Verhalten für die meisten Antwortvariablen zeigten.

In einem zweiten Schritt wurden diese Variablen in ein generalisiertes additives Modell (GAM) eingebracht, das zu Beginn ohne Zufallskomponente entwickelt wurde. Bei der Auswahl der Modelle wurden Akaiikes Informationskriterium (AIC), der Bestimmungsgrad (R^2) und die Devianz verwendet. Residuendiagramme wurden benutzt, um Ausreißer zu identifizieren und auf eine mögliche Verzerrung in den Modellen zu überprüfen. Zum Regressionsausgleich wurden kubische Splines verwendet. Sie waren im Allgemeinen auf einen maximalen Freiheitsgrad von drei beschränkt, um das allgemeine Reaktionsmuster zu enthüllen, ohne dem Spline zu viel Flexibilität zu verleihen.

Nachdem die Variablen, die zu den fixen Effekten beitragen, endgültig ausgewählt wurden, wurde in einem dritten Schritt ein Zufallsmodellteil als hierarchisches (nested) Modell hinzugefügt. Dieser Modellteil enthielt die zufälligen Effekte, die in der Familie verschachtelte Kennung des einzelnen Baumes, die die genetische Mutter jedes Baumes darstellte. Auf diese Weise wurden die Variabilität innerhalb und zwischen den Bäumen modelliert und die geklumpfte Datenstruktur berücksichtigt. Eine autoregressive Kovarianzstruktur (AR1) wurde eingeführt, um serielle Autokorrelationen zwischen den Jahren zu berücksichtigen. Es lieferte bessere Modelle als eine einfache Identitätsstruktur. Standardisierte Residuen von größer oder kleiner als 10 wurden als Ausreißer entfernt.

Alle Modellierungen wurden mit der GAM und der GAMM-Funktion des mgcv-package (WOOD 2011) mit R (R CORE DEVELOPMENT TEAM 2017) durchgeführt. Die Regressionen wurden auf der Grundlage von Maximum-Likelihood-Schätzungen angepasst, um erweiterte Möglichkeiten für den Einsatz von AIC und Maximum-Likelihood-Tests zum Vergleich der Modelle zu bieten.

Wie bereits erwähnt, war das Hauptziel, bestmögliche Informationen über die Einflüsse von Alter und Witterung zu erhalten, und nicht die bestmögliche Anpassung an Wachstums- und Immobiliendaten. Daher wurden nur Alter, GDD und Niederschlag während der vier Teile der Wachstumssaison in den festen Teil des Modells aufgenommen. Das resultierende generalisierte additive Mischmodell (GAMM) mit kubischen Regressionsspline-Funktionen und einem AR1 autoregressiven Element im zufälligen Teil, dem hierarchischen Zufallsteil mit Baum (i) innerhalb der Familie (j), ist in Gleichung 2 dargestellt.

$$y_{ji} = \beta_0 + f_1(\text{age}_{ji}) + f_2(\text{GDD}_{ji}) + f_3(\text{PQ1}_{ji}) + f_4(\text{PQ2}_{ji}) + f_5(\text{PQ3}_{ji}) + f_6(\text{PQ4}_{ji}) + \beta_j + \beta_{ji} + \varepsilon_{ji} \quad \text{Gleichung 2}$$

wobei die Restvarianz ε_{ji} um Null normalverteilt ist, wobei die AR1-Korrelation gegeben ist durch

$$\rho(\varepsilon_{ji}, \varepsilon_{jk}) = \varphi^{\text{age}_{ji} - \text{age}_{jk}}$$

und β_0 (Intercept), β_j , β_{ji} für Regressionskoeffizienten, f_1 bis f_6 für die kubische Splines als Ausgleichfunktionen für die Regression steht. Alter steht entweder für das Kambialalter oder

Baumalter, GDD für die Wachstumsgradtage in der Gesamtvegetationsperiode, während PQ1 bis PQ4 für die Niederschläge in den vier Quartalen der Vegetationsperiode stehen.

Die im Folgenden vorgestellten und diskutierten Schätzungen sind die Summen des Basiswertes (y -Achsenabschnitt) (β_0) und den verschiedenen Spline-Funktionen f_1 bis f_6 , während die Begriffe $\beta_j + \beta_{ji} + \epsilon_{ji}$ in diesem Artikel als kombinierter Rest behandelt werden, ausgedrückt mit den R^2 -Werten. Die Teile der Residuen, die sich auf Familien (β_j) und einzelne Bäume innerhalb von Familien (β_{ji}) beziehen, werden in weiteren genetischen Studien genutzt.

3. Ergebnisse

Modellierung der Alters- und Witterungseffekte

Die Entwicklungen mit Alters- und Witterungsfaktoren wurde im GAMM über die Spline-Funktionen beschrieben, welche die Veränderungen bezüglich die Basiswerte (Intercepts) mit der Änderung des jeweiligen betrachteten Faktors zeigen. Diese Basiswerte unterscheiden sich je nach Merkmal und zwischen den Durchschnittswerten für Ringe, FH, ÜH und SH. Die Wirkungen der getesteten Einflussvariablen sind in Abbildung 3 illustriert.

In allen Plots von Spline-Funktionen im Zusammenhang mit Witterungseffekten wurden drei vertikale Linien eingeführt. Die mittlere vertikale Linie zeigt das mittlere Jahreswitterung im Datensatz an, die äußeren die 10%- und 90%-Quantile der Ereignisse. Effekte, die außerhalb dieser Linien angegeben sind, sollten nur mit Vorsicht interpretiert werden. In den folgenden Abschnitten werden Temperatur- und Niederschlagssummen, die noch innerhalb der 10-90-Quantilsbereichs liegen, aber in der Nähe der Quantilslinien als niedrig und hoch bezeichnet. Für alle witterungsabhängigen Faktoren zeigen die Splines an, dass die Einflüsse der Medianwerte der Faktoren nahe Null lagen, was bedeutet, dass die mittlere Witterung zu Spline-Werten nahe der Basislinie führen würde.

Tracheidenanzahl

Die Anzahl der Tracheiden bestimmt mehr als die Tracheidengröße den Durchmesserzuwachs des Baumes und ist deshalb eine besonders wichtige Größe. Abbildung 3a stellt die resultierenden Modelle für die Anzahl der Tracheiden dar, die im Laufe des Jahres in radialer Richtung gebildet wurden, zusammen mit der Anzahl der Tracheiden in FH, ÜH und SH. Die Basiswerte (Intercepts) für den gesamten Jahrring, FH, ÜH und SH waren 120, 60, 47 und 11. Entsprechend der altersbezogenen Splines treten diese Basiswerte bei einem Gesamtbaumalter von ca. 12 Jahren auf, wobei die Kurve die Nulllinie kreuzt. Das Modell für den gesamten Jahrring zeigt, dass die Bäume, die im Alter von 5 Jahren die Brusthöhe erreicht haben, im Durchschnitt 125 Tracheiden mehr als dieser Durchschnitt gebildet hatten, also insgesamt 245. Die Zahl der Zellen in radialer Richtung sinkt dann linear bis auf durchschnittlich etwa 30 über dem Basiswert im Alter von 10 Jahren. Im Alter von 15 Jahren wird ein Niveau von etwa 40 Zellen unterhalb des Basiswerts erreicht, d.h. im Durchschnitt bilden sich 80 Tracheiden in radialer Richtung pro Jahr. Die Modelle zeigen, dass die radiale Anzahl der Tracheiden in FH bei allen untersuchten Altersgruppen weiter abnimmt, während bei SH die Abnahme bei etwa 14 Jahren endet. Dies führt dazu führen, dass in späteren Jahren ein wachsender Anteil an SH-Tracheiden auftritt.

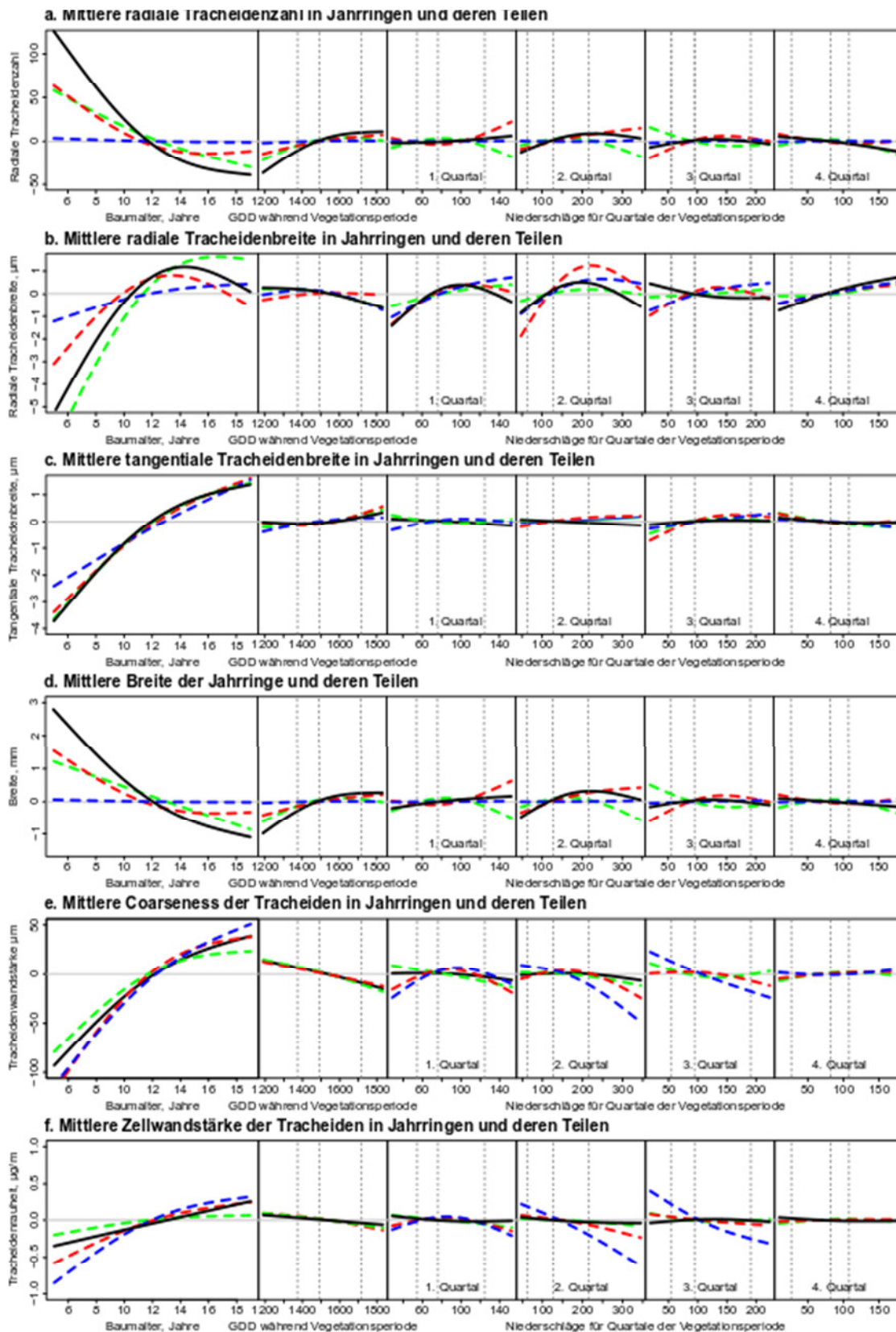


Abbildung 3: Spline-Funktionen für die modellierten Merkmale: Alterseinflüsse links, anschließend die der GDD, und rechts davon die vier Niederschlagssummen der Viertel der Vegetationszeit. Splines werden separat für Effekte auf Ringebene (fett schwarz) und für SH, ÜH und SH (gestrichelte Kurven in grün, rot und blau) entlang einer gemeinsamen Nulllinie dargestellt. Summiert man den Intercept sowie die Beiträge der Spline aller Effekte auf, erhält man die Gesamtschätzung des Modells.

Das Modell zeigt einen positiven GDD-Effekt von etwa -15 bis +15 Tracheiden über die gesamte Spanne der beobachteten GDD-Werten, wobei die 10% extremsten Ereignisse an beiden Enden ausgeschlossen sind. Bei niedrigen GDD wurde der Rückgang der Tracheidenzahl etwa zu gleichen Teilen durch den Rückgang im FH und SH verursacht, während bei hohem GDD der Anstieg sich hauptsächlich im ÜH widerspiegelt. Darüber hinaus deuten die Splines für Niederschlagssummen auf einen ähnlich positiven Einfluss hoher Niederschläge im zweiten Quartal der Vegetationsperiode hin (Q2 = große Teile von Juni und Juli), während eine Trockenperiode in diesem Zeitraum negativen Einfluss hatte. Die Auswirkungen der Schwankungen von GDD und Niederschlag im zweiten Quartal auf das radiale Wachstum entsprachen jeweils $\pm 0,3$ bis $\pm 0,4$ mm pro Jahr. Es gibt auch ein antagonistisches Muster der Zellzahlen in FH und SH in Abhängigkeit von |Niederschlagssummen.

Tracheidenbreite

Die Tracheidenbreite bestimmt das Durchmesserwachstum ebenfalls, wenn auch in geringerem Maße als die Tracheidenzahl. Abbildung 3b veranschaulicht die entsprechenden Auswirkungen auf die radialen Tracheidenbreiten im Verhältnis zu ihren Basisbreiten von 29, 32, 27 und 20 μm im Gesamttring, FH, ÜH und SH. Die modellierten radialen Tracheidenbreiten von Bäumen, die im Alter von 5 Jahren die Brusthöhe erreichen, sind im Durchschnitt 5 μm schlanker als der Basiswert, während die der im Alter von 14 Jahren gebildeten Bäume 1,2 μm breiter sind als der Basiswert von 29 μm . Im höheren Alter beginnt der Alterseffekt auf der Ebene des Jahrrings leicht abzunehmen. Die Altersauswirkungen auf die Tracheiden im FH waren größer als auf Ringebene, aber kleiner für die im ÜH. Die radialen Breiten der SH-Tracheiden nehmen über alle Altersgruppen hinweg leicht zu.

Die radiale Ausdehnung der Tracheiden ist nach den Modellen für den gesamten Jahrring begünstigt durch niedrige GDD, ausreichend Niederschläge im Q1, hohe Niederschläge in den Quartalen Q2 und Q4, aber niedrige im dritten Quartal Q3. Wie bei den Einflüssen des Alters beeinflussen mehrere dieser Witterungsbedingungen die Anzahl und Größe der Tracheiden negativ. Für Tracheiden in ÜH deutet sich an, dass hohe GDD und hohe Niederschläge im 2. und 3. Quartal größere Breiten der ÜH-Tracheiden begünstigen, was sie in dieser Hinsicht denjenigen in FH ähnlicher macht.

In Abbildung 3c sind die Einflüsse auf die tangentialen Zellbreiten dargestellt. Sie sind in den durchschnittlichen Breiten für Ring, FH, ÜH und SH sehr ähnlich sind, und die Dynamik mit dem Alter ist es auch. Auch die Schwankungen in Bezug auf die Witterungsvariablen sind gering. Dies bestärkt die Annahme, dass ihre Variabilität durch die räumliche Anordnung der Tracheiden in radialen Zellreihen eingeschränkt ist.

Durchmesserwachstum

Abbildung 3d veranschaulicht die durchschnittlichen Auswirkungen auf die Breite von Ringen und deren Teile im Verhältnis zu den Ausgangswerten für den Ring 3,4 mm, FH 1,9 mm, ÜH 1,3 mm und SH 0,2 mm. Die Einflüsse der Witterungsfaktoren auf die Ringbreiten waren im Allgemeinen sehr ähnlich wie bei der Radialzahl der Tracheiden, die das Durchmesserwachstum stark prägen.

Die Bäume, die im Alter von 5 Jahren die Brusthöhe erreichen, haben dann im Durchschnitt etwa 2,7 mm breitere Ringe, was zu einer durchschnittlichen Ringbreite von 6,1 mm führte. Nach einer nahezu linearen Steigung sind die Ringe im Alter von 10 Jahren im Durchschnitt nur etwa 0,5 mm breiter als der Basiswert, 3,9 mm. Die Zuwachswerte folgen einer typischen altersabhängigen Maximumkurve. Der Rückgang erfolgt in erster Linie durch Abnahme der radialen breiten von FH und ÜH. Weiterhin zeigt das Modell an, dass der Anteil von SH gegen Ende der untersuchten Altersgruppe zunimmt. Die Breite des SH-Bandes ist sehr dünn, und die Veränderungen sind in der Abbildung durch die Skalierung kaum sichtbar.

Die wetterbedingten Effekte deuten darauf hin, dass niedrige GDD-Werte negativ für die Ringbreite sind und ihren Mittelwert um bis zu etwa 0,5 mm verringert, und dass bei hohen GDD etwa 0,4 mm radialer Zuwachs hinzugefügt wird.

Die Diagramme zeigen, dass sowohl dünnere FH- und TW-Bänder mehr hinter den schmalere Ringbreiten bei niedrigen GDD stehen, was möglicherweise einen späten Beginn der Wachstumssaison widerspiegelt, während die Bänder von FH und ÜH bei hohen GDD breiter sind und zu breiteren Ringen beitragen. Die Ergebnisse deuten auch darauf hin, dass die Breiten von FH und ÜH oft ein bestimmtes

Wettbewerbsverhalten aufweisen, das in verschiedene Richtungen zeigt. Wie nach der Beschreibung der Definition von ÜH kommentiert: Fasern an der Interphase zwischen den beiden Kammern können in einer der beiden Klassen landen, je nachdem, wie die Witterung eines bestimmten Jahres die Ausdehnung der Zellen beeinflusst.

Coarseness und Tracheidenwandstärke

Die Coarseness und Tracheidenwandstärke korrespondieren beide mit der allokierten Biomasse auf Zellebene und zeigen daher auch ähnliche Muster (Abbildung 3e,f) Die Ausgangswerte für die Durchschnittswerte für die Coarseness von Ring, FH, ÜH und SH lagen bei 318, 274, 358 bzw. 428 $\mu\text{g}/\text{m}$. Die modellierten altersbezogenen Durchschnittsentwicklungen waren für Ring und die Kompartimente ähnlich, beginnend bei den jüngsten Ringen mit Coarseness-Werten 80-120 $\mu\text{g}/\text{m}$ unterhalb ihrer jeweiligen Basislinien, mit SH und ÜH am unteren Ende, dann konvergierend fast linear, wo die Basislinie im gleichen Baumalter von 12 Jahren erreicht wird. Oberhalb dieses Alters beginnen die Spline-Funktionen zu divergieren: Die Spline für FH-Tracheiden liegen mit Werten von etwa 20 $\mu\text{g}/\text{m}$ über der Grundlinie ab, die SH-Spline fñgt erreicht im Baumalter 19 Werte über 40 $\mu\text{g}/\text{m}$, während sich die Splines für den gesamten Jahrring und den ÜH-Durchschnitt dazwischen befinden. Die Coarseness-Zunahmen gehen mit einer altersabhängigen zunehmenden Verdickung der Tracheidenwände einher. Die Tracheidenwandstärke steigt am meisten mit Alter im Spñtholz, am wenigsten in FH und das ÜH ordnet sich erwartungsgemäß dazwischen ein (Abb. 3f).

Der durchschnittliche Einfluss von GDD zeigt die gleiche Entwicklung für die mittlere Jahrringentwicklung und die Kompartimente: für die Coarseness ergibt sich eine lineare Abnahme von +15 $\mu\text{g}/\text{m}$ bei niedrigem GDD auf -15 $\mu\text{g}/\text{m}$ bei hohem GDD und ein analoges Muster für die Entwicklung für die Wanddicke. Bei höherer Temperatursumme wird die Biomasse somit auf mehr Tracheiden (Abb. 3a) mit geringerer Coarseness (Abb. 3e) und dünneren Wänden (Abb. 3f) verteilt. Die deutlichsten Niederschlagseffekte werden beim SH erreicht, bei dem die Coarseness und Wanddicke bei zunehmendem Niederschlag in der zweiten Hälfte der Vegetationsperiode reduzierende Werte aufweist.

Einfluss von Alter und Witterung

In Abbildung 4 zeigt sich das Bestimmtheitsmaß, das für den gesamten Jahrring und die Jahrringkompartimente erreicht wurde, wenn nur das Alter und wenn zusätzlich Witterungsvariablen ins Modell aufgenommen wurden.

Es wird deutlich, dass das Baumalter in dieser Wachstumsphase die dominierende Größe ist- Zusätzlich ist auch ein interessanter Effekt zu beobachten, nämlich dass die Zellteilung stärker vom Gesamtalter des Baumes erklärt wird als vom Kambialalter und die Zellausdehnung und Biomasseallokation dagegen stärker vom Kambialalter abhängt.

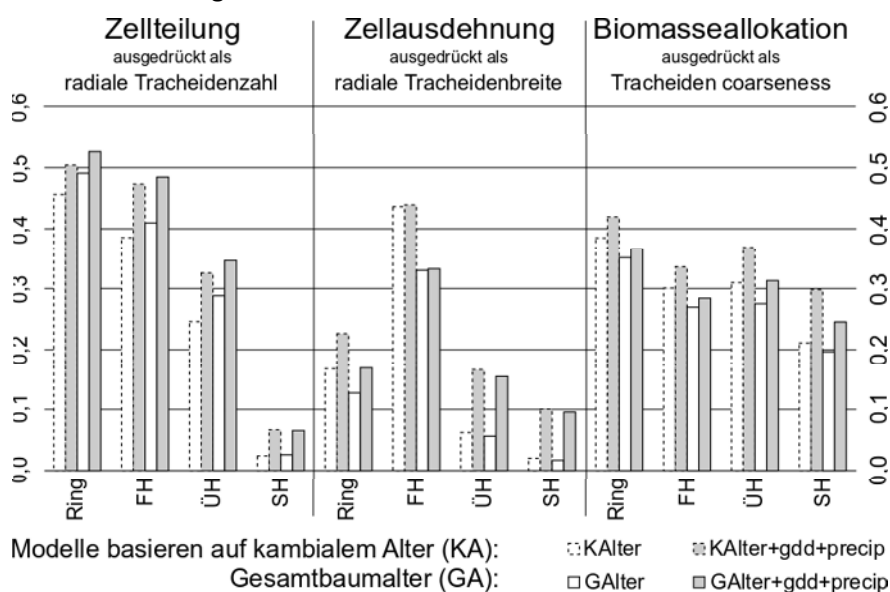


Abbildung 4: Bestimmtheitsmaße für die verschiedenen Teilmodelle für Modelle mit Kambialalter (gestrichelt) und Baumalter (durchgezogene Linie) im Vergleich. Gegenübergestellt sind Modelle ausschließlich mit Alter als Eingangsvariable (weiße Balken) und Modelle die Alters- und zusätzlich Witterungsvariablen beinhalten (graue Balken).

Simulation von kombinierten Witterungseffekten auf die Jahrringbreite

Der Einsatz von GAMMs macht es möglich, die Einflüsse verschiedener Variablen einfach zu addieren. Eine Simulation wurde durchgeführt, um die Auswirkungen verschiedener Witterungsszenarien zu veranschaulichen, einschließlich extremer Szenarien für das radiale Wachstum. Aus diesem Grund wurden verschiedene Kombinationen von mittleren, niedrigen und hohen GDD und Niederschlagssummen verwendet, die durch den Median und die Quantilwerte von 10% und 90% der Witterungsvariablen definiert sind. Die Auswirkungen wurden als die Werte der jeweiligen Spline-Funktionen auf diesen Ebenen der Witterungsvariablen in Abbildung 3d angenommen. In Tabelle 1 werden alle individuellen Auswirkungen der fünf Witterungsfaktoren zusammengefasst und addiert, um den vollen jährlichen Effekt jedes Szenarios abzuschätzen. Jedes Szenario wurde beispielhaft für das Alter von 7 und 19 Jahren des Baumes berechnet.

Bei einem Basiswert (Intercept) der Jahrringbreite von 3,4 mm und Alterseffekten lassen sich Alterseffekte von etwa +2,0 im Alter von 7 Jahren und -1,0 im Alter von 19 Jahren addieren. Entsprechend würde ein durchschnittlicher Baum nach den Simulationen bei idealer Witterung eine Abnahme der Ringbreite vom Alter 7 bis 19 Jahre von 6,1 bis 4,1 mm und von 3,1 bis 1,1 mm bei schlechten Witterungsbedingungen aufweisen. Die witterungsbedingten Effekte streuen dabei von -1,3 bis 0,7 mm.

Tabelle 1: Geschätzte Auswirkungen auf die Ringbreite (mm) verschiedener Witterungsszenarien: Die einzelnen Effekte der fünf Witterungsfaktoren werden gemäß ihren Spline-Funktionen (Abb. 3d), rechts addiert zu der Summe, die für jedes Szenario geschätzt wird.

Witterungsszenario	Faktor:	Geschätzter Effekt auf die Jahrringbreite (mm)						
		GDD	Niederschlagssumme				Gesamteffekt	
		Alle	Q1	Q2	Q3	Q4	Alle Q	Alle
a) Ganzjährig trocken, mittlere GDD		0	-0.2	-0.4	-0.2	+0.1	-0.7	-0,7
b) Ganzjährig trocken, hohe GDD		+0.2	-0.2	-0.4	-0.2	+0.1	-0.7	-0.5
c) ganzjährig feucht, mittlere GDD:		0	+0.1	+0.3	-0.1	-0.1	+0.2	+0.2
d) ganzjährig feucht, niedrige GDD:		-0.5	+0.1	+0.3	-0.1	-0.1	+0.2	-0.3
e) ideale Witterung für das Jahrringwachstum: hohe GDD (lange, warme Saison). hohe Niederschläge in Q1 und Q2 mittlere in Q3 und niedrige in Q4 (trockener /warmer Herbst)		+0.2	+0.1	+0.3	0	+0.1	+0.5	+0.7
f) Schlechteste Witterung für das Jahrringwachstum: niedrige GDD (kurze, kalte Vegetationszeit). Trockenheit in Q1 und Q2, regenreiches Q3 und Q4 (nasser und kalter Herbst)		-0.5	-0.2	-0.4	-0.1	-0.1	-0.8	-1.3

4. Diskussion

Gesamtentwicklung der Merkmale mit Alters- und Witterungsfaktoren

Alle Spline-Funktionen, die die durchschnittliche Entwicklung mit dem Alter über alle Bäume hinweg ausdrücken, zeigen anfänglich nahezu lineare Muster. Die Änderungsraten der verschiedenen Spline-Funktionen beginnen bei einem Gesamtbaumalter von ca. 10 Jahren zu sinken. Die radiale Anzahl der pro Jahr gebildeten Tracheiden nimmt im gesamten Jahrring und den einzelnen Jahrringkompartimenten ab. Parallel dazu nehmen die Breiten dieser Tracheiden sowohl radial als auch tangential zu, ebenso wie ihre Wandstärke und Coarseness. Diese Muster wurden bereits für die Fichte (LUNDQVIST et al. 2005a, 2011) und andere Baumarten (LUNDQVIST et al. 2005a, b, 2017) beschrieben. Es ist auch wichtig, die relative Variation jeder Eigenschaft zu berücksichtigen, d.h. auch den Ausgangswert der Änderung mit in die Interpretation einzubeziehen. Dies zeigt, dass die größte relative Variation für die Anzahl der Zellen in radialer Richtung beobachtet wird, und in der Konsequenz ist die Ringbreite das Merkmal mit der zweitgrößten relativen Veränderung.

Bezüglich der Witterungseinflüsse zeigten MÄKINEN et al. (2003) mit mikroskopischen Analysen von wöchentlich beprobten Mikrokernen aus Fichten in Südfinnland, dass die Tracheidenbildung Mitte Juni beginnt und dass nur sehr wenige noch nach Ende Juli gebildet wurden, während die im April und Mai beobachtete Radiuszunahme eher mit der Wasserleitung im Stamm und damit verbundener Schwellung zusammenhing. Sie fanden auch einen starken Zusammenhang zwischen der Tagestemperatur und der Tracheidenbildung. Die Tatsache, dass in der vorliegenden Untersuchung die stärksten Witterungseinflüsse auf die Tracheidenbildung zwischen dem 13. Juni und 25. Juli verursacht wurden, ist kongruent mit dieser Beobachtung, insbesondere, wenn man bedenkt, dass die in Finnland untersuchten Bäume in etwas höheren Breitengraden wuchsen.

So wurden mit zunehmendem Alter weniger Tracheiden gebildet, aber sie waren im Durchschnitt sowohl radial als auch tangential breiter, also mit größerem Umfang. Sie hatten auch im Durchschnitt dickere Zellwände und eine höhere Rauheit. Dies führte zu weniger Tracheiden, die einzeln größer und mit mehr Biomasse pro Tracheiden waren. Hinzu kamen positive Korrelationen von Tracheidenbreite und -coarseness mit der Wachstumsrate, die jedoch in den hier vorgestellten Modellen nicht berücksichtigt sind. Analoge Effekte wurden in Bezug auf GDD, die Temperatursumme über die Vegetationszeit, beobachtet: Bei hohen GDDs wurden im Durchschnitt mehr Tracheiden gebildet, aber jede mit geringerer radialer Breite, Zellwandstärke und Coarseness, was jedoch zu einer größeren Ringbreite führte. Dies entspricht den Ergebnissen von MIINA (2000) über längere Zeitreihen, die einen positiven Einfluss der Temperatur des aktuellen Jahres auf die Entwicklung von FH, SH und Ringbreite zeigten. Die Niederschlagseffekte lassen sich nicht so einfach zusammenfassen, aber den Modellergebnissen zufolge wurden Faktoren, die mit der Breite der breiten Jahresringe zusammenhängen, durch überdurchschnittliche Niederschläge im zweiten Quartal der Vegetationszeit begünstigt.

Kambiales Alter oder Baumalter

In der Modellierung war getestet worden, ob die modellierten Variablen stärker mit dem Gesamtbaumalter oder dem Kambialalter zusammenhängen. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Anzahl der Zellteilungen radial unter stärkerer Kontrolle des gesamten Baumalters steht als unter der des kambialen Alters. Der gegenteilige Effekt wurde für radiale und tangentiale Zelldurchmesser und damit die Querschnittsbreiten der Fasern beobachtet. Da die Breite des Jahresrings ein Produkt aus der Radialzahl und der Radialbreite seiner Tracheiden ist und die relative Variation der Tracheidenzahlen viel größer ist als die der -breiten, wird die stärkere Kontrolle des Gesamtbaumalters auch auf die Ringbreite übertragen. Auch die Coarseness steht unter stärkerer Kontrolle des Kambialalters, wenn man die Bestimmtheitsmaße der Modelle zugrunde legt. Bei der Zellwandstärke war es weniger offensichtlich, welche Art von Alter die beste Beschreibung liefert. Diese doppelte Kontrolle vom Gesamtbaumalter und Kambialalter auf die Intensität der Zellteilung und -expansion zeigt Einflüsse sowohl vom apikalen Meristem als auch von der Reifung des vaskulären Cambiums, die in Sirviö und KÄRENLAMPI (2001) diskutiert wird.

Kurze Zeitreihen, viele Bäume

Das in dieser Studie verwendete Material deckt eine kurze Chrono-Sequenz im Vergleich zu anderen Studien über Klima-Wachstumsbeziehungen ab, aber andererseits ist es mit seinen Daten, die nahezu 6000 Bäumen umfassen, ein einzigartiger Datensatz, der einen erheblichen genetischen Pool abdeckt. Typische Methoden wie Dosis-Wirkungsfunktionen, Transferfunktionen oder Moving-Response-Funktionen (BRIFFA und COOK 1990, BIONDI 1997, MIINA 2000, OBERHUBER et al. 2008) erfordern typischerweise längere Chrono-Sequenzen und waren daher nicht anwendbar. Der anzuwendende Modellierungsansatz musste an diesen Umstand angepasst werden. Ein generalisierter linearer gemischter Modellansatz (GAMM) mit kubischen Regressionssplines wurde gewählt und erwies sich als vorteilhaft im Vergleich zur traditionellen schrittweisen Modellierung, die typischerweise zuerst auf eine Trendbereinigung und dann die weitere Modellierung aufbauend auf Residuen oder einen Wachstumsindex setzt. Der GAMM-Ansatz ermöglichte es, diese Schritte in einem Modell zusammenzufassen und sicherzustellen, dass alters- und wetterbedingte Effekte gleichzeitig im gleichen Modell getestet wurden. Ähnliche Ansätze auf der Basis verallgemeinerter additiver Modelle wurden z.B. von CUNY et al. (2013, 2016) erfolgreich in Studien zur Holzbildung eingesetzt.

Bei der Optimierung der Strukturen der Modelle stellten wir erwartungsgemäß fest, dass die Verwendung von Splines mit größerer Flexibilität, wie z.B. k-Werte von 5 statt 3, etwas höhere Bestimmtheitsmaße und Residuendiagramme mit sehr hoher Konformität lieferten. Die resultierenden Splines zeigten jedoch unrealistische Merkmale, was darauf hindeutet, dass diese Modelle einen zu hohen Freiheitsgrad hatten. Daher wurde ein konservativerer Ansatz gewählt. Diese Notwendigkeit einer Einschränkung der Flexibilität der Spline-Funktionen kann sich aus der begrenzten Anzahl von "Witterungsereignissen" aufgrund der kurzen Chronosequenz ergeben.

Anwendung der Modelle

Untersuchungen in der Baumzucht und angewandten Baumgenetik beginnen oft mit der Zuordnung der Variabilität der Merkmale zu verschiedenen Quellen. Die Teile der Variabilität, die voraussichtlich mit messbaren Faktoren zusammenhängen, aber nicht mit der Genetik erklärt werden können, werden mit einem als feste Effekte modelliert. Die resultierenden Residuen werden mit anderen bekannten Faktoren korreliert, einschließlich der genetischen Hintergründe der Bäume. Die Genotypen werden nach Merkmalen geordnet und als mehr oder weniger an die Umweltbedingungen an verschiedenen Standorten angepasst beurteilt. In diesem Zusammenhang können die oben vorgestellten GAMM-Modelle derartige Bewertungen unterstützen, indem sie den durchschnittlichen Einfluss über alle Bäume von Alter und Witterung schätzen. Dadurch kann der Informationswert der Residuen zur Untersuchung der Genetik verbessert werden.

Ein Hauptziel der vorgestellten Arbeit war es, solche Möglichkeiten für den Einsatz in traditionellen genetischen Analysen sowie für die Analyse von Quantitative Trait Loci (QTL) und anderen Methoden zu schaffen. Es ging nicht darum, die besten Modelle zu entwickeln, um die Variationen im Datensatz zu beschreiben, sondern Zusammenhänge und Einflüsse aufzuklären. Die Schätzungen können durch die Einbeziehung weiterer unabhängiger Variablen und durch die Nutzung von mehr Informationen über Standorte, Familien und Bäume in den zufälligen Teilen von gemischten Modellen weiter verbessert werden.

5. Literaturangaben

- BENNICH T, BELYAZID S (2017) The Route to Sustainability – Prospects and Challenges of the Bio-Based Economy. *Sustainability*: 9, 887.
- BERGH J, LINDER S, BERGSTRÖM, J (2005) Potential production of Norway spruce in Sweden. *For. Ecol. Manag.*, 204: 1–10.
- BIONDI F (1997) Evolutionary and moving response functions in dendroclimatology. *Dendrochronologia*. 15:139–150.
- BRIFFA KR, COOK ER (1990) Methods of response function analysis. In: Cook ER, Kairiukstis L, (eds.) *Methods of Dendrochronology*. Kluwer Academic Publishers; Dordrecht, 165–178.
- CHEN Z.-Q, GARCÍA-GIL MR, KARLSSON B, LUNDQVIST S-O, OLSSON L, WU H X (2014) Inheritance of growth and solid wood quality traits in a large Norway spruce population tested at two locations in southern Sweden. *Tree Genetics & Genomes* 10(5): 1291-1303.
- CUNY HE, RATHGEBER CBK, SENG KIESSE T, HARTMANN FP, BARBEITO I, FOURNIER M (2013) Generalized additive models reveal the intrinsic complexity of wood formation dynamics. *Journal of Experimental Botany* 64: 1983–1994.
- CUNY HE, RATHGEBER, CBK (2016). Xylogenesis: coniferous trees of temperate forests are listening to the climate tale during the growing season but only remember the last words! *Plant Physiol.* 171, 306–317.
- DOWNES GM, NYAKUENGAMA JG, EVANS R, NORTHWAY R, BLAKEMORE P, DICKSON RL, LAUSBERG M (2002) Relationship between wood density, microfibril angle and stiffness in thinned and fertilized *Pinus radiata*. *IAWA J* 23:253–266.
- EVANS R (1994) Rapid Measurement of the Transverse Dimensions of Tracheids in Radial Wood Sections from *Pinus Radiata*. *Holzforschung* 48: 168–72.
- EVANS R (2006) Wood stiffness by X-ray diffractometry. In: Stokke DD, Groom HL (eds) *Characterization of the cellulosic cell wall*. Wiley, Hoboken, pp. 138-146.
- FONTI P, VON ARX G, GARCÍA-GONZÁLEZ I, EILMANN B, SASS-KLAASSEN U, GÄRTNER H, ECKSTEIN D. Studying global change through investigation of the plastic responses of xylem anatomy in tree rings. *New Phytologist*. 2010 Jan 1;185(1): 42-53.

- FRANCESCHINI T, LUNDQVIST S-O, BONTEMPS J-D, GRAHN T, OLSSON L, EVANS R, LEBAN J-M (2012) Empirical models for radial and tangential fibre width in tree rings of Norway spruce in north-western Europe. *Holzforschung*, 66: 219-230.
- FRIES A, ULVCRONA T, WU H X, KROON J (2014) Stem damage of lodgepole pine clonal cuttings in relation to wood and fiber traits, acoustic velocity, and spiral grain. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 2014 Vol. 29: (8): 764–776,
- GRUBER A, BAUMGARTNER D, ZIMMERMANN J (2009) Temporal dynamic of wood formation in *Pinus cembra* along the alpine treeline ecotone and the effect of climate variables. *Trees* 23(3):623-635
- HAVIMO M, RIKALA J, SIRVIÖ J, SIPI M (2007) Distributions of tracheid cross-sectional dimensions in different parts of Norway spruce stems. *Silva Fennica* 42(1) 89-99.
- HONG Z, FRIES A, WU H X (2014) High negative genetic correlations between growth traits and wood properties suggest incorporating multiple traits selection including economic weights for the future Scots pine breeding programs. *Annals of Forest Science* 71(4): 463–472 DOI 10.1007/s13595-014-0359-3.
- KALLIOSKI T, MÄKINEN H, JYSKE T, NÖJD P, LINDER S (2013) Effects of nutrient optimization on intra-annual wood formation in Norway spruce. *Tree Physiology* 33:1145-1155.
- KORPELA M, MÄKINEN H, SULKAVA M NÖJD P, HOLLMEN K (2008) Smoothed prediction of the onset of tree stem radius increase based on temperature patterns. In: Boulicaut J-F, Berthold MR, Horvath T (eds): 11 International Conference on Discovery Science, Budapest. Springer Verlag, Heidelberg, 100-111.
- KOSTIAINEN K, KAAKINEN S, SARANPÄÄ P, SIGURDSSON B D, LUNDQVIST S-O, LINDER S, VAPAAVUORI E (2009) Stem wood properties of mature Norway spruce after 3 years of continuous exposure to elevated [CO₂] and temperature. *Global Change Biology*. 15: 368-379.
- KOSTIAINEN K, SARANPÄÄ P, LUNDQVIST S-O, KUBISKE M E, VAPAAVUORI E (2013) Wood properties of *Populus* and *Betula* in long-term exposure to elevated CO₂ and O₃. *Plant Cell and Environment* 37(6) December 2013
- LEWARK, S. 1981. Untersuchungen von Holzmerkmalen junger Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.). PhD Thesis Georg-August-Universität Göttingen. 193 p. [in German]
- LINDSTRÖM H, EVANS, JW, VERRILL SP (1998) Influence of cambial age and growth conditions on microfibril angle in young Norway spruce. *Holzforschung* 52:573–581.
- LUNDGREN C (2004) Cell wall thickness and tangential and radial cell diameter of fertilized and irrigated Norway spruce. *Silva Fennica* 38(1): 95–106.
- LUNDQVIST S-O, GRAHN T, HEDENBERG Ö (2005a) Models for fibre dimensions in different softwood species. Simulation and comparison of within and between tree variations for Norway and Sitka spruce, Scots and Loblolly pine. 5th Workshop on “Wood quality modelling”, IUFRO Working Party 5.01.04, Auckland, New Zealand, Nov 22-27 2005. STFI-Packforsk Report ART 05/54.
- LUNDQVIST, S-O, EKENSTEDT F, HEDENBERG Ö, TWADDLE A (2005b) Wood and fibre properties of Loblolly pine in southeast USA. Variations and prediction models. 5th Workshop on “Wood quality modelling”, IUFRO Working Party 5.01.04, Auckland, New Zealand, Nov 22-27 2005. STFI-Packforsk Report ART 05/53.
- LUNDQVIST S-O, GRAHN T, OLSSON L, THOMSON L (2008) Modelling and simulation of properties of forest resources and along the paper value chain. Proceedings of 6th Workshop "Connection between Forest Resources and Wood Quality: Modelling Approaches and Simulation Software", IUFRO Working Party 5.01.04, Koli National Park, Joensuu, Finland.
- LUNDQVIST S-O, GRAHN T, OLSSON L, WILHELMSSON L, ARLINGER J, VALINGER E, BRÜCHERT F, MÜLLER M, SAUTER UH, GARDINER B, PIZZIRANI S, FONWEBAN J (2011) Mapping of properties in forest resources and models used – Results from EFORWOOD Case Studies in Västerbotten (North Sweden), Baden-Württemberg (Germany) and South Scotland. EFI Technical Report 73, 2011
- LUNDQVIST S-O, GRAHN T, OLSSON L, SEIFERT T (2017) Comparison of wood, fibre and vessel properties of drought-tolerant eucalypts in South Africa. *Southern Forests: a Journal of Forest Science*, February 2017.
- MCMMASTER GS, WILHELM WW (1997) Growing degree-days: one equation, two interpretations. *Agric. For. Meteorol.* 87, 291–300.
- MIINA J (2000) Dependence of tree-ring, earlywood and latewood indices of Scots pine and Norway spruce on climatic factors in eastern Finland. *Ecological Modelling* 132(3): 259-273.

- MORK E (1928). Die Qualität des Fichtenholzes unter besonderer Rücksichtnahme auf Schleif- und Papierholz. Papier Fabrikant 23: 741-747.
- MÄKINEN H, NÖJD P, SARANPÄÄ P (2003) Seasonal changes in stem radius and production of new tracheids in Norway spruce. Tree Physiology 23, 959-968.
- OBERHUBER W, KOFLER W, PFEIFER K, SEEBER A, GRUBER A, WIESER G (2008) Long-term changes in tree-ring – climate relationships at Mt. Patscherkofel (Tyrol, Austria) since the mid 1980s. Trees 22(1): 31–40.
- OLSSON L, HEDENBERG Ö, LUNDQVIST S-O (1998) Measurements of Growth Ring Patterns—comparisons of Methods. STFI- Rapport TF111. Stockholm (In Swedish with abstract and captions in English).
- PARK YI, SPIECKER H (2005) Variations in the tree-ring structure of Norway spruce (*Picea abies*) under contrasting climates. Dendrochronologia 23: 93–104.
- PIISPANEN R M, HEINONEN J, VALKONEN S, MÄKINEN H, LUNDQVIST S-O, SARANPÄÄ P (2013) Wood density of Norway spruce in uneven-aged stands. Canadian Journal of Forest Research 44(2):136-144.
- PLOMION C, LEPROVOST G, STOKES A (2001) Wood Formation in Trees. Plant Physiology 127: 1513–152.
- PRISLAN P, GRIČAR J, DE LUIS M, SMITH KT, Čufar K (2013) Phenological variation in xylem and phloem formation in *Fagus sylvatica* from two contrasting sites. Agricultural and Forest Meteorology 180 (15): 142-151
- R CORE TEAM (2017). 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/>
- RATHGEBER CBK, CUNY HE, FONTI P (2016) Biological Basis of Tree-Ring Formation: A Crash Course. Front. Plant Sci. 7:734
- RÖTZER T, R GROTE, H PRETZSCH (2004) The timing of bud burst and its effect on tree growth. International Journal of Biometeorology 48(3): 109-118.
- SCHMITT U, JALKANEN R, ECKSTEIN D (2004) Cambium dynamics of *Pinus sylvestris* and *Betula* spp. in the northern boreal forest in Finland. Silva Fenn. 38 (2):167–178.
- SIRVIÖ J, KÄRENLAMPPI P (2001) The effect of maturity and growth rate on the properties of spruce wood tracheids. Wood Science and Technology 35:541–554.
- VAGANOV EA, HUGHES MK, SHASHKIN AV (2006) Growth Dynamics of Conifer Tree Rings. Springer, New York, 354 pp.
- WOOD S (2017) Generalized Additive Models: An Introduction with R, Second Edition. Chapman-Hall / CRC, 476 pp., ISBN 9781498728331.

Bewertung von Behandlungs- und Nutzungsstrategien unter Einbeziehung von Wuchsmodellen

Modellierung der Astigkeit im Hinblick auf verschiedene Möglichkeiten der Holzverwendung

Guillaume Salzet, Holger Wernsdörfer, François Ningre, Fleur Longuetaud, Frédéric Mothe, Francis Colin
Université de Lorraine, AgroParisTech, INRA, SILVA, 54000 Nancy, France

Einleitung

Im Zuge des Klimaschutzes besteht unter anderem die Herausforderung, Strategien zur waldbaulichen Behandlung und Holznutzung zu bewerten und weiterzuentwickeln, um nachhaltig einem veränderten Bedarf an Holz zur stofflichen und energetischen Verwendung gerecht zu werden. Für eine umfassendere Bewertung zum Beispiel von Umweltbilanzen müssen des Weiteren die Stoffflüsse innerhalb der Forst-Holz-Kette berücksichtigt werden. Durch die Modellierung dieser Zusammenhänge unter Einbeziehung von Wuchsmodellen können zum einen Kenntnisse über Systemeigenschaften gewonnen und zum anderen Szenarioanalysen durchgeführt werden.

Für die stoffliche Verwendung von Holz ist die Astigkeit ein wesentliches Qualitätskriterium. Im Möbel- oder konstruktiven Bereich werden allgemein geringe Asthäufigkeiten und -stärken bevorzugt bzw. verlangt. Für eine innovative, chemische Verwendung von Holzextraktstoffen ist wiederum eine starke Astigkeit von Vorteil, da solche Stoffe unter anderem in Ästen je nach Baumart in stärkeren Konzentrationen vorkommen können (KEBBI-BENKEDER et al. 2017).

Vor diesem Hintergrund besteht das Ziel der vorliegenden Untersuchung darin, die Verteilung und die Dimensionen von Ästen in Zusammenhang mit dem von einem Wuchsmodell beschriebenen Wachstumsverlauf von Einzelbäumen zu modellieren. Ausgehend von der konkurrenzbedingten Kronenentwicklung und des damit verbundenen Schaftwachstums sollen die wesentlichen, die Astigkeit bedingenden Zusammenhänge beschrieben werden.

Modellansatz

Das Astmodell wurde insbesondere im Hinblick auf das Wuchsmodell SimCoP (OTTORINI 1991, 1995; WERNSDÖRFER et al. 2016) entwickelt. SimCoP ist ein behandlungssensitives Wuchsmodell für gleichaltrige Reinbestände der Baumart Douglasie in Nord- und Zentralfrankreich, das auf dem Modellansatz von MITCHELL (1975) beruht. Es bildet wesentliche Prozesse des Einzelbauwachstums ab (Abbildung 1): Höhenzuwachs in Abhängigkeit von Oberhöhenzuwachs und Vitalität (Standorts- und Einzelbaumpotential) sowie Kronenkonkurrenz; radialer Kronenzuwachs in Abhängigkeit von Höhenzuwachs und Kronenkonkurrenz (dreidimensionale Kronenentwicklung); Schaftvolumenzuwachs in Abhängigkeit von der Kronenentwicklung. Die Kronenkonkurrenz wird dabei durch das Verhältnis von aktuellem und maximalem, effektivem Volumen des benadelten Kronenmantels abgebildet. Der Durchmesserzuwachs in Brusthöhe wird vom Schaftvolumenzuwachs unter Berücksichtigung des Pressler'schen Gesetzes abgeleitet.

Mortalität tritt ein bei zu hohen Bestandesdichten („Self-thinning“; NINGRE ET AL. 2016) oder wenn ein Baum mehrere Jahre von den Nachbarbäumen überschirmt worden ist. Das Wuchsmodell wurde in die Plattform Capsis (DUFOUR-KOWALSKI et al. 2012) für waldbachstumskundliche Simulationen implementiert. Dabei können waldbauliche Eingriffe zum einen durch die Entnahme von Einzelbäumen anhand der Kronenkarte erfolgen. Zum anderen kann eine Abfolge mehrerer Eingriffe anhand eines Algorithmus simuliert werden, der Entnahmewahrscheinlichkeiten nach Durchmesserklassen und die räumliche Verteilung der zu entnehmenden Bäume berücksichtigt.

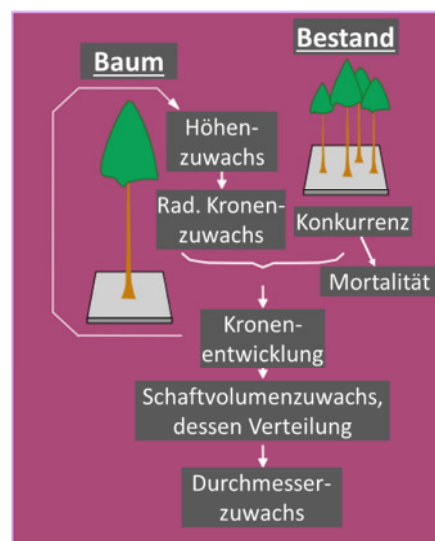


Abbildung 1: Wesentliche Wachstumsprozesse und -zusammenhänge, die durch das Wuchsmodell SimCoP (OTTORINI 1991, 1995; WERNSDÖRFER et al. 2016) beschrieben werden.

Der für das Astmodell gewählte Modellansatz sieht eine hierarchische Verknüpfung von Einzelmodellen nach Methoden der bayesschen Statistik vor (SALZET 2019). Die wesentlichen, durch das Wachstumsmodell für jeden Einzelbaum beschriebenen Eingangsgrößen sind der Höhenzuwachs und die räumlichen Koordinaten des Kronenmantels, der die Astlänge begrenzt. Durch den Modellansatz beschrieben werden: die Anzahl und die vertikale Position der Äste eines jeden Jahrestriebs als Quirläste oder Zwischenquirläste; die horizontale Position (Azimut) der Äste, für die eine gleichmäßige Verteilung angenommen wird; Variablen der äußeren Astigkeit (Abbildung 2); die Wahrscheinlichkeit des Absterbens von Ästen.

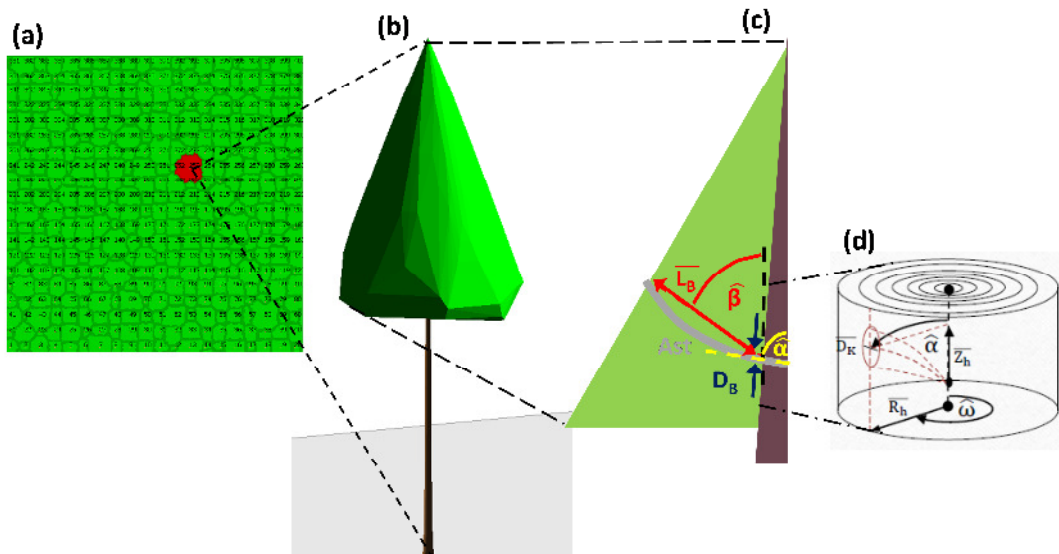


Abbildung 2: Visualisierung einer Kronenkarte (a) und eines Einzelbaums (b), die anhand des Wachstumsmodells simuliert wurden; Variablen der äußeren Astigkeit (c): Astlänge (L_B), Astdurchmesser (D_B), Astwinkel (β); Variablen der inneren Astigkeit (d): Astdurchmesser (D_K), Astansatzwinkel (α); Astradius (R_h), Asthöhe (Z_h), Astazimut (ω).

Für die Entwicklung des Astmodells wurden Daten von Untersuchungen aus Belgien, Deutschland, Frankreich und den USA zusammengetragen, die mehr als 400 Bäume und 50 000 Äste umfassen. Die innere Astigkeit wurde teilweise mittels Computertomographie erfasst.

Stand der Untersuchung und Ausblick

Bislang wurden die Einzelmodelle sowie deren hierarchische Verknüpfung auf der Grundlage eines Literaturstudiums formuliert und die statistischen Analysen für die äußere Astigkeit vorgenommen (SALZET 2019). Als nächster Schritt sollen die statistischen Analysen für die innere Astigkeit und für das Astmodell insgesamt erfolgen sowie die Verknüpfung mit dem Wachstumsmodell vorgenommen werden. Davon ausgehend sollen Simulationsanalysen zum Einfluss der waldbaulichen Behandlung auf klassische und innovative Verwendungsmöglichkeiten von Douglasienholz durchgeführt werden. Diese Analysen könnten auf weitere Kriterien beispielsweise in Bezug auf eine energetische Holzverwendung oder den Entzug von Nährstoffen (BILOT et al. 2017) sowie auf weitere Baumarten ausgeweitet werden.

Danksagung

Unser besonderer Dank gilt den Kollegen und Einrichtungen, die Daten für die vorliegende Untersuchung zur Verfügung gestellt haben. Die Untersuchung wurde durch das Projekt ExtraFor_Est unterstützt, das durch das französische Ministerium für Landwirtschaft und Ernährung [Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation] finanziert wird. Weiterer Dank gilt der ANR (Agence Nationale de la Recherche): The UMR SILVA is supported by a grant overseen by the French National Research Agency (ANR) as part of the "Investissements d'Avenir" program (ANR-11-LABX-0002-01, Lab of Excellence ARBRE).

Literatur

- BILOT N, DELEUZE C, SAINT-ANDRÉ L, FOURNIER M, ROGAUME Y, WERNSDÖRFER H (2017) Bewertung von Behandlungs- und Nutzungsstrategien unter Einbeziehung von Wuchsmodellen: Fallbeispiel der Hackschnitzelproduktion zur energetischen Verwendung. DVFFA, Sektion Ertragskunde, Tagungsbericht, S. 126-128
- 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
- KEBBI-BENKEDER Z, MANSO R, GÉRARDIN P, DUMARÇAY D, CHOPARD B, COLIN F (2017) Knot extractives: a model for analysing the eco-physiological factors that control the within and between-tree variability. *Trees - Structure and Function* 31:1619-1633
- MITCHELL (1975) Dynamics and simulated yield of Douglas-fir. *Forest Science, Monograph* 17, 39 S.
- NINGRE F, OTTORINI JM, LE GOFF N (2016) Trajectoires d'autoéclaircie du Douglas (*Pseudotsuga menziesii*) en France [Self-thinning trajectories of Douglas firs (*Pseudotsuga menziesii*) in France]. *Revue Forestière Française* 68:323-343
- OTTORINI JM (1991) Growth and development of individual Douglas-fir in stands for applications to simulation in silviculture. *Annals of Forest Science* 48:651-666
- OTTORINI JM (1995) Simulation et sylviculture du douglas [Simulation und Waldbau der Douglasie]. *Revue Forestière Française* 47:97-105
- SALZET G (2019) Analyse et modélisation bayésienne de la qualité du sapin de Douglas en vue de prédire la ressource en extractibles [Analyse und bayessche Modellierung der Qualität von Douglasie im Hinblick auf die Vorhersage der Ressource an Extraktstoffen] Masterarbeit, Université Montpellier, AgroParisTech, Frankreich, 76 S. + Anhang
- WERNSDÖRFER H, PULKKINEN M, NINGRE F, ALBRECHT A, PERIN J, LIGOT G, OTTORINI JM (2016) Evaluierung von zwei auf unterschiedlichen Modellansätzen beruhenden Wuchsmodellen im Hinblick auf die Entwicklung neuer Behandlungsstrategien. DVFFA, Sektion Ertragskunde, Tagungsbericht, S. 160

Einfluss der Baumartenmischung auf die Holzqualität der Buche (*Fagus sylvatica* L.)

Andreas Rais^{1,2}, Jan-Willem van de Kuilen², Hans Pretzsch¹

¹Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Technische Universität München

²Holzforschung München, Holztechnologie, Technische Universität München

Zusammenfassung

Die Rotbuche ist unsere häufigste Laubbaumart in Deutschland. Durch ihre Konkurrenzkraft und ihre morphologische Variabilität kommt sie in verschiedenen Mischungen vor. Ob und inwieweit sich die äußere Variabilität in inneren Holzeigenschaften abbildet, ist Gegenstand der vorliegenden Untersuchung.

Dazu wurden 100 Rotbuchen im unterfränkischen Spessart näher untersucht, die aus unterschiedlichen Mischungsformen stammten. Das Material teilte sich auf in fünf gleich große Gruppen zu je 20 Bäumen, kommend aus Buchenreinbeständen und aus den eigentlichen vier Buchenmischbeständen mit den jeweiligen Baumarten Douglasie, Fichte, Kiefer und Eiche. Nach Fällung und Einschnitt wurden die Schnitthölzer maschinell nach Festigkeit sortiert. Dazu wurde der dynamische Elastizitätsmodul (MOE_{dyn}) ermittelt, der sich aus der Rohdichte, der Länge und der Eigenfrequenz ergibt. Dieses Sortierprinzip zeichnet sich durch hohe Durchlaufgeschwindigkeiten und hohe Korrelationen zur wahren Festigkeit aus. Der MOE_{dyn} – als Weiser für die Holzqualität im Bausektor – wurde verschiedenen unabhängigen Variablen wie dem kambialen Alter oder dem Mischungstyp gegenübergestellt. Mit Hilfe des Akaike-Informationskriteriums wurde aus allen möglichen Kombinationen das beste lineare gemischte Modell ausgewählt und geschaut, welche Baumvariablen signifikant auf den MOE_{dyn} wirken.

Die Ergebnisse zeigten Unterschiede der Holzqualität zwischen Mischungstypen. Buchen in Reinbeständen besaßen die höchsten Steifigkeiten. Insbesondere die Mischung mit den Lichtbaumarten Eiche oder Kiefer führte zu signifikanten Qualitätsminderungen bei Buchenbauholz. Daher sollte Buchenbrettschichtholz höherer Klassen (\geq GL 40c) nicht mit Buchen aus diesen Mischungstypen hergestellt werden. Die Untersuchung zeigte zudem, dass die Rohdichte von der Mischung unbeeinflusst ist.

Die Studie unterstreicht, dass die Baumartenmischung ein Grund für die Streuung der Steifigkeitseigenschaften ist. Die Umgestaltung unserer Wälder in Mischwälder beeinträchtigt die Holzqualität.

1 Einleitung

Die Rotbuche ist unsere häufigste Laubbaumart in Deutschland. Ohne menschliches Zutun beständen die heimischen Wälder zu großen Teilen aus buchendominierten Beständen. Ausschlaggebend sind dafür ihre Konkurrenzkraft und ihre morphologische Variabilität, die es ihr erlauben, auf verschiedenen Standorten und in verschiedenen Mischungen zu existieren. Ob und inwieweit sich die äußere Plastizität in inneren Holzeigenschaften abbildet, ist Gegenstand der vorliegenden Untersuchung.

Holzqualität ist ein Begriff, der abhängig von der Verwendung unterschiedlich definiert wird. Eine Rolle spielt zudem, auf welcher Stufe der Produktionskette man sich befindet: Die Beurteilung der Holzqualität am (stehenden) Baum kann sich in der Regel nur äußeren Kriterien wie Astdicken oder Schafformen bedienen, wogegen moderne Sägewerke das Schnittholz mit Röntgencannern durchleuchten, um Rohdichteprofile oder genaue Astverläufe zu erhalten. Für die Verwendung von Schnittholz als Bauholz sind vor allem Steifigkeit und Festigkeit relevant, da Statiker mit diesen Kennwerten Bauwerke designen. Ein sehr guter Prädiktor für die Steifigkeit eines Brettes ist der sogenannte dynamische Elastizitätsmodul (MOE_{dyn}), der häufig in Sägewerken bei der Sortierung von Schnittholz verwendet wird. Solche Maschinen zeichnen sich durch eine hohe Durchlaufgeschwindigkeit und durch eine gute Präzision aus. Holztechnologisch beeinflusst wird der MOE_{dyn} durch den Faserverlauf, den Mikrofibrillenwinkel und das Auftreten von Ästen.

2 Material und Methode

Die untersuchten Schnitthölzer stammten von insgesamt 100 Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L.) aus dem Spessart. Dieses Mittelgebirge liegt in Unterfranken im Norden von Bayern und ist neben seinen Eichen berühmt durch das Vorkommen von ausgedehnten Buchenbeständen. In den Forstbetrieben Heigenbrücken und Rothenbuch der Bayerischen Staatsforsten wurden im Winter 2017/2018 die untersuchten Bäume gefällt. Die Bestände sind in der Vergangenheit stammzahl- und vorratsreich erzogen und vorwiegend niederdurchforstet worden. Die Bäume konnten folgenden Mischungsformen zugeordnet werden: Buchenreinbestand und vier Mischbeständen mit jeweils der Baumart Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco), Fichte (*Picea abies* L. Karst.), Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Eiche (*Quercus petraea* (Matt.) L.). Die Stichprobengröße verteilte sich gleichmäßig auf die fünf Mischungsformen, so dass 20 Bäume pro Mischungsform vorlagen (Abbildung 1).

Der Einschnitt der insgesamt über 250 etwa 4,1 m langen Abschnitte erfolgte im Sägewerk Försch in Gössenheim nahe Lohr am Main. Mit einer Bandsäge wurden über 2000 Schnitthölzer verteilt auf zwei Querschnitte – 50 × 150 mm² und 40 × 80 mm² – eingesägt. Um die Lage jedes Schnittholzes auch nach dem Einschnitt noch zweifelsfrei bestimmen zu können, wurden auf die Hirnholzseiten der Rundholzabschnitte mit Hilfe einer Schablone ein Kreuz und Kreise unterschiedlicher Radien gesprüht (Abbildung 2). Letztere beinhalteten die Information über den Abstand zum Mark, das Kreuz wiederum diente zur Identifikation der Himmelsrichtung.

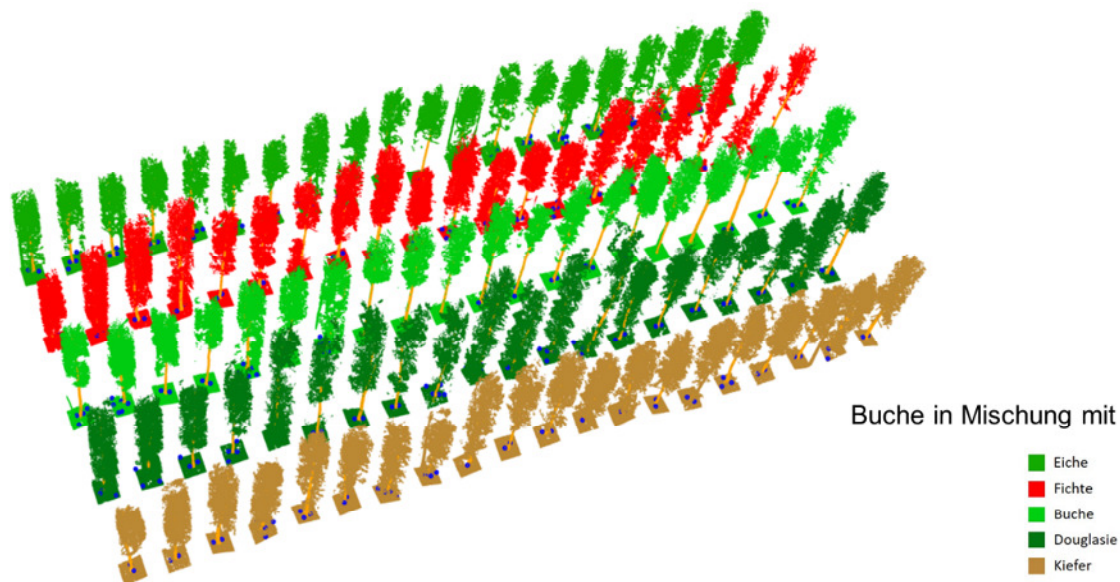


Abbildung 1 – Alle 100 Rotbuchen aus den fünf verschiedenen Mischungen wurden im Projekt mit einem terrestrischen Laserscanner (TLS) aufgenommen. Die Abbildung soll einen besseren Überblick über die Stichprobe zeigen, wobei die TLS-Punktwolken aller Bäume künstlich auf eine Ebene projiziert wurden.

Bei der Fällung der Bäume wurden, verteilt über die Stammlänge, ebenso Stammscheiben gewonnen (Abbildung 2). Die Analyse der Scheiben erfolgte mit einem digitalen Positiometer (Biritz GmbH, Gerasdorf bei Wien, Austria). Die Jahrringbreiten wurden in allen vier Haupthimmelsrichtungen bestimmt. Das Verschneiden der Informationen, kommend von der Schablone und aus dem Jahrringlabor, ermöglichte für jedes Schnittholz die Ermittlung des durchschnittlichen kambialen Alters und der durchschnittlichen Jahrringbreite.



Abbildung 2– Für jedes Schnittholz waren die axiale und radiale Position im Baum bekannt. Ebenso wusste man das kambiale Alter und die Jahrringbreiten jedes Schnittholzes.

Der MOE_{dyn} – ein Maß für die Steifigkeit – wurde an jedem Schnittholz ermittelt. Eingangsgrößen waren die Rohdichte (ρ), die Eigenfrequenz (f) und die Länge (l) (Abbildung 3). Zusätzlich wurde die Holzfeuchte (u) der getrockneten Schnitthölzer gemessen, um den MOE_{dyn} für alle Schnitthölzer auf eine Holzfeuchte von 12 % zu standardisieren. Dazu wurde der $MOE_{dyn,12\%}$ gemäß der gängigen Formel aus EN 384 umgerechnet, die unter dem Fasersättigungsbereich besagt, dass bei einem absoluten Rückgang der Holzfeuchte um 1 % der MOE_{dyn} um 1 % steigt. Die Rohdichte wurde aus der Masse und dem Volumen eines Schnittholzes berechnet.



Abbildung 3– Der MOE_{dyn} steht stellvertretend für die Holzqualität, er ist ein direktes Maß für die Steifigkeit von Bauholz.

Mit Hilfe gemischter Modelle wurde festgestellt, ob der MOE_{dyn} von einer der folgenden erklärenden Parametern abhängt: Axiale Stammposition *BlochTyp*, kambiales Alter *KamAlter*, Jahrringbreite *JRB* oder Mischungstyp *Mischung*. Die Grundform mit allen möglichen erklärenden Parametern sah wie folgt aus:

$$MOE_{dyn_{ij}} = a_0 + a_1 \times \text{Mischung} + a_2 \times \text{JRB} + a_3 \times \text{KamAlter} + a_4 \times \text{BlochTyp} + b_j + \varepsilon_{ij}$$

Dabei stand der Index i für das Brett, der Index j für den Baum. Die Regressionskoeffizienten lauteten a_0 , a_1 , a_2 , a_3 und a_4 . Die unabhängige Variable *Mischung* war kategorisch, alle anderen unabhängigen Variablen numerisch. Die Variable b_j beschrieb einen zufälligen Effekt, da die Stichprobe nicht vollständig zufällig war: Einige Schnitthölzer stammten von ein und demselben Baum. Die zufälligen Effekte wurden als normalverteilt mit Mittelwert Null und konstanter Varianz angenommen. Der Fehlerterm ε_{ij} war normalverteilt mit dem Erwartungswert Null und konstanter Varianz.

Alle möglichen Kombinationen von Modellen aus vier erklärenden Variablen ($n = 4$) wurden erzeugt mit $\sum_{k=1}^n n! / [(n - k)! \times k!]$, wobei k die Anzahl der unabhängigen Variablen wiedergab. Das Akaike-

Informationskriterium (AIC) wurde als Anpassungskriterium für die Auswahl des besten (multiplen) linearen Modells verwendet. Es wurde schließlich getestet, ob dieses Modell besser ist als ein Modell mit nur zufälligen Effekten. Vom ausgewählten Modell wurden die festen und zufälligen Effekte geschätzt und ihre Signifikanzniveaus bestimmt.

Die allgemeine bauaufsichtliche Zulassung Z-9.1-679 für Brettschichtholz aus Buche und Brettschichtholz für Buchenhybridträger definiert verschiedene Brettschichtholzklassen. Für die höheren Brettschichtholzklassen GL 40c, GL 44c und GL 48c werden neben visuellen Anforderungen an die Lamellenqualität zusätzlich auch Mindestgrenzen für den MOE_{dyn} gestellt. Diese Schwellen liegen bei 14000 bzw. 15000 N mm⁻². Zur Verdeutlichung des Einflusses der Mischung wurde für jeden Mischungstyp der Funktionswert des Modells berechnet. Als Eingangsdatensatz wurde jeweils die gesamte Stichprobe von fast 1000 Schnitthölzern gewählt, um ceteris-paribus-Bedingungen in allen anderen unabhängigen Variablen zu gewährleisten. Der Effekt bei dem Ausbeuteunterschied war daher der reine Effekt, der in Folge des Mischungstyps entsteht.

3 Resultate

Die hier gezeigten Ergebnisse basieren auf einem Teildatensatz, der zum Zeitpunkt der Ertragskundetagung vorlag und dort in der Präsentation vorgestellt wurde. Die Stichprobengröße – ausgedrückt als Anzahl der Bretter – betrug 1065 und kam von allen 100 Bäumen.

Es wurden insgesamt 15 Modelle erzeugt. Das Modell mit dem geringsten AIC-Wert beinhaltetete alle zur Verfügung stehenden unabhängigen Variablen trotz des implementierten Prinzips der Parsimonie (Occam’s razor). Die Regressionskoeffizienten sind in Tabelle 1 wiedergegeben. Das Modell in Tabelle 1 war besser als das Modell, welches nur die Zufallseffekte beinhaltetete.

Tabelle 1 – Das beste Modell zur Beschreibung des MOE_{dyn} beinhaltet alle unabhängigen Variablen, die grundsätzlich zur Verfügung standen.

	Offset	Kambiales Alter	Blochart ¹⁾	Jahringbreite	Douglasie	Fichte	Eiche	Kiefer
Regressionskoeffizient	15692	+15,8	-802	+22,1	-451	-452	-1533	-2130
Einheit	N mm ⁻²	N mm ⁻² yrs ⁻¹	N mm ⁻²	N mm ⁻² mm ⁻¹	N mm ⁻²	N mm ⁻²	N mm ⁻²	N mm ⁻²
p-Wert		< 0,0001	< 0,0001	0,721		0,001 ³⁾		

- 1) Der untere Abschnitt, der Erdstammabschnitt, ist die erste Länge und hat den numerischen Wert „1“, der zweite Abschnitt hat den numerischen Wert „2“.
- 2) Die Mischung bzw. der Mischungstyp ist kategorisch; als Referenz fungiert die Holzqualität des Buchenreinbestands.
- 3) Dieser Wert entstammt der einfachen Varianzanalyse und zeigt, dass es auf dem 5 %-Signifikanzniveau generelle Unterschiede zwischen den Mischungstypen gibt.

Vergleicht man die Ausprägungen des Mischungstyps paarweise, so zeigte sich, dass die Unterschiede nicht immer signifikant waren. Tabelle 2 zeigt alle p-Werte, wobei die hervorgehobenen Werte signifikante Unterschiede zwischen den Paaren auf dem 5 %-Signifikanzniveau darstellen.

Tabelle 2 – Die jeweiligen p-Werte für die paarweisen Vergleiche (post-hoc-Tests) innerhalb der kategorischen, unabhängigen Variable des Mischungstyps.

	Buche	Douglasie	Fichte	Eiche	Kiefer
Buche		0,326	0,322	0,001	0,000
Douglasie			0,998	0,022	0,000
Fichte				0,022	0,000
Eiche					0,189
Kiefer					

Unter der Verwendung des abgeleiteten Modells und des gesamten Datensatzes wurden für jeden Mischungstyp die MOE_{dyn} -Werte berechnet. Der Unterschied der einzelnen Verteilungen bezüglich des Modellwertes für den MOE_{dyn} lag somit lediglich im Mischungstyp begründet. Abbildung 4 illustriert die Ausbeuten in Abhängigkeit des Mischungstyps für zwei separate Schwellen: 14000 und 15000 N mm⁻². Die Holzqualität der Rotbuche sank in der folgenden Reihung des Mischungstyps (Tabelle 1): Buchenreinbestand > Buchen-Douglasien-Mischbestand > Buchen-Fichten-Mischbestand > Buchen-Eichen-Mischbestand > Buchen-Kiefern-Mischbestand. Bei der Ausbeute zeigte sich selbstverständlich die gleiche Reihung (Abbildung 4).

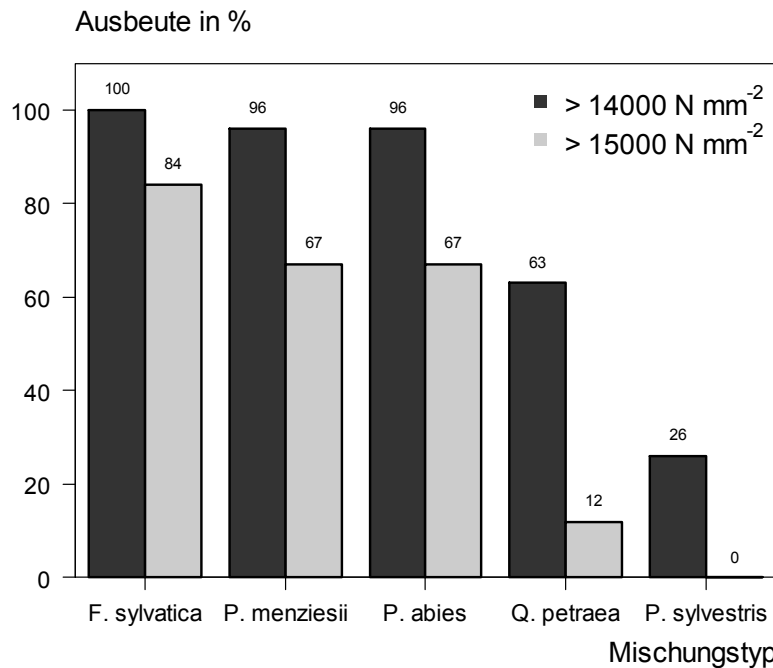


Abbildung 4– Der Ausbeuteunterschied für zwei Schwellen (14000 N mm^{-2} und 15000 N mm^{-2}), der lediglich auf den Mischungstyp zurückzuführen war.

4 Diskussion

Europäische Festigkeitsklassen nach EN 338 definieren sich über Festigkeit, Steifigkeit und Rohdichte. Einer Charge Schnittholz (z.B. C24) können daher definierte Werte zugeordnet werden, die dann der Weiterverarbeiter und Statiker verwenden. Der Steifigkeitswert ist definiert über den statischen Elastizitätsmodul (EN 14081, EN 408), der wiederum sehr treffsicher über den MOE_{dyn} geschätzt werden kann. Wohl aus diesem Grund wurde in einer allgemein bauaufsichtlichen Zulassung von Buchenbrettschichtholz als Sortierkriterium neben der Sortierklasse nach DIN 4074 eine Anforderung gestellt, die auf dem MOE_{dyn} beruht. Diese zusätzliche Anforderung gilt bei Brettschichtholz von hoher Festigkeitsklasse ($\geq \text{GL } 40\text{c}$). Für die Außenlamellen von GL 44c und GL 48c liegt die Schwelle sogar bei 15000 N mm^{-2} . Auf Grundlage der verwendeten Stichprobe ist dies nicht mit Buchen aus Mischbeständen mit Eiche oder Kiefer möglich. Die aus diesen beiden Lichtbaumarten resultierenden Bestandesstrukturen scheinen das Wachstum und die Holzqualität der Buche negativ zu beeinflussen. Holztechnologisch kann dies an einer Änderung von Astdurchmessern, in einer Modifikation der Faserabweichung oder in einer Veränderung des Mikrofibrillenwinkels liegen. Buchenholz aus Reinbeständen lag über dem Schwellenwert von 15000 N mm^{-2} mit 84 % der Schnittware. Laut der gezeigten Studie muss man einem Hersteller von Buchenbrettschichtholz klar raten, Buchen aus Buchenreinbeständen zu erwerben.

Die Anzahl von insgesamt knapp über 1000 Schnitthölzer, die in dieser Untersuchung verwendet wurden, scheint auf den ersten Blick hoch. Allerdings stammt die Gesamtheit der Schnittware von nur 100 Bäumen. Es wäre wünschenswert gewesen, die Stichprobe zu erhöhen, jedoch ist der logistische und finanzielle Aufwand für eine umfassendere Analyse ebenfalls hoch. Statistisch wurde die verbundene Nestung der Datenstruktur versucht, mit gemischten Modellen zu berücksichtigen. Eine weitere wichtige Frage ist, wie repräsentativ die Stichprobe der ausgewählten Rotbuchen ist? Stehen sie stellvertretend für die Gesamtheit der Rotbuchen im Bestand? Dies kann nicht abschließend geklärt werden, da die innere Holzqualität nicht von anderen Bäumen bestimmt wurde. Jedoch wurden äußere Baumeigenschaften von allen 100 Rotbuchen inklusive Bestandsbäumen mit Hilfe des terrestrischen Laserscannings erfasst. Durch die Kenntnis der Durchmesser- oder kronenformbeschreibenden Variablen lässt sich die gezogene Stichprobe bewerten.

Die Rohdichte ist ein Bestandteil der mathematischen Formel für den dynamischen Elastizitätsmodul. Die Rohdichte der Schnitthölzer wurde gemessen, war aber nicht als singuläre Größe Bestandteil der Untersuchung. Eine statistische Analyse wurde dennoch gemacht, aber weder als Hypothese formuliert noch als Ergebnis gezeigt. Dennoch hier in Kürze, was man auf Grund der hiesigen Stichprobe über die

Rohdichte und ihre Abhängigkeit von der Mischung sagen kann. Die Buche zählt hinsichtlich des Holzaufbaus zu den zerstreutporigen Laubhölzern. Bildhaft gesprochen wird über die ganze Vegetationsperiode hinweg, in der auch das eigentliche Holz gebildet wird, der gleiche Mix aus Fasern und Gefäßen gebildet. Es kommt – anders als bei Eiche oder Esche – weder zu einer Konzentrierung der Gefäßbildung im frühen Sommer noch zur Faserbildung im Sommer. Bei ringporigen Laubhölzern ist zudem die Breite des Frühholzes relativ konstant, das Spätholz dagegen in der Breite variabel. Sind die Wachstumsverhältnisse in einem Jahr gut, bedeutet dies deshalb einen breiten Jahrring und damit einhergehend einen hohen Spätholzanteil, der wiederum zu einer hohen Rohdichte führt. Im Klartext: breiter Jahrring gleich hohe Rohdichte. Die Rotbuche dagegen zeigt diese Abhängigkeit der Jahrringbreite von der Rohdichte eher nicht. Dies ist womöglich ein Grund, weshalb die Mischung keinen Einfluss auf die Rohdichte in der vorliegenden Untersuchung zeigt. Im Generellen schwankt die Rohdichte der Buche gering.

5 Literatur

- AKAIKE, H., 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans. Automat. Contr.* 19, 716–723. <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>
- BARBEITO, I., DASSOT, M., BAYER, D., COLLET, C., DRÖSSLER, L., LÖF, M., DEL RIO, M., RUIZ-PEINADO, R., FORRESTER, D.I., BRAVO-OVIEDO, A., PRETZSCH, H., 2017. Terrestrial laser scanning reveals differences in crown structure of *Fagus sylvatica* in mixed vs. pure European forests. *For. Ecol. Manage.* 405, 381–390. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.043>
- BAYER, D., SEIFERT, S., PRETZSCH, H., 2013. Structural crown properties of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* [L.]) in mixed versus pure stands revealed by terrestrial laser scanning. *Trees* 27, 1035–1047. <https://doi.org/10.1007/s00468-013-0854-4>
- BRAVO-OVIEDO, A., PRETZSCH, H., AMMER, C., ANDENMATTEN, E., BARBATI, A., BARREIRO, S., BRANG, P., BRAVO, F., COLL, L., CORONA, P., DEN OUDEN, J., DUCEY, M.J., FORRESTER, D.I., GIERGICZNY, M., JACOBSEN, J.B., LESINSKI, J., LÖF, M., MASON, W.L., MATOVIC, B., METSLAID, M., MORNEAU, F., MOTIEJUNAITE, J., O'REILLY, C., PACH, M., PONETTE, Q., DEL RIO, M., SHORT, I., SKOVGAARD, J.P., SOLIÑO, M., SPATHELF, P., STERBA, H., STOJANOVIC, D., STRELCOVA, K., SVOBODA, M., VERHEYEN, K., VON LÜPKE, N., ZLATANOV, T., 2014. European Mixed Forests: definition and research perspectives. *For. Syst.* 23, 518. <https://doi.org/10.5424/fs/2014233-06256>
- DIELER, J., PRETZSCH, H., 2013. Morphological plasticity of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in pure and mixed-species stands. *For. Ecol. Manage.* 295, 97–108. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.049>
- DIN 4074-5:2008-12, Strength grading of wood – Part 5: Sawn hard wood; DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 2008.
- ELLENBERG, H., LEUSCHNER, C., 2010. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht.* Eugen Ulmer, Stuttgart.
- EN 384:2016+A1:2018, Structural timber – Determination of characteristic values of mechanical properties and density; DIN Deutsches Institut für Normung e. V., 2019.
- GÖRLACHER, R., 1984. Ein neues Meßverfahren zur Bestimmung des Elastizitätsmoduls von Holz. *Holz als Roh- und Werkst.* 42, 219–222. <https://doi.org/10.1007/BF02607231>
- HÖWLER, K., VOR, T., SEIDEL, D., ANNIGHÖFER, P., AMMER, C., 2019. Analyzing effects of intra- and interspecific competition on timber quality attributes of *Fagus sylvatica* L.—from quality assessments on standing trees to sawn boards. *Eur. J. For. Res.* 138, 327–343. <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01173-7>
- JUCHHEIM, J., ANNIGHÖFER, P., AMMER, C., CALDERS, K., RAUMONEN, P., SEIDEL, D., 2017. How management intensity and neighborhood composition affect the structure of beech (*Fagus sylvatica* L.) trees. *Trees* 31, 1723–1735. <https://doi.org/10.1007/s00468-017-1581-z>
- KOVRYGA, A., STAPEL, P., VAN DE KUILEN, J.W.G., 2019. Mechanical properties and their interrelationships for medium-density European hardwoods, focusing on ash and beech. *Wood Mater. Sci. Eng.* 1–14. <https://doi.org/10.1080/17480272.2019.1596158>
- LEGENDRE, P., LEGENDRE, L., 1988. *Numerical ecology*, Second eng. ed, *Developments in environmental modelling*, 20. Elsevier, Amsteram.

- MERINO, A., REAL, C., ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G., RODRÍGUEZ-GUITIÁN, M.A., 2007. Forest structure and C stocks in natural *Fagus sylvatica* forest in southern Europe: The effects of past management. *For. Ecol. Manage.* 250, 206–214. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.05.016>
- NICKEL, M., KLEMMT, H.-J., PRETZSCH, H., 2007. Unter optimalen Wuchsbedingungen in Bayern - Durchforstungsreaktion der Buche. *AFZ/Der Wald* 13, 676–679.
- PRETZSCH, H., 2014. Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. *For. Ecol. Manage.* <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.027>
- PRETZSCH, H., BIBER, P., 2005. A Re-Evaluation of Reineke's Rule and Stand Density Index. *For. Sci.* 51, 17.
- PRETZSCH, H., BIBER, P., SCHÜTZE, G., KEMMERER, J., UHL, E., 2018. Wood density reduced while wood volume growth accelerated in Central European forests since 1870. *For. Ecol. Manage.* 429, 589–616. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.045>
- PRETZSCH, H., RAIS, A., 2016. Wood quality in complex forests versus even-aged monocultures: review and perspectives. *Wood Sci. Technol.* 50. <https://doi.org/10.1007/s00226-016-0827-z>

Adequate silviculture management of silver fir stands in the Czech Republic

Jiří Novák, David Dušek, Dušan Kacálek, Marian Slodičák
Forestry and Game Management Research Institute, Research Station Opočno, Czech Republic

Introduction

Silver fir (*Abies alba* Mill.) was historically one of the main forest tree species in the Czech Republic territory. In natural species composition, fir had covered 19% of area in the past. Fir stands began to decline in the 19-20th century for several reasons: boom of clear-cut forest system that is unsuitable for fir regeneration, outbreaks of adelges (*Dreyfusia* sp.), local air pollution (e.g. ŁUSZCZYŃSKA et al. 2018), lower genetic variability, excessive density of hoofed game (e.g. VRŠKA et al. 2009), etc. As a result of the above-mentioned factors, fir shared only 1.1% (29,500 ha) currently of the Czech forested land in 2017. Additionally, avoidance of deliberate management has led to a situation (Fig. 1) where approx. 38% (10,500 ha) of the fir stands are classified as the age degree 10+ (100-year-old and older). On the other hand, age degrees 3, 6 and 7 accounted for merely 2-3% (600-800 ha).

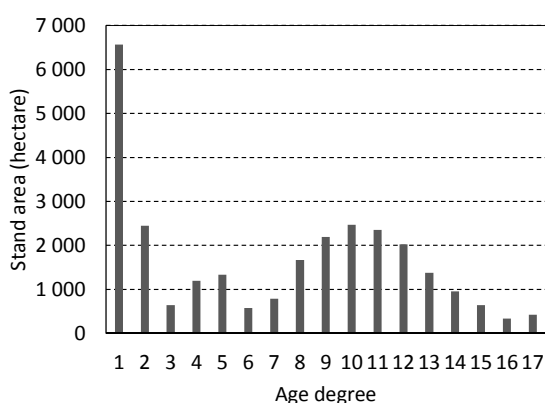


Fig. 1: Silver fir stand area by age degrees (2017) in the Czech Republic (source of data: Forest Management Institute, www.uhul.cz)

At the beginning of 21st century, conditions for fir management have improved in the Czech Republic and also in whole central European region (BOŠELA et al. 2014, VITASSE et al. 2019). Consequently, our foresters use silver fir again for regeneration. First age degree (stands up to age of 10 years) includes 6,500 ha, i.e. 23.5% of fir stands in the country.

Together with increasing area of young stands with fir, stakeholder's demand for new knowledge and guidance to adequate management is needed. In 2019, we start to contribute to this topic in the frame of research project, coordinated by Forestry and Game Management Research Institute (FGMRI)

"Approaches for supporting silver fir in managed forests in the Czech Republic" supported by Ministry of Agriculture.

Project description

There are many advantages of silver fir stands restoration such as wood production, deep rooting, and current health condition of this native species. On the other hand, a few disadvantages should be also taken into account such as less valuable wood (compared to spruce), poorer growth within clear-cuts, more frequent silvicultural measures (thinning) and attractiveness for game (browsing, stripping). Besides that, foresters are no longer skilled in the practical management of fir stands in many regions. Therefore, mentioned project has high potential for application of outputs directly in practice.

The project team consists of researchers and technicians from FGMRI (Department of forest ecology, Department of biology and breeding, Department of forest protection service, Research station for reproductive sources – Kunovice, and Research station for silviculture - Opočno) and Czech University of Life Sciences Prague (Faculty of Forestry and Wood Sciences). As practical user of project outputs and model area for experiments, ownership managed by Municipal Forests Tábor Ltd. is also included into project team.

The project focuses on following topics: (1) Structure, production and health condition of forests with fir. Natural and artificial regeneration of fir in different site conditions, (2) Soil improving and stabilising functions of fir, (3) Recommendation of provenances of fir for Czech forestry management based on results from long-term experiments, (4) Determination of risk factors for fir growth concerning meteorological stresses and nutrition status (5) Importance of insect pests and fungal diseases in fir stands, (6) The innovation of operating techniques for the sowing of fir seeds in forest nurseries and (7)

Silvicultural measures for supporting a share of fir in forest stands. As project outputs, scientific publications in journals and also certified forest guides for practitioners are planned.

Examples of beginning project activities

The project works started at January 2019 on all topics. As an example we present sampling for dendrochronological and biomass analysis of silver fir (Fig. 2, left), which were done in several regions of the Czech Republic. In the frame of started forest protection research, *Pityokteines spinidens* (REITTER, 1894) was detected as main insect pest of silver fir in the Czech Republic (Fig. 2, right)



Fig. 2: Fresh disc samples (photo: dept. of Forest Ecology, FGMRI) and feed mark of *Pityokteines spinidens* in silver fir (photo: dept. of Forest Protection Service, FGMRI).

It was mentioned, that foresters have lost information about the practical management of fir stands in many regions. Thus, silver fir thickets are thinned in the same way as foresters do in Norway spruce thickets usually, i.e. very heavy thinning with removal of all understorey. This management is, however improper in silver firs with different ecological requirements. Therefore, new experiments were established in juvenile silver fir stands to find and verify appropriate first thinning techniques (Fig. 3).



Fig. 3: Silver fir thickets (both naturally or artificially regenerated) need adequate management especially at first thinning stage. We use truncation instead of whole tree removing because some vertical canopy closure should be maintained for successful development of promising silver fir individuals (photo: dept. of Silviculture, FGMRI).

Conclusion

In the Czech Republic, silver fir shifted from historically one of main commercial to usually neglected species during the 20th century. On the other hand, forest area occupied by silver fir slowly, but continually increased in the last decade. Therefore, request from practitioners for adequate management system based on new research knowledge and practical examples are evident.

The presented project (based also on established experimental base) is expected to contribute to the solution of this problem. Recommendations based on the results are to be transferred to stakeholders.

Acknowledgements: Research is supported by Ministry of Agriculture of the Czech Republic, projects "Approaches for supporting silver fir in managed forests in the Czech Republic (QK1910292)" and MZE-RO0118.

References

- ŁUSZCZYŃSKA, K, WISTUBA, M., MALIK, I.: Reductions in tree-ring widths of silver fir (*Abies alba* Mill.) as an indicator of air pollution in southern Poland. *Environmental & Socio-economic Studies*, 6:44-51, 2018
- VRŠKA, T., ADAM, D., HORT, L., KOLÁŘ, T., JANÍK, D.: European beech (*Fagus sylvatica* L.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) rotation in the Carpathians - A developmental cycle or a linear trend induced by man? *Forest Ecology and Management*, 258:347-356, 2009
- BOŠELA, M., PETRÁŠ, R., SITKOVÁ, Z., PRIWITZER, T., PAJTIK, J., HLA VATÁ, H., SEDMÁK, R., TOBIN, B.: Possible causes of the recent rapid increase in the radial increment of silver fir in the Western Carpathians. *Environmental Pollution*, 184:211-221, 2014
- VITASSE, Y., BOTTERO, A., REBETEZ, M., CONEDERA, M., AUGUSTIN, S., BRANG, P., TINNER, W.: What is the potential of silver fir to thrive under warmer and drier climate? *European Journal of Forest Research*, 138:547-560, 2019

Einzelbaumweise Zuwachsmodellierung der Fichte im sächsischen Mittelgebirge mit Boosted Regression Trees

Christian Torsten Seltmann¹, Jakob Wernicke², Kristian Munder¹, Sven Martens³

¹Staatsbetrieb Sachsenforst, Referat Waldentwicklung Waldschutz, Graupa

²Forstliches Forschungs- und Kompetenzzentrum, Gotha

³Staatsbetrieb Sachsenforst, Referat Forsteinrichtung, Waldbewertung, Waldinventuren, Pirna

Zusammenfassung

Für die risikobewusste Bewirtschaftung von Forsten sind Kenntnisse über den Einfluss von Standort- und Klimafaktoren auf den Zuwachs der Wirtschaftsbaumart Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) essentiell. Der einzelbaumweise Zuwachs ist abhängig von einem komplexen Gefüge aus biotischen - (Konkurrenzeffekte, Borkenkäferbefall) und abiotischen Faktoren, d. h. Umweltfaktoren (Klima, Boden, Relief). Der Einfluss von biotischen Faktoren lässt sich durch menschliches Handeln teilweise regulieren (z. B. Durchforstungen), Umweltfaktoren sind jedoch nicht direkt beeinflussbar und stellen damit eine große Herausforderung an waldbauliche Entscheidungen.

Daher ist das Ziel der Studie, den relativen Einfluss von Umweltfaktoren und deren Interaktionen in Abhängigkeit von zwei Standortgruppen auf den einzelbaumweisen Zuwachs der Fichte zu identifizieren und zu quantifizieren. Die Daten der Bundeswaldinventur, des Umweltvektors aus dem Projekt Waldproduktivität – Kohlenstoffspeicher – Klimawandel (WP-KS-KW) und des regionalen Klimainformationssystems (ReKIS) bilden die Grundlage für die Standort-Leistungsmodellierung (SLM). Der einzelbaumweise Zuwachs wird mit Boosted regression trees modelliert, einem Machine Learning Ansatz, mit dem nicht-lineare Prozesse auf Grundlage umfangreicher Datensätze untersucht werden können.

Die Ergebnisse der SLM zeigen, dass der einzelbaumweise Zuwachs der Fichten maßgeblich von Relief- und Wasserhaushaltsfaktoren bestimmt wird. Interaktionen zwischen Klima- und Standortfaktoren beschreiben die Variabilität des Zuwachses auf gleichen Standorten. Darüber hinaus zeigt die Studie, wie auf Grundlage von Boosted Regression Trees die umfangreichen räumlichen Daten der BWI für die SLM genutzt werden können.

Einleitung

Im Rahmen der risikosensitiven Bewirtschaftung von Wäldern sind Kenntnisse über den Einfluss von Standort-, Boden- und Klimafaktoren auf den Zuwachs von Fichten (*Picea abies* (L.) Karst.) essentiell. Der einzelbaumweise Zuwachs wird in Abhängigkeit der jeweiligen Umweltfaktoren mit Hilfe von statistischen Modellen untersucht, sogenannten Standort-Leistungsmodellen (SLM). Entscheidend für die Erstellung und Anwendung der SLM sind die zur Verfügung stehenden zeitlich, räumlich und inhaltlich aufgelösten Daten. Die Datenbasis dieser Arbeit sind die umfangreichen, einzelbaumdimensionsbezogenen Wiederholungsaufnahmen der Bundeswaldinventur (BWI) 2 und 3 aus den Aufnahmejahren 2002 und 2012. Diese Daten wurden bereits ausführlich genutzt um SLM, u.a. für die Baumart Fichte auf Bundesebene (ALBERT und SCHMIDT 2012, BURGGRAEF et al. 2016, BURGGRAEF et al. 2017, BRANDL et al. 2019) und für die Bundesländer Hessen, Niedersachsen (SCHMIDT et al. 2018) sowie Bayern (BRANDL et al. 2014) zu berechnen. Aufgrund der Standortssensitivität der SLM und des komplexen Gefüges von Umwelteigenschaften können die Modellergebnisse nur teilweise auf andere Bundesländer übertragen werden. Daher wird in der hier vorgestellten Studie ein SLM für die Fichte im sächsischen Mittelgebirge vorgestellt, das die Komplexität der Umwelteigenschaften und deren Interaktionen auf den einzelbaumweisen Zuwachs der Fichten untersucht.

Die Fichte kommt im sächsischen Mittelgebirge von den Berg- und Kammlagen bis in tiefere Gebiete in Reinbeständen vor, d. h. auch auf Standorten die außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes liegen. Dort wurde die Fichte in der Vergangenheit für die forstliche Nutzung auch in Reinbeständen angebaut. Besonders außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes erhöht sich das Risiko der Fichten, durch Klima-, Boden- und Standortfaktoren in ihrem Wachstum limitiert zu werden. Die Heterogenität des Untersuchungsgebiets und damit der Standorteigenschaften macht die Fichte zu einer idealen Modellbaumart für die SLM.

Wichtige wachstumslimitierende Umweltfaktoren für die Fichte sind Trockenheit und Dürre (NEUMANN 2000, VAN DER MAATEN-THEUNISSEN et al. 2012, PRETZSCH et al. 2014), d. h. eine Kombination aus hohen Temperaturen und geringen Niederschlagsmengen (BRANDL et al. 2014). Dieser Zusammenhang scheint abhängig von der Höhe . NN zu sein, d. h. auf höheren Lagen ist der Zuwachs der Fichte stärker temperaturlimitiert und in unteren Lagen wasserlimitiert (ELLENBERG & LEUSCHNER 2011). Im Gebirge nimmt der Zuwachs mit zunehmender Hangneigung ab und ist positiv von der Globalstrahlung beeinflusst (ROHNER et al. 2016), deren Pflanzenwirksamkeit wiederum von der Hangausrichtung und der –position des Wuchsortes abhängt (BÖHNER und ANTONIĆ 2008). Im Allgemeinen ist ein hoher Zuwachs bei der Fichte von einer guten Nährstoffverfügbarkeit abhängig (ALBERT und SCHMIDT 2012, MELLERT et al. 2018). Aus diesen Beispielen geht hervor, dass der Zuwachs der Fichte abhängig von einem komplexen Gefüge aus Klima-, Standort- und Bodenfaktoren ist (YUE et al. 2011, KOHNLE et al. 2014). Um einen detaillierten Einblick in das komplexe Gefüge aus Umweltfaktoren und deren Interaktionen zu erhalten, wird der Standort-Leistungsbezug in dieser Studie differenziert nach terrestrischen- und Nassstandorten modelliert. Diese Aufteilung wurde gewählt, um besonders den Wachstumseinfluss von Trockenheit und Dürre bewerten zu können.

Die Rolle von Interaktionen zwischen zuwachsbeeinflussenden Umweltfaktoren wurde für die Fichte bisher häufig entlang von Umweltgradienten untersucht, z. B. Höhengradienten (VAN DER MAATEN-THEUNISSEN et al. 2012, WERNICKE et al. in review) oder Bodenfeuchtegradienten (RABEL et al. 2018). Diese punktuellen retrospektiven Wachstumsaufnahmen haben die Stärke, dass Informationen spezifischer Umweltfaktoren (z. B. Niederschlagsmenge) aus dem komplexen Gefüge herausgefiltert und entlang eines Gradienten zur Modellierung des Zuwachses der Bäume genutzt werden können. Allerdings erfassen einzelne Probenpunkte nicht die gesamte Komplexität der Standortsamplitude der Fichte und reduzieren die entsprechenden Analysen auf ausgesuchte Interaktionen zwischen Umweltfaktoren. Der Bezug zur gesamten Komplexität der Umwelteinflüsse und der umfangreichen Standortsamplitude der Fichte steht mit den räumlich und zeitlich umfangreichen Daten der BWI zur Verfügung. Untersuchungen auf Grundlage der BWI-Daten in Bayern zeigen, dass der Zuwachs der Fichte vor allem von der Interaktion des Temperaturregimes mit der Wasserverfügbarkeit abhängt (BRANDL et al. 2014). Standortliche Unterschiede haben einen großen Einfluss auf die Ergebnisse von SLM, daher wird in dieser Studie ein ähnlicher Ansatz auf Grundlage der sächsischen BWI-Daten durchgeführt. Somit ergibt sich die Kernfrage dieser Studie: Welche Umweltfaktoren und deren Interaktionen haben den größten relativen Einfluss auf den dekadischen Grundflächenzuwachs der Fichte auf terrestrischen und Nassstandorten?

Material und Methoden

Daten

Die Daten für die Modellierung des relativen dekadischen Grundflächenzuwachses (GZ_{rel}) stammen aus den BWI 2 (2002) und 3 (2012). In Sachsen erstrecken sich die Trakte der BWI in einem 2.83 km Quadratverband über den gesamten Wald. Die Daten der Umweltfaktoren wurden aus dem regionalen Klimainformationssystem (ReKIS) und aus den Umweltvektoren, die im Projekt „Waldproduktivitat – Kohlenstoffspeicher – Klimawandel“ (WP – KS – KW) für die BWI-Trakte abgeleitet wurden, sowie aus Daten der Bodenzustandserhebung (BZE) entnommen. Alle Daten wurden an den Traktecken der BWI des sächsischen Mittelgebirges (Abb. 1) aggregiert und je Einzelbaum für die Modellierung genutzt (Tab 1).

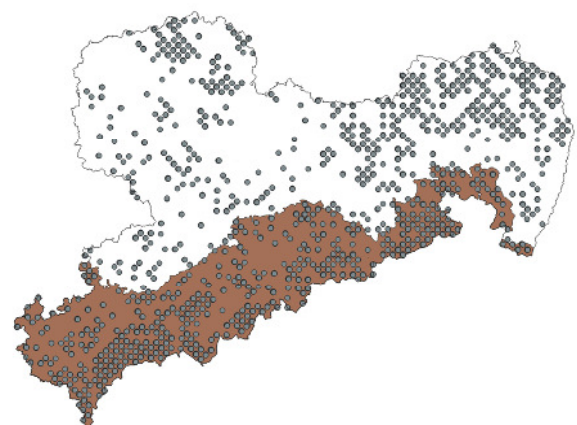


Abb. 1: Untersuchungsgebiet der SLM (braun) mit BWI-Traktecken als Punkte.

Tab. 1: Datengrundlage für das vorgestellte Standort-Leistungsmodell mit BRT. Im Zuge der Modellevaluation wurden folgende weitere Umweltfaktoren getestet: C- und N-Konzentration, Basensättigung, Kationenaustauschkapazität, pH-Wert, Dauer der Vegetationszeit, mittlere Temperatur und Niederschlag, Höhe ü. NN, Hangneigung und -ausrichtung, Anzahl der Trockentage, SPI für verschiedene Perioden. Die Daten aller Umweltfaktoren sind für die Dekade von 2002 – 2012 abgeleitet.

Bezeichnung	Abkürzung	Mittelwert (SD)	Einheit
Temperatursumme	Temp_sum	25976.57 (3000.57)	°C
Niederschlagssumme	NS_sum	5505.99 (534.6)	mm
Dürreindex SPI	spi	0.04 (0.12)	-
Einstrahlungswert	soldir	989.23 (103.93)	W m ⁻²
Mid-slope position	msp	461.14 (259.5)	-
Kalkungsmenge	kalk	5.47 (5.12)	t ha ⁻¹
C / N – Verhältnis	CN	2.12 (0.67)	-
Nutzbare Feldkapazität	nFk	656.81 (156.75)	cm ³ _{H₂O} cm ⁻³ _{Boden}
Kationenaustauschkapazität * Basensättigung	KAK_BS	12399.70 (7990.14)	μmol _c g ⁻¹

Zielvariable

Als Zielvariable des Modells wurde der Grundflächenzuwachs der Einzelbäume für die Jahre zwischen den BWI 2 und 3 berechnet. Um den einzelbaumweisen Zuwachs bis zur ersten Aufnahme 2002 im Modell zu berücksichtigen, wurde der relative Grundflächenzuwachs (GZ_{rel}) für alle Einzelbäume aus dem Quotienten des dekadische Grundflächenzuwachs (in cm² 10a⁻¹) und der Grundfläche der BWI 2 (in cm²) berechnet. Der GZ_{rel} wurde nur für Bäume modelliert, die in beiden BWI-Aufnahmen vermessen wurden und positive Grundflächenzuwächse aufwiesen.

Relative Zuwachsänderungen erlauben zwar eine unabhängige Bewertung von der Baumdimension, sie sind jedoch abhängig vom Baumalter. Da der Zuwachs eines Baumes in der Jugend exponentiell verläuft, ist der Zuwachs während der ersten Altersklasse (bis Alter: 20 Jahre) am größten und variiert ab der Altersklasse 2 nur noch marginal (ab 20 Jahre; Abb. 2). Die Ergebnisse der hier berechneten boosted regression trees (BRT) setzen keine Varianzhomogenität der Eingangsdaten voraus (ELITH et al. 2008, DE'ATH 2007), sodass alle Altersklassen in das Modell eingeschlossen wurden.

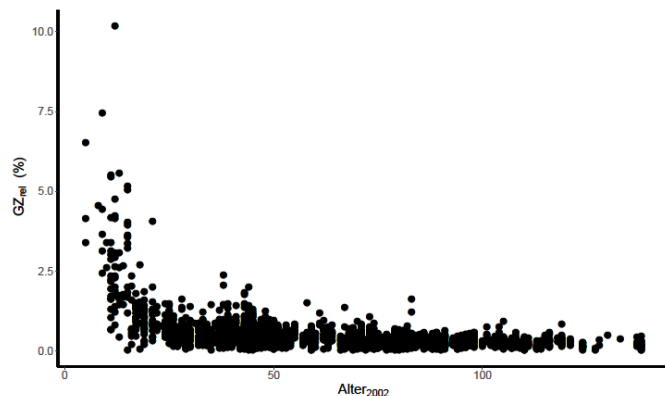


Abb. 2: Zusammenhang zwischen dem rel. dekadischen Grundflächenzuwachs und dem Ausgangsalter zur BWI 2002

Unabhängige Umweltfaktoren zur Modellierung des GZ_{rel}

Die unabhängigen Faktoren beschreiben das Klima, das Relief und die Bodeneigenschaften an den Trakteen der BWI (Tab. 1).

Klima- und Reliefdaten

Als klimatische Faktoren wurden die Temperatur- und Niederschlagssummen während der Vegetationsperiode, der Dürreindex, sowie die topographieabhängige Einstrahlung als unabhängige Variablen im SLM genutzt. Die Vegetationsperiode wird auf Grundlage der Tagesmitteltemperaturen aus den ReKIS-Rasterdaten abgeleitet. Der Beginn der Vegetationszeit ($VegZ_{start}$) wird mit der folgenden, an VON WILPERT (1990) angelehnten Formel berechnet:

$$VegZ_{start} = \frac{DOY T_{MA7} + DOY T_{MA5}}{2}$$

In der Formel beschreibt $DOY T_{MA7}$ den Tag des Jahres, an dem der 7-tägige gleitende Mittelwert 10 °C übersteigt. $DOY T_{MA5}$ ist das Pendant basierend auf dem gleitenden Mittelwert über eine Periode von 5 Tagen. Das Ende der Vegetationszeit ($VegZ_{Ende}$) entspricht dem Tag an dem der 7-tägige gleitende Mittelwert für 5 aufeinanderfolgende Tage < 10 °C liegt. Der 05. Oktober (Tag 279) wird als spätestester

Wert für $VegZ_{Ende}$ angenommen. Die Berechnung der Vegetationszeit wird hier ohne den Tag des Maitriebes berechnet, der in der ursprünglichen Formel berücksichtigt wird (VON WILPERT 1990). Die Temperatur- und Niederschlagssummen wurden für die Jahre 2002 – 2012 innerhalb der Periode $VegZ_{Start} - VegZ_{Ende}$ aus den Tageswerten der ReKIS-Daten je BWI-Traktecke berechnet.

Der Dürreindex SPI (Standardized Precipitation Index) basiert auf Niederschlags-Monatssummen und wurde für die Modellierung des GZ_{rel} auf einer zeitlichen Skala von 18 Monate berechnet, d. h. für die Berechnung des SPI für einen Monat wurden die Monatswerte der vergangenen 17 Monate mit in Betracht gezogen. Die daraus resultierenden SPI – Monatswerte wurden für die Monate Mai – August, d. h. die Monate der forstlichen Vegetationsperiode (METTE et al. 2011), über die 10 Jahre gemittelt. Die Berechnung erfolgte auf Grundlage der Niederschlagstageswerte aus dem ReKIS-Rasterdatensatz für jede BWI-Traktecke mit der R-Funktion „spi“ aus dem Paket „SPEI“ (BEGUERÍA & VICENTE-SERRANO 2017). Der SPI nimmt einen Wertebereich von - 2 bis + 2 an, wobei negative Werte trockene Perioden beschreiben und positive feuchte bis nasse Perioden.

Der topographieabhängige Einstrahlungswert (engl.: topographic solar radiation, hier soldir) wurde mit dem SAGA-GIS Modell „Potential incoming solar radiation“ berechnet. Der topographieabhängige Einstrahlungswert kombiniert Informationen der Sonneneinstrahlung an einem Standort mit der Topographie, d. h. der Hangneigung und Hangausrichtung (BÖHNER & ANTONIĆ 2009). Er ist ein Maß der pflanzenwirksamen Sonnenstrahlung in Abhängigkeit der genannten Reliefinformationen. Hohe Werte bedeuten eine hohe Einstrahlung an der jeweiligen Hangposition und niedrige Werte vice versa.

Die mid-slope-position (msp) wurde ebenfalls in SAGA-GIS (Modell: „Relative heights and slope positions“) für alle Traktecken der BWI berechnet. Die msp fasst Informationen aus der Hangneigung und der relativen Position der Traktecke am Hang zusammen. Die Hangneigung und die Wuchsposition am Hang ist für den Baumzuwachs von Bedeutung, da Temperaturen am Mittelhang während der Nacht höher sind als im Tal oder auf dem Plateau, bzw. am Oberhang (BÖHNER und ANTONIĆ 2009). Die msp hat einen Wertebereich von 1 – 1000 wobei niedrige Werte den Hangmittelpunkt beschreiben und hohe Werte das Tal, bzw. das Plateau, d.h. der Trakteckenposition mit der weitesten Distanz zur Hangmitte.

Bodendaten

Die Bodendaten wurden aus den Regionalisierungen der BZE-Daten und des Umweltvektors des Projekts WP – KS – KW auf die BWI-Traktecken übertragen. Bodendaten, die im Zuge der BZE und des Umweltvektors erhoben wurden, liegen in verschiedenen Tiefenschichten vor (0 - 5, 5 - 10, 10 - 30, 30 - 60, 60 - 90 bei der BZE und 0 - 30, 30 - 60, 60 - 80, 80 - 90, 90 - 100 und 100 – 160 cm beim Umweltvektor). Die zur Modellierung genutzten Bodendaten (s. Tabelle 1) wurden jeweils über die drei obersten Schichten summiert. Das CN-Verhältnis wurde als Quotient aus den summierten Kohlenstoff (C) – und Stickstoff (N) – Gehalten des Bodens berechnet.

Die aus den BZE-Daten abgeleitete Kationenaustauschkapazität (KAK) gibt den Gehalt der im Boden für Kationen verfügbaren Austauschplätze an. Böden mit einer hohen Austauschkapazität können den Eintrag von Anionen (Säuren) ohne Änderung des bodenchemischen Milieus (pH-Wert) abpuffern. Für den Pflanzenzuwachs von besonderer Bedeutung ist dabei die basische Kationenaustauschkapazität, die als Basensättigung (BS) bezeichnet wird. KAK und BS wurden für jede BWI-Traktecke multipliziert. Dieses Produkt (KAK_BS) ist ein Indikator für die Reaktivität von Böden gegenüber Säurebelastungen. Niedrige Werte (d. h. geringer Anteil der Neutralkationen Kalzium, Magnesium, Kalium und Natrium) kennzeichnen Böden, die eine Säurebelastung kaum abpuffern können und hohe Werte kennzeichnen Böden die eine Säurebelastung ohne negative ökologische Konsequenzen ausgleichen können.

Die aus dem Umweltvektor des Projekts WP – KS – KW abgeleitete nutzbare Feldkapazität (nFk) wurde je BWI-Traktecke für die drei obersten Tiefenschichten summiert und ist ein Maß für die pflanzenverfügbare Wassermenge des Bodens.

Die im Zuge der Bodenschutzkalkungen in Sachsen ausgebrachte Menge an Kalk ($t\ ha^{-1}$) wurde für die entsprechenden BWI-Traktecken abgeleitet. Die Bodenschutzkalkung wurde in Sachsen vor allem auf terrestrischen Standorten in den oberen Lagen des Mittelgebirges mit pH-Werten < 4.2 (Mineralbodentiefe 0 – 30 cm) und auf Böden mit mittlerer bis armer Nährstoffversorgung durchgeführt.

Standorteinteilung

Auf den BWI-Traktecken im sächsischen Mittelgebirge (Abb. 1) wurden insgesamt 2414 Bäume in beiden Bundeswaldinventuren aufgenommen, 1653 Individuen stockten auf terrestrischen Standorten und 406 auf Nassstandorten. Die BWI-Traktecken wurden gemäß den sächsischen Bodenfeuchtestufen in Sickerwasserböden (d. h. terrestrische Standorte) und Nassstandorte unterteilt. Bodenfeuchtestufen wurden in Abhängigkeit vom Wassereinfluss, der Bodenform und der reliefbedingten Lage sowie der Stamm-Vegetationsform durch Mitarbeiter des Referats Standortserkundung, Bodenmonitoring ausgewiesen. Terrestrische Standorte umfassen die Bodenfeuchtestufen T, S und X (jeweils: terrestrische -, extrem- und exponierte Trockenstandorte), also unvernässte Standorte, die teilweise in den Hoch- und Steillagen zum Teil schwer bewirtschaftbar sind (S- und X-Standorte). Nassstandorte schließen die Bodenfeuchtestufen N, O, B und W ein (jeweils: mineralische und organische Nassstandorte, Bachflächen- und wechselfeuchte Standorte). Diese sind z. T. sumpfig (O), dauerfeucht (N), bzw. durch das Relief oder in jahreszeitlichen Perioden stark vernässt (je B- und W-Standorte).

Statistische Auswertung

Boosted regression trees (BRT)

Boosted regression trees wurden angewendet, um die wichtigsten Umweltfaktoren mit Einfluss auf den relativen dekadischen Grundflächenzuwachs zu identifizieren und deren relative Wichtung zu untersuchen. Die BRT wurden für zwei Standortgruppen (terrestrische- und Nassstandorte) mit den gleichen ortsspezifischen Umweltfaktoren berechnet, um so den relativen Einfluss der jeweiligen Umweltfaktoren beider Gruppen zu quantifizieren. BRT erlauben unterschiedliche Wertebereiche der unabhängigen Variablen (z. B. Indizes, metrische Daten) und sind robust gegenüber nicht-linearen Zusammenhängen, Heteroskedastizität sowie fehlenden Daten. Bei der Berechnung beziehen BRT mitunter eine Vielzahl von Interaktionen zwischen den Umweltfaktoren in die Analyse ein.

Grundlagen

Boosted regression trees (BRT) bilden eine Gruppe von Modellierungsmethoden im Bereich des maschinellen Lernens (engl.: Machine Learning; HASTIE et al. 2001). „Boosting“ erlaubt die Modellgüte in einer sequentiellen Vorwärtsauswahl zu erhöhen (ELITH et al. 2008). Damit sind BRT eine Weiterentwicklung von einfachen Klassifikations- und Regressionsbäumen (auch CART: „Classification and Regression Trees“), mit denen der Wertebereich der abhängigen Variable durch zwei oder mehr unabhängiger Variablen in Gruppen unterteilt werden kann. Die jeweiligen Gruppen sind durch Grenzwerte der entsprechenden unabhängigen Variablen definiert. Es wird angenommen, dass eine Veränderung dieser unabhängigen Variablen einen Einfluss auf die entsprechende Gruppe der abhängigen Variablen hat.

In BRT wird der Prozess der Gruppenbildung vielfach wiederholt („boosting“). Der erste Regressionsbaum wird auf die tatsächlichen Daten der abhängigen Variablen berechnet, der Zweite auf den Residuen des ersten Baumes und alle weiteren Bäume auf die Summe der Residuen aller vorher berechneten Bäume. Die Anzahl der so gebildeten Bäume sollte nach einer Faustregel 1000 Bäume nicht unterschreiten (ELITH et al. 2007, ELITH & LEATHWICK 2017). Während dieses sogenannten iterativen Prozesses bilden die unabhängigen Variablen unterschiedlich oft Gruppen innerhalb der Residuen (bzw. des ursprünglichen Datensatzes). Unabhängige Variablen, die häufiger Gruppen identifizieren, erklären einen größeren Anteil der gesamten Abweichung im Modell als solche, die seltener für die Unterscheidung von Gruppen sorgen. Über diesen Zusammenhang können für den Fichtenzuwachs wichtige Einflussfaktoren für die jeweiligen Standorte identifiziert und quantifiziert werden. BRT werden anhand der Modellgüte validiert, d. h. der erklärten Abweichung (deviance explained [dev.Exp]), die umso besser ist, je näher der Wert an 1 liegt.

Modellanpassung

Die BRT-Modelle wurden mit den R-Paketen „gbm“ (GREENWELL et al., 2019) und „dismo“ (HIJAMS et al. 2017) aufgestellt. BRT generieren einseitige Ergebnisse, wenn starke Ausreißer im Datensatz der Zielvariable (hier: GZ_{rel}) modelliert werden. Daher wurde ein Ausreißer mit $GZ_{rel} = 10.2$ bei einem Mittelwert \pm Standardabweichung (SD) von 0.48 ± 0.58 % aus dem Datensatz entfernt.

Die Modelle wurden jeweils für terrestrische- und Nassstandorte berechnet. Je Standorteinheit wurde die Anzahl der unabhängigen Einflussfaktoren durch Rückwärts-Selektion und anhand der Modellgüte identifiziert. Dabei fügten wir eine Dummy-Variable je Fichte hinzu, die einer zufällig normalverteilten Zahl zwischen 1 – 100 entspricht. Diejenigen Einflussfaktoren, die einen größeren prozentualen Einfluss auf den GZ_{rel} hatten als die Dummy-Variable wurden für das finale Modell ausgewählt, wenn sich die Modellgüte durch deren Ausschließen nicht verschlechterte. Dieser Schritt wurde für jede Variable einzeln durchgeführt. Anschließend wurde das Modell ohne Dummy-Variable mit den entsprechenden erklärenden Einflussfaktoren je Standorteinheit berechnet.

Da die Daten der nutzbaren Feldkapazität nicht auf allen Bodenfeuchtestufen gleichmäßig vorlagen und es damit zu einer stark ungleichen Verteilung von Datenlücken kam, wurden im Modell alle BWI-Traktecken mit Datenlücken entfernt. Die Validität dieses Vorgehens kann mit dem Vergleich der BRT-Modellgüte der Nassstandorte mit und ohne Datenlücken gestützt werden (dev. Expl mit Datenlücken = 0.44; dev. Expl ohne Datenlücken = 0.52).

Um ein BRT anzupassen, müssen 2 Parameter spezifiziert werden: die Lernrate innerhalb des Modells (engl.: learning rate) und die Komplexität der modellierten Bäume (engl.: tree complexity, tc). Die Lernrate bestimmt den Anteil jedes Baumes im BRT, der während der Modellanpassung berechnet wird, im Bezug zu allen Bäumen. Je kleiner die Lernrate gewählt wird, desto mehr Bäume können in einem BRT-Modell berechnet werden. Dies hat zur Folge, dass die Bedeutung jedes einzelnen Baumes abnimmt und die generelle Anpassung des gesamten BRT-Modelles steigt (FRIEDMAN 2001). Die Komplexität des Baumes beschreibt die Anzahl der erlaubten Interaktionen zwischen den unabhängigen Variablen, d. h. ein Wert von 1 führt zu Bäumen mit einem Knotenpunkt (Entscheidungsregel), ein Wert von 2 erlaubt 2 Knotenpunkte je Baum, d.h. eine Interaktion zwischen 2 unabhängigen Variablen. Für die Anpassung der optimalen BRT-Modelle wurde zuerst die Lernrate getestet, wobei die anderen Modellparameter unverändert blieben. Für den Test variierten die Lernraten um 0.1, 0.05, 0.01, 0.005 und 0.001. Die finalen BRT-Modelle wurden mit der vorher getesteten optimalen Lernrate je Standort für fünf verschiedene Komplexitätsstufen (tc = 1 – 5) auf der Grundlage einer Gauss-Verteilung berechnet. Da die Ergebnisse von BRT durch die Randomisierung der Daten variieren, wiederholten wir jedes Modell 100 mal und berechneten den Mittelwert der erklärten Abweichung je Standort und des relativen Einflusses der unabhängigen Variablen auf den relativen dekadischen Grundflächenzuwachs.

Weitere Analysen

Um zu untersuchen ob sich die wichtigsten Umweltfaktoren in ihrem relativen Einfluss auf den GZ_{rel} zwischen terrestrischen und Nassstandorten unterscheiden, wurden t-Tests durchgeführt, mit der Nullhypothese, dass es keine Standortunterschiede gibt. Dazu wurden die relativen Einflussraten (engl.: relative contribution) der einzelnen Umweltfaktoren aus den Modellwiederholungen (n = 100) zwischen terrestrischen- und Nassstandorten verglichen. Die relativen Einflussraten ergeben sich aus den BRT-Modellen und geben an, wie häufig eine unabhängige Variable für die Unterteilung des GZ_{rel} in den Iterationen des BRT genutzt wurde.

Alle Analysen wurden in R (v. 3.6.1, R-CORE-TEAM 2019) durchgeführt.

Ergebnisse

Die Studie verfolgt zwei Ziele; (1) die Identifikation der relevanten Umweltfaktoren und deren relativer Einfluss auf den GZ_{rel} der Fichte auf terrestrischen – und Nassstandorten und (2) die Analyse der potentiellen Interaktionen zwischen den zuvor identifizierten Umweltfaktoren.

Die BRT Modellergebnisse erreichen auf den Nassstandorten eine höhere Modellgüte (dev.Expl. = 0.52) als auf den terrestrischen Standorten (dev.Expl. = 0.44). Diese Ergebnisse wurden mit einer tree-complexity (tc) von 5 erreicht, was auf einen signifikanten Einfluss von Interaktionen der erklärenden Standortvariablen hindeutet. Weitere mit tc < 5 untersuchten Modelle erreichten geringere erklärte Abweichungen und werden daher in der weiteren Untersuchung nicht weiter ausgeführt. Aufgrund der Standortunterschiede werden die weiterführenden Ergebnisse getrennt nach diesen dargestellt.

(1) Auf terrestrischen Standorten beeinflusst vor allem das Relief und der Wasserhaushalt den GZ_{rel} der Fichten. Die folgenden Umweltfaktoren hatten einen größeren relativen Einfluss auf den GZ_{rel} als die Dummy-Variable (Mittelwert der relativen Einflüsse aus 100 Modellläufen): die mid-slope-position

(msp; rel. Einfluss = 24.4 %), der Einstrahlungswert (rel. Einfluss = 20.8 %), der Dürreindex SPI (rel. Einfluss = 16.0 %), das Produkt aus Basensättigung und Kationenaustauschkapazität (KAK_BS, rel. Einfluss = 15.2 %), die Temperatursumme (rel. Einfluss = 11.4 %) und die nFk (rel. Einfluss = 11.1 %). Auf Nassstandorten hatten lediglich vier Umweltfaktoren einen größeren Einfluss auf den GZ_{rel} der Fichten als die Dummy-Variable: der msp (rel. Einfluss = 31.1 %), die Temperatursumme (rel. Einfluss = 28.5 %), der Einstrahlungswert (rel. Einfluss = 28.2 %) und die nFk (rel. Einfluss = 12.1 %). Damit hat auch auf den Nassstandorten das Relief einen großen Einfluss auf den GZ_{rel} neben der Temperatursumme. Interessanterweise erwies sich der relative Einfluss der Niederschlagssumme und der Kalkungsmenge auf beiden Standorten als geringer im Vergleich zur Zufallsvariable.

Der GZ_{rel} der Fichte auf terrestrischen Standorten ist im Besonderen auf Standorten zwischen der Hangmitte und dem Ober-, bzw. Unterhang hoch. In der Hangmitte und in Tälern und Kuppen werden mittlere Zuwächse beobachtet (Abb. 3 A). Des Weiteren wurden niedrige Einstrahlungswerte und mäßig trockene Perioden während der Vegetationsperiode mit hohen GZ_{rel} -Werten verbunden (Abb. 3 B und C). Auf Nassstandorten sind vor allem Lagen in der Hangmitte, hohe Einstrahlungswerte und mittlere bis hohe Temperaturen ausschlaggebend für einen hohen GZ_{rel} (Abb. 3 D – F). Die dargestellten Partial Dependence Plots (Abb. 3) geben den Zusammenhang zwischen den einzelnen Umweltfaktoren und dem GZ_{rel} der Fichten im sächsischen Mittelgebirge an, wobei Interaktionen zwischen den Umweltfaktoren modelliert, aber auf diesen Abbildungen nicht dargestellt sind.

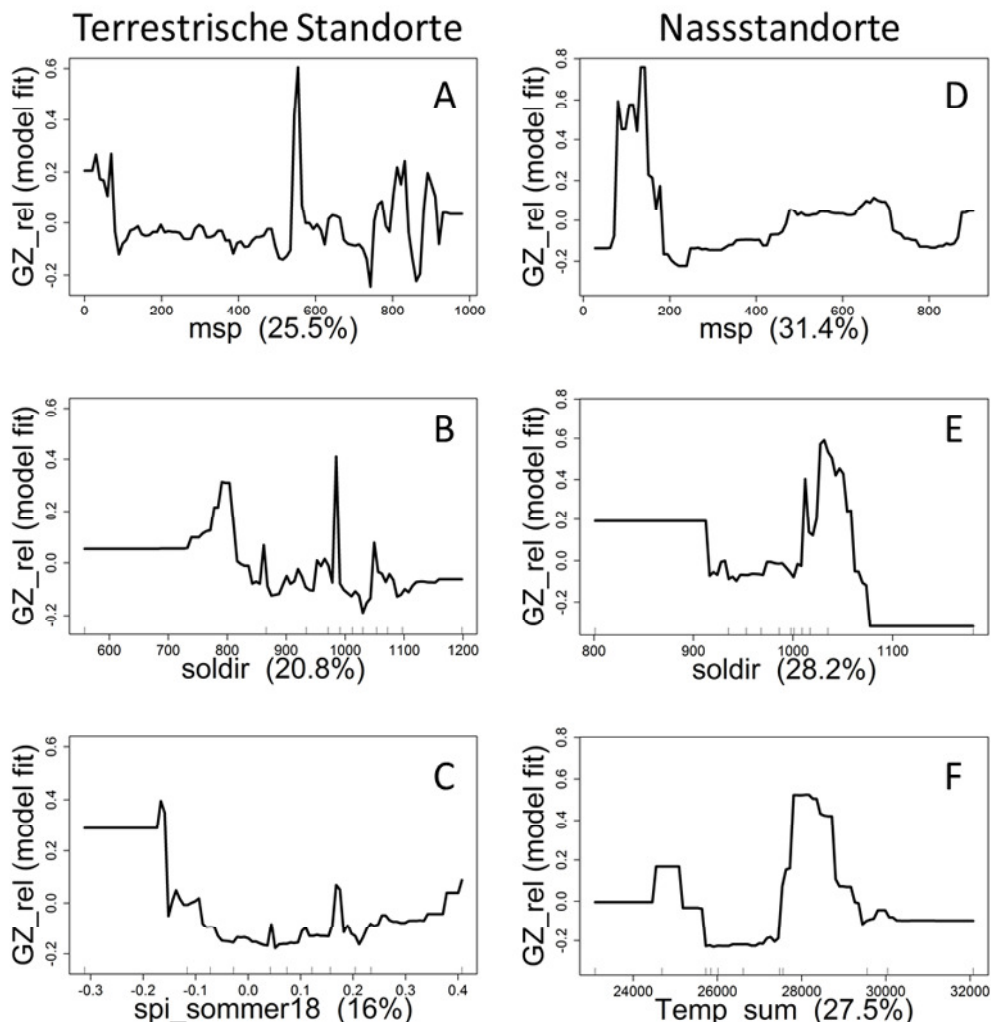


Abb. 3: Partial dependence plots der jeweils 3 Umweltfaktoren mit dem größten Einfluss auf den GZ_{rel} der Fichte auf terrestrischen (A – C) und Nassstandorten (D – F). Die x-Achse zeigt den Wertebereich des jeweiligen Umweltfaktors und die y-Achse die durch den BRT geschätzten Werte von GZ_{rel} . Die auf der x-Achse angegebenen Einflussraten (in Klammern) können von den im Text aufgeführten abweichen, da in der Grafik das Ergebnis eines Modells gezeigt wird und die Einflussraten im Text den Mittelwert aus 100 Modellen widerspiegeln.

(2) Wie bereits beschrieben, sind die Interaktionen zwischen den oben beschriebenen Umweltfaktoren wichtig um den GZ_{rel} zu modellieren. Die bedeutendste Interaktion auf terrestrischen Standorten liegt zwischen der Temperatursumme und dem Dürreindex SPI vor. Demnach wuchs die Fichte zwischen der BWI 2 und 3 auf Standorten mit längeren Trockenperioden (niedrige SPI-Werte) nur dann besonders gut, wenn die Temperatursumme niedrig ist. Auf Standorten mit periodisch wiederkehrenden Niederschlägen (hohe SPI-Werte) werden leichte Veränderungen mit zunehmenden Temperatursummen beobachtet (Abb. 4 A). Der Einfluss der Temperatursumme ist unter diesen Bedingungen jedoch geringer als bei niedrigen SPI-Werten (im BRT hat der SPI einen größeren relativen Einfluss auf den GZ_{rel} als die Temperatursumme).

Auf Nassstandorten ist die Interaktion zwischen der Temperatursumme und dem Einstrahlungswert wichtig. Aus Abb. 4 B geht hervor, dass Fichten sowohl bei der Temperatursumme als auch beim Einstrahlungswert einen Optimalbereich mit maximalen GZ_{rel} -Werten aufweisen. Die niedrigsten GZ_{rel} -Werte sind demnach außerhalb der Optimalbereiche beider Umweltfaktoren zu beobachten, d. h. bei hohen Temperatursummen und geringen Einstrahlungswerten (Abb. 4 B). Aus den 2 Beispielen der wichtigsten Interaktionen zwischen Umweltfaktoren auf beiden Standorten geht hervor, dass bei der Modellierung des Standort-Leistungsbezugs der Fichte mehrere Umweltfaktoren simultan den relativen Zuwachs beeinflussen.

Diskussion

Die Ergebnisse der Standort-Leistungsmodellierung von Fichten im sächsischen Mittelgebirge zeigen, dass der relative Zuwachs der Fichten maßgeblich von Relief- und Wasserhaushaltsfaktoren bestimmt wird und dass Interaktionen zwischen den Umweltfaktoren im Zuge der Modellierung des GZ_{rel} detailliertere Erkenntnisse liefern als einzelne Umweltfaktoren. BRT eignen sich für die Standort-Leistungsmodellierung und liefern ökologisch schlüssige Erkenntnisse.

Der Einfluss von Umweltfaktoren auf den GZ_{rel}

Auf den untersuchten Standortgruppen haben der topographische Einstrahlungswert und die mid-slope position (msp) den größten relativen Einfluss auf den GZ_{rel} (Abb. 3). Bei diesen Umweltfaktoren handelt es sich um komplexe Maße, die topographische Informationen (Hangneigung und -ausrichtung) mit dem Temperaturhaushalt (msp) und der Einstrahlung verknüpfen. Bisherige Standort-Leistungsmodelle untersuchten Relief- und Klima-, bzw. Wasserhaushaltsfaktoren getrennt voneinander (z. B. ROHNER et al. 2017, Ou et al. 2019) und zeigten einen negativen Einfluss der Hangneigung und einen positiven Einfluss der Wasserverfügbarkeit auf den einzelbaumweisen Zuwachs der Fichte (ROHNER et al. 2017), bzw. dass das Relief (Höhe üNN, Hangausrichtung und -neigung) einen größeren relativen Einfluss als andere Umweltfaktoren auf das Fichtenzuwachs hat (Ou et al. 2019). Unabhängig vom Relief haben zahlreiche Studien einen positiven Einfluss der Wasserverfügbarkeit auf den Fichtenzuwachs belegt (ALBERT und SCHMIDT 2010, BURGGRAEF et al. 2016, SCHMIDT et al. 2018) und Trockenheit als zuwachslimitierenden Faktor herausgestellt (NEUMANN 2000, PRETZSCH et al. 2014, RÖTZER et al. 2017). Fichten im Unterstand scheinen bei Trockenheit einen Vorteil gegenüber Fichten im Oberstand zu haben, da sie beschattet vor der direkten Sonnenstrahlung geschützt sind (PRETZSCH et al. 2018). Außerdem wurde auf Standorten in hohen Lagen ein positiver Einfluss von trockenen Sommern auf den Zuwachs der Fichte beobachtet (BECK 2017, WENK & FIEDLER 1973). Ohne die Betrachtung der Trockenheit hat die zunehmende topographieabhängige Einstrahlung einen positiven Einfluss auf den Fichtenzuwachs (ROHNER et al. 2017, Ou et al. 2019). Somit weisen einstrahlungsbegünstigte und hinreichend wasserversorgte Hangstandorte eine positive Wachstumsreaktion auf.

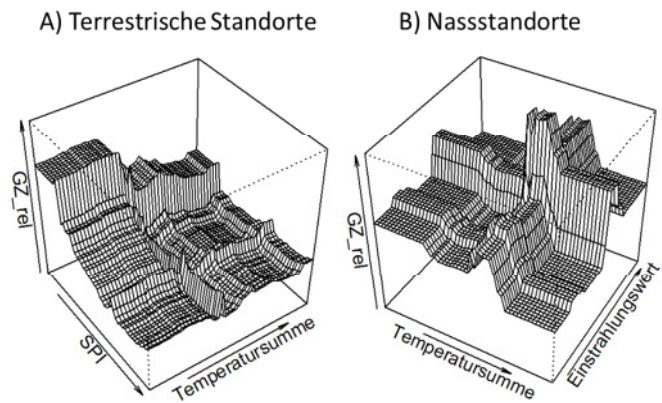


Abbildung 4: Interaktion von SPI und Temperatursumme auf (A) terrestrischen Standorten und Interaktionen zwischen dem Einstrahlungswert und der Temperatursumme auf Nassstandorten (B).

Interaktionen zwischen den Umweltfaktoren

Die bereits angedeuteten Interaktionen zwischen Umweltfaktoren mit großer relativer Bedeutung für den Zuwachs der Fichte sind essentiell für deren Modellierung (YUE et al. 2011, BRANDL et al. 2014, KOHNLE et al. 2014). Die wichtigsten Interaktionen wurden in dieser Studie im Zusammenhang mit der Temperatursumme und dem Dürreindex SPI einerseits und dem Einstrahlungswert andererseits beschrieben (Abb. 4). Der GZ_{rel} ist auf terrestrischen Standorten am höchsten, wenn die Fichten kühlen Temperaturen und Trockenheit ausgesetzt sind. Bei einer höheren Wasserverfügbarkeit ist unter den gleichen Temperaturbedingungen der Zuwachs jedoch deutlich geringer (Abb. 4 A). Die bisherigen Ergebnisse bilden die Fichtenstandorte Sachsen über einen breiten ökologischen Gradienten ab, der besonders durch die Höhenzonierung des Erzgebirges und Zittauer Gebirges geprägt ist. Die zunächst widersprüchlichen und pflanzenphysiologisch zweifelhaften positiven Effekte von Trockenheit auf den GZ_{rel} , können über eine entsprechende Berücksichtigung der guten Anpasstheit der Fichte an die Bedingungen der Hoch- und Kammlagen des Erzgebirges erklärt werden (KLEMMT et al. 2017), wo besonders trockene Sommer und die damit verbundenen hohen Temperaturen und Einstrahlungswerte den Zuwachs der Fichte begünstigen (WENK und FIEDLER 1973). Da die vorgestellten Ergebnisse auf Daten der Mittelgebirgsregionen Sachsens beruhen, wird der durch ALBERT und SCHMIDT (2010) und ROHNER et al. (2017) beschriebene negative Effekt von Trockenheit auf das Fichtenwachstum hier nicht bestätigt.

Auf Nassstandorten sind positive Effekte auf den GZ_{rel} im Besonderen abhängig vom Optimum des Einstrahlungswertes und weniger von der Temperatur. Negative Effekte auf den GZ_{rel} wurden jedoch fast ausschließlich auf schattigen Nassstandorten mit hohen Temperaturen beobachtet. Aus den Untersuchungen mit BRT geht hervor, dass der Zuwachs von Fichten abhängig von einem komplexen Gefüge aus Umweltfaktoren ist, in dem bei der Untersuchung langer Perioden (hier: 10 Jahre) einzelne Faktoren nicht oder nur in seltenen Fällen isoliert betrachtet werden können.

Umweltfaktoren ohne Einfluss

Bodenfaktoren wie die nFk, das CN-Verhältnis oder die Kalkungsmenge haben im Vergleich zu Klima- und Relieffaktoren einen geringen relativen Einfluss auf den GZ_{rel} . Die Nährstoffversorgung ist demnach weniger wichtig für den Fichtenzuwachs im Vergleich zu Relief- und Klimaeinflüssen, was mit Befunden von BRANDL et al. (2014) übereinstimmt. Dies widerspricht jedoch den Beobachtungen über den Einfluss von Nährstoffen und der Bodenentwicklung auf den Zuwachs der Fichte im Alpenraum (MELLERT und EWALD 2014, LÉVESQUE et al. 2016). Das bedeutet aber nicht, dass Bodenfaktoren im sächsischen Mittelgebirge keinen Einfluss auf den Zuwachs der Fichten haben. Es ist möglich, dass die Unterteilung in lediglich zwei Standortgruppen zu grob ist, um den Einfluss des häufig kleinräumig sehr heterogenen Nährstoffangebotes auf den Fichtenzuwachs zu untersuchen. Zudem haben flächendeckende Stickstoffeinträge und die verbreiteten Bodenschutzkalkungen vermutlich zu einer generell guten Nährstoffausstattung geführt, die den geringen Ansprüchen der Fichte gerecht ist und nicht limitierend wirkt. Mit der Fähigkeit auch unter stark versauerten Böden noch gut zu wachsen (z. B. auf Moorstandorten), besitzt gerade die Fichtenwurzel Anpassungsmechanismen an geringe Nährstoffvorräte.

Methodische Diskussion

Boosted regression trees sind eine vielversprechende Methode zur Modellierung des Standort-Leistungsbezugs, wenn eine ausreichend große Menge an Daten zur Verfügung steht. Die Anwendung von BRT sind vor allem dann interessant wenn nicht-lineare Ökosystemprozesse untersucht werden, z. B. der Zuwachs von Bäumen (AERTSEN et al. 2010). Die Modelle haben die Vorteile, dass der relative Einfluss der einzelnen Umweltfaktoren auf den einzelbaumweisen Zuwachs quantifiziert wird und dass Interaktionen zwischen diesen untersucht werden können (DE'ATH 2007, ELITH et al. 2008). Die Visualisierung über 2- und 3-dimensionale partial dependence plots erlaubt darüber hinaus eine intuitive Interpretation des Zusammenhanges zwischen den unabhängigen Umweltfaktoren und der aus dem BRT abgeleiteten Zielvariable. Zudem generieren BRT robuste Ergebnisse, auch wenn Eingangparameter varianzinhomogen und nicht-linearer Natur sind (ELITH et al. 2008).

BRT erfordern umfangreiche Datensätze, um robuste Ergebnisse zu generieren und sind durch den stochastischen Charakter sehr rechenintensiv. Für diese Studie konnten daher keine kleineren Standorteinheiten gewählt werden (z. B. einzelne Bodenfeuchtestufen), da die Datengrundlage dafür zu gering wäre. Dies ließe sich mit einer Vergrößerung des Projektgebietes und damit der Verfügbarkeit weiterer BWI-Traktecken ermöglichen. Für die Datenauswertung von großflächig angelegten Forstinventuren (z. B. BWI, Waldinventur Sachsen) sind BRT eine interessante und vielversprechende Methode.

Zusammenfassung

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass die standortabhängige Differenzierung der Umweltfaktoren wichtig ist um den Zuwachs der Fichte zu modellieren. Die Methode der BRT hat sich für die Quantifizierung des relativen Einflusses der Umweltfaktoren auf den GZ_{rel} bewährt, im Besonderen da standortabhängige Interaktionen zwischen den Umweltfaktoren identifiziert wurden. Allerdings variieren neben räumlichen auch zeitliche Dynamiken für diejenigen Umweltfaktoren, die den Zuwachs beeinflussen (ROHNER et al. 2016, VAN DER MAATEN et al. 2017, WERNICKE et al. in Review). Kommt es im Laufe der Untersuchungsperiode (hier: von 2002 – 2012) zu extremen Klimaereignissen, z. B. in starken Trockenperioden wie im Jahr 2003, dann können diese einen zeitlich begrenzten und standörtlich abhängigen Einfluss auf den Zuwachs der Bäume haben (JOLLY et al. 2005). Dieser Zusammenhang ist ein Schwerpunkt von dendrochronologischen Untersuchungen (z. B. VAN DER MAATEN-THEUNISSEN 2013, WERNICKE et al. in Review). Eine Verknüpfung von dendrochronologischen Zeitreihen mit den Daten aus großflächig angelegten Waldinventuren (z. B. BWI, Waldinventur Sachsen) erlaubt eine klima- und standortsensitive Quantifizierung des einzelbaumweisen Zuwachses von Bäumen (ROHNER et al. 2016). In den oben gezeigten Ergebnissen entspricht die Variation der klimatischen Bedingungen dem räumlichen Zuwachsmuster. Mit der Verlängerung der Zeitreihen können sich die räumlichen Korrelationen zwischen den klimatischen Faktoren und den Boden- und Reliefparametern ändern. Dies kann zu veränderten Modellen führen, wenn sich das Zuwachsmuster nicht in gleichgerichteter Art und Weise verschiebt.

Die daraus resultierenden Modelle sollen als Entscheidungshilfe und Planungsgrundlage für eine risikosensitive Bewirtschaftung von Wäldern genutzt werden, z. B. im Rahmen der Verjüngungsplanung oder des aktiven Waldumbaus. Bisher werden hierfür im Rahmen der Forsteinrichtung in Sachsen noch immer Ertragstafeln und Einzelbaummodelle verwendet, bei denen die standörtliche Differenzierung über das zurückliegende Höhenwachstum (Bonitierung) einfließt. Jedoch führt im Besonderen die Dynamisierung des Zuwachses an das Höhenzuwachsverhalten der letzten Wuchsperioden zu verbesserten Zuwachsschätzungen (KINDERMANN 2015). Da sich das Höhenwachstum konventionell nur schwer über Messungen herleiten lässt, sind standortsensitive Wuchsmodelle hierfür eine Alternative. Wir erhoffen uns mit der regionalen Anpassung eines Zuwachsmodells die bestehenden Diskrepanzen zwischen den in den Großrauminventuren ermittelten laufenden Zuwächsen der Fichte und den bisherigen Modellansätzen zu verbessern.

Danksagung

Die Studie erfolgte im Rahmen des von der Fachagentur nachwachsender Rohstoffe (FNR) geförderten Verbundvorhabens „Bewirtschaftung der Fichte im Mittelgebirge unter Berücksichtigung des aktuellen Wachstumsgangs und Risikoabschätzung (FIRIS)“ (FKZ: 22001815 / FKZ: 22030614). Wir danken Ralf Wenzel, Rainer Petzold, Frank Jacob und Michael Körner für wertvolle Diskussionen bei der Modellentwicklung und der Planung dieser Studie.

Literatur

- AERTSEN, W., KINT, V., DE VOS, B., DECKERS, J., VAN ORSHOVEN, J., MUYS, B.: Predicting forest site productivity in temperate lowland from forest floor, soil and litterfall characteristics using boosted regression trees. *Plant and Soil*, 354: 157-172, 2012
- ALBERT, M., SCHMIDT, M.: Climate-sensitivity modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and common beech (*Fagus sylvatica*). *Forest Ecology and Management*. 259:739-749, 2010

- ALBERT, M., SCHMIDT, M.: Standort-Leistungs-Modelle für die Entwicklung von waldbaulichen Anpassungsstrategien unter Klimawandel. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie. 46:57-71, 2012
- BECK, W.: Dendroökologische Untersuchungen in den sächsischen Mittelgebirgen. Staatsbetrieb Sachsenforst. Exkursionsführer zur AFSV-Jahrestagung, S.31ff., 2017
- BEGUERÍA, S., VICENTE-SERRANO, S.M.: SPEI: Calculation of the Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index. R package Version 1.7, <https://CRAN.R-project.org/package=SPEI>, 2017
- BÖHNER, J. & ANTONIĆ, O.: Land-Surface Parameters Specific to Topo-Climatology. In: Hengl, T. & Reuter, H. (Red.): Geomorphometry: Concepts, Software, Applications. Elsevier, Amsterdam, Oxford: S. 195 – 225, 2009
- BRANDL, S., FALK, W., KLEMMT, H.J., 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). Forests, 5:2626-2646, 2014
- BRANDL, S., FALK, W., RÖTZER, T., PRETZSCH, H.: Assessing site productivity based on national forest inventory data and its dependence on site conditions for spruce dominated forests in Germany. Forest Systems, v. 28, n.2 p.e007, 2019
- BURGGRAEF, L., SCHMIDT-WALTER, P., HILBRIG, L. & SCHMIDT, M.: Standort-Leistungsmodelle als Grundlage für realistische Waldentwicklungsszenarien unter Klimawandel. Tagungsband der Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im DVFFA: 8-19, 2016
- BURGGRAEF, L., SCHMIDT-WALTER, P. & SCHMIDT, M.: Modellierung des Standort-Leistungsbezug von Buche und Fichte auf Basis regionalisierter Klima-, Standorts- und Wasserhaushaltsdaten sowie Bestockungsdaten der Bundeswaldinventur. Tagungsband der Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im DVFFA: 73-82, 2017
- DE'ATH, G.: Boosted trees for ecological modeling and prediction. Ecology, 88:243-251, 2007
- ELITH, J., LEATHWICK, J.R.: Boosted regression trees for ecological modeling. R-vignette, S. 1-22, 2017
- ELITH, J., LEATHWICK, J.R., HASTIE, T.: A working guide to boosted regression trees. Journal of Animal Ecology, 77(4):802-813, 2008
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C.: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1357 S., 2010
- GREENWELL, B., BOEHMLE, B., CUNNINGHAM, J., GBM Developers: gbm: Generalized boosted regression models. R Package Version 2.1.5, <https://CRAN.R-project.org/package=gbm>, 2019
- HASTIE, T., TIBSHIRINA, R., FRIEDMAN, J.: The Elements of Statistical Learning. Springer Science+Business Media, New York, 2009
- HIJAMS, R.J., PHILLIPS, S., LEATHWICK, J., ELITH, J.: dismo: species distribution modeling. R package version 1.1-4. <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>, 2017
- JOLLY, W.M., DOBBERTIN, M., ZIMMERMANN, N.E., REICHSTEIN, M.: Divergent vegetation growth responses to the 2003 heat wave in the Swiss Alps. Geophysical Research Letters, 32, L18409, doi:10.1029/2005GL023252, 2005
- KINDERMANN, G.: Methoden zur Erstellung von Oberhöhenfächern. Tagungsband der Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im DVFFA: 143-152, 2015
- KOHNLE, U., ALBRECHT, A., LENK, E., OHNEMUS, K., YUE, C.: Zuwachstrends im Spiegel langfristiger Versuchsflächen in Südwestdeutschland. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 185(5):97-117, 2014
- LÉVESQUE, M., WALTHERT, L., WEBER, P.: Soil nutrients influence growth response of temperate tree species to drought. Journal of Ecology, 104: 377-387, 2016
- MELLERT, K.H. & EWALD, J.: Nutrient limitation and site-related growth potential of Norway spruce (Picea abies [L.] Karst) in the Bavarian Alps. European Journal of Forest Research, 133(3): 433-451, 2014
- METTE, T., RÖTZER, T., PRETZSCH, H.: Ein Dürreindex für die Forstwirtschaft? LWF aktuell, 85:19-21, 2011
- NEUMANN, U.: Zusammenhang von Witterungsgeschehen und Zuwachsverläufen in Fichtenbeständen des Osterzgebirges. Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 2000

- OU, Q., LEI, X., SHEN, C.: Individual tree diameter growth models of Larch-Spruce-Fir mixed forests based on machine learning Algorithms. *Forests*, 10(2), 187; <https://doi.org/10.3390/f10020187>, 2019
- PRETZSCH, H., SCHÜTZE, G., BIBER, P.: Drought can favour the growth of small in relation to tall trees in mature stands of Norway spruce and European beech. *Forest Ecosystems*, 5:1-20, 2018
- PRETZSCH, H., RÖTZER, T., MATYSSEK, R., GRAMS, T.E.E., HÄBERLE, K.-H., PRITSCH, K., KERNER, R., MUNCH, J.-C.: Mixed Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) and European beech (*Fagus sylvatica* [L.]) stands under drought: from reaction pattern to mechanism, *Trees*, 28: 1305-1321, 2014
- R CORE TEAM: R: A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria, 2019
- RABEL, I., NEUWIRTH, B., BOGENA, H., DIEKKRÜGER, B.: Exploring the growth response of Norway spruce (*Picea abies*) along a small-scale gradient of soil water supply. *Dendrochronologia*, 52: 123-130, 2018
- RÖTZER, T., BIBER, P., MOSER, A., SCHÄFER, C., PRETZSCH, H.: Stem and root diameter growth of European beech and Norway spruce under extreme drought. *Forest Ecology and Management*, 406: 184-195, 2017
- ROHNER, B., WEBER, W., THÜRIG, E.: Bridging tree rings and forest inventories: How climate effects on spruce and beech growth aggregate over time. *Forest Ecology and Management*, 360: 159-169, 2016
- ROHNER, B., BRAUN, S., WEBER, P., THÜRIG, E.: Wachstum von Einzelbäumen: das Klima als Baustein im komplexen Wirkungsgefüge. In: Pluess, A.R., Augustin, S., Brang, P. (Red.): Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptionsstrategien. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern; Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmersdorf; Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, S.137-155, 2016
- SCHMIDT, M., NUSKE, R., AHRENDTS, B.: Standortsensitive Wachstumsfunktionen zur Abschätzung des zukünftigen Wachstumspotentials von Waldbeständen und Einzelbäumen unter Klimawandel. Tagungsband der Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im DVFFA: 121-140, 2018
- VAN DER MAATEN, E., HAMANN, A., VAN DER MAATEN-THEUNISSEN, M., BERGSMAN, A., HENGEVELD, G., CAN LAMMEREN, R., MOHREN, F., NABUURS, G.J., TERHÜRNE, R., STERCK, F.: Species distribution models predict temporal but not spatial variation in forest growth. *Ecology and Evolution*, 7:2585-2594, 2017
- VAN DER MAATEN-THEUNISSEN, M., KAHLE, H.P., VAN DER MAATEN, E.: Drought sensitivity of Norway spruce is higher than that of silver fir along an altitudinal gradient in southwestern Germany. *Annals of Forest Science*, 70(2):185-193, 2013
- VON WILPERT, K.: Die Jahrringstruktur von Fichten in Abhängigkeit vom Bodenwasserhaushalt auf Pseudogley und Parabraunerde. Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Freiburg, 1990
- WENK, G. & FIEDLER, F.: Der jahreszeitliche Ablauf des Dickenwachstums von Fichten und Kiefern und seine Abhängigkeit von meteorologischen Faktoren. *Wissenschaftliche Zeitung der TU-Dresden*, 22(3): 531-535, 1973
- WERNICKE, J., KÖRNER, M., MÖLLER, R., SELTMANN, C.T., JETSCHKE, G., MARTENS, S.: Examining Norway spruce inferred tree-ring width time series with regard to drought sensitivity and potential radial increment dynamics for central-east Germany. *Dendrochronologia*, under Review
- YUE, C., KOHNLE, U., HANEWINKEL, M. & KLÄDTKE, J.: Extraktion der umweltbedingten Wachstumskomponente aus Jahrringserien auf Basis eines multiplen Dekompositionsmodells. Tagungsband der Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im DVFFA: 127-139, 2011

Long term yield experiments in pure and mixed pine stands in central part of Lithuania

Edgaras Linkevičius - Vytautas Magnus University, Agricultural Academy, Faculty of forest Sciences and Ecology, Institute of Forest Management and Wood Science, Kauno r, Lithuania

Summary

The productivity and yield in pure and mixed pine stands is widely discussed question between scientists, yet it is not fully answered. Lithuania is not an exception. Until the end of the twentieth century attention was given to the normal forest theory and growing of pure pine or spruce stands. Yet, recent years, due to the resistance of stands also due to the ecological awareness more and more attention is given to the mixed stands. However, the question remains if the productivity in mixed pine – spruce stands will be higher. To answer this question, results from long term experimental plots are necessary.

In 1983-1989, in central part of Lithuania, in Kazlų rūda forest massive, 54 permanent experimental plots were set. The size of the plot varied from 0.25 to more than half hectare. Some of stands were established in pure pine stands, some of them were set in mixed pine spruce stands. In all plots, heights, dbh_s and coordinates were measured. Due to the Soviet Union collapse and restitution of independence of Lithuania, only some plots were re-measured.

Yet, last year, Ministry of Environment of Republic of Lithuania, approved project willing to investigate growth and yield of pure and mixed pine-spruce stands, based on established long term experimental plots' network established in Kazlų rūda.

Already this spring re-measurements of these mentioned plots has started. We hope that in coming meeting of yield scientists some of the first results of this work will be presented. Nevertheless, gathered data also could be interesting for international colleagues and the cooperation between the partners could be promoted.

Klima-sensitive Modellierung des Stammdickenwachstums mit verteilten Lag-Modellen und penalisierten Spline-Regressionen für Jahrringzeitreihen

Arne Nothdurft, Sonja Vospernik, Markus Engel
Institut für Waldwachstum, Universität für Bodenkultur, Wien

1 Einleitung

Die veränderten Umweltbedingungen haben im zurückliegenden Jahrhundert zu höheren Wachstumsraten in den mitteleuropäischen Waldökosystemen geführt (PRETZSCH et al. 2014). Projektionen von Klimaszenarien sagen für die Zukunft aber eine höhere Häufigkeit, Intensität und Dauer von Hitzeperioden vorher (BENISTON et al. 2007), welche im Alpenraum und insbesondere während der Sommermonate mit verringerten Niederschlagssummen einhergehen könnten (RAJCZAK et al. 2013, GOBIET et al. 2014). Im Gegensatz zu den beobachteten Ertragssteigerungen in der Vergangenheit, könnten die künftigen Klimaveränderungen eher zu einer verminderten Produktivität (LINDNER et al. 2010) und zu gesteigerten Ausfallraten (NOTHDURFT 2013) führen.

Die stärkere Förderung von Mischbeständen wird gegenwärtig als eine erfolgversprechende Anpassungsmaßnahme an den Klimawandel angesehen, unter anderem weil Mischbestände eine geringere Anfälligkeit gegenüber biotischen Störungseinflüssen besitzen als Reinbestände (BAUHUS et al. 2017). Mischbestände können, insbesondere unter ungünstigeren Standortbedingungen, gesteigerte Produktivitätsraten zeigen (PRETZSCH et al. 2010, 2013a). Jedoch gibt es nur wenige und teils widersprüchliche Erkenntnisse darüber, ob sich Mischbestände auch gegenüber ungünstigen klimatischen Einflüssen widerstandskräftiger verhalten, und ob sie gegebenenfalls weniger sensitiv durch veränderte Zuwächse reagieren. In gegenwärtigen Studien zeigten Buchen (*Fagus sylvatica* L.) in Mischbeständen eine verringerte Klimasensitivität (PRETZSCH et al. 2013b, METZ et al. 2016), während Fichten [*Picea abies* (L.) H. Karst.] und Tannen (*Abies alba* Mill.) eine höhere Sensitivität in Mischbestandssituationen aufwiesen (DĂNESCU et al. 2018). Bei Kiefern (*Pinus sylvestris* L.) und Traubeneichen [*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.] konnten bislang keine Unterschiede zwischen ihren Klimasensitivitäten in Rein- und Mischbeständen nachgewiesen werden (MERLIN et al. 2015; TOÏGO et al. 2015; BONAL et al. 2017). Buchen zeigten in Mischbeständen auf gut wasserversorgten Standorten eine höhere Widerstandskraft als in Reinbeständen, auf trockeneren Standorten kehrte sich dieses Verhältnis jedoch um (SCHÄFER et al. 2017). Während sich in der Studie von VOSPERNIK & NOTHDURFT (2018) die Beimischung von Buchen auf die Zuwächse von Fichten in trockenen und heißen Jahren negativ auswirkte, konnte in GOISSER et al. (2016) infolge der Baumartenmischung keine gesteigerte Anfälligkeit gegenüber Trockenheit beobachtet werden.

Das vordringliche Ziel dieser Studie war es, neue Erkenntnisse über die Klimasensitivität und Widerstandskraft heimischer Baumarten zu gewinnen und mögliche Effekte des Mischungstyps zu quantifizieren. Zu diesem Zweck wurden in Niederösterreich Probeflächen-Triplets für Rein- und Mischbestandssituationen angelegt und die Jahrringserien entlang von Bohrkernen ausgewertet. Die Analysen stützen sich auf ein neuartiges Methodengerüst für verteilte Lag-Modelle (NOTHDURFT & VOSPERNIK 2018), mit dem die zeitverzögerten Einflüsse monatlicher Klimawerte sowie ihre Interkorrelationen berücksichtigt werden können.

2 Material und Methoden

2.1 Probeflächen

Die Versuchsanordnung entspricht einem Triplet-Design, bei dem jedes Triplet drei Parzellen umfasste. Eine Parzelle wurde im Mischbestand angelegt, und die zwei weiteren Parzellen in den Reinbeständen der betreffenden Baumarten. Insgesamt wurden drei Mischungstypen untersucht: (1) Eiche-Kiefer, (2) Buche-Fichte und (3) Buche-Lärche. Für den Mischungstyp Eiche-Kiefer wurden im Rahmen des europaweiten Projekts „REFORM“ zwei Triplets angelegt, eines davon sollte eine unbehandelte Kontrollvariante repräsentieren und bei dem anderen sollten die Auswirkungen von Eingriffen studiert werden. Für die restlichen beiden Mischungstypen gab es jeweils nur ein Triplet. Die Triplets für den

Mischungstyp Eiche-Kiefer lagen in der Nähe von Maissau (48°34'01"N, 15°48'45"O) und die der anderen beiden Mischungstypen bei Kreisbach (48°05'39"N, 17°39'48"E).

Auf den einzelnen Parzellen wurde die komplette oberirdische Vegetation mit Hilfe eines terrestrischen Laserscanningsystems (TLS) digital erfasst. In den koregistrierten 3D Punktwolken wurden die Lagepositionen und Brusthöhendurchmesser aller Bäume mit Hilfe von ProgrammROUTINEN (RITTER et al. 2017, RITTER & NOTHDURFT 2018, GOLLOB et al. 2019) automatisch vermessen.

2.2 Jahrring-Serien

Auf jeder Parzelle eines Triplets wurden Bohrkerne von 30 Bäumen pro Baumart gewonnen; d.h. auf den Reinbestands-Parzellen wurden jeweils 30 Bäume beprobt und auf den Mischbestands-Parzellen 60 Bäume, also 30 Bäume von jeder der beiden Baumarten. Von den jeweils 30 Probestämmen stammten 20 Bäume aus der vorherrschenden oder herrschenden Schicht, und jeweils 10 gehörten der gering mitherrschenden oder beherrschten Baumklasse an. An jedem Probestamm wurden in Brusthöhe (1,3 m) zwei Bohrkerne gewonnen, einer wurde von Norden aus gebohrt und der andere aus Richtung Osten. Die Bohrkerne wurden mit einem Mikrotom geglättet und mit dem TSAP-Win Programm vermessen (Rinntech, Heidelberg). Die gemessenen Jahrringbreiten beider Bohrkerne eines Baumes wurden für jedes Kalenderjahr gemittelt.

2.3 Klimadaten

Klimadaten für meteorologische Messstationen wurden vom HISTALP-Projekt bezogen (BÖHM et al. 2009). Für jedes Triplet wurden monatliche Niederschlagssummen und atmosphärische Durchschnittstemperaturen über raumzeitliche Interpolationen hergeleitet (NOTHDURFT & VOSPERNIK 2018).

2.4 Verteilte Lag-Modelle

Zur Analyse des Dickenwachstums der Probestämme wurden verteilte Lag-Modelle, basierend auf penalisierten Spline-Regressionen, an die Jahrringbreitenmessungen angepasst. Diese neuartige Technik wurde erstmalig in NOTHDURFT & VOSPERNIK (2018) demonstriert und in NOTHDURFT & ENGEL (2019) weiterentwickelt. Der Ansatz folgt einem generalisierten additiven Modell (GAM) mit dem linearen Prädiktor

$$\begin{aligned} \eta_i &= f_i(\text{Alter}_i) + g(\text{Alter}_i) \\ &+ \sum_{k=1}^l \gamma(\text{Temp}_{ik}, \text{Lag}_{ik}) + \sum_{k=1}^l \delta(\text{Nied}_{ik}, \text{Lag}_{ik}) \\ &+ \sum_{k=1}^l \kappa(\text{Temp}_{ik}, \text{Nied}_{ik}, \text{Lag}_{ik}) \end{aligned}$$

Gleichung 1: Das verteilte Lag-Modell.

Mit Hilfe dieses neuen Ansatzes kann die „Bereinigung“ von altersbedingten Trends gleichzeitig mit der Modellierung möglicher Kovariablen-Effekte vorgenommen werden. Für die „Trendbereinigungen“ enthält der lineare Prädiktor ein Set von Glättern $f_i(\text{Alter}_i)$, welche die mittelfristigen Oszillationen aus jeder Jahrringserie „herausfiltern“. Daneben wird der durchschnittliche Alterstrend, welcher der gesamten Population zugrunde liegt, durch einen Glätter $g(\text{Alter}_i)$ abgebildet. Das verteilte Lag-Modell zur Berücksichtigung zeitverzögerter Effekte von klimatischen Einflussgrößen ist als ein funktionales ANOVA-Modell konstruiert. Darin sind $\sum_{k=1}^l \gamma(\text{Temp}_{ik}, \text{Lag}_{ik})$ und $\sum_{k=1}^l \delta(\text{Nied}_{ik}, \text{Lag}_{ik})$ zweidimensionale Glätter, welche den Einfluss der Klimagrößen über die zeitlichen Lags (Monate) mit Index $k = 1, \dots, l$ entwickeln. Davon modelliert der erste Term die zeitverzögerten Einflüsse der monatlichen Durchschnittstemperaturen und der zweite Term die zeitverzögerten Effekte der monatlichen Niederschlagssummen. Im Sinne eines ANOVA-Ansatzes können diese ersten beiden Terme als Haupteffekte angesehen werden. Der letzte Term $\sum_{k=1}^l \kappa(\text{Temp}_{ik}, \text{Nied}_{ik}, \text{Lag}_{ik})$ beherbergt daher die Wechselwirkungseffekte. Die Glätter in γ , δ und κ wurde allesamt mit Basen kubischer Regressionssplines konstruiert, während für g thin-plate Regressionssplines verwendet wurden. Größere Flexibilität war für f_i gefordert und wurde mit Duchon-Splines erzielt.

Die Jahrringdaten waren schief verteilt und hatten eine heterogene Varianz. Daher wurden Tweedie-Verteilungen $y_i \sim \text{Tweedie}$ angenommen. Die Tweedie-Verteilungsannahmen erwiesen sich in AIC-basierten Tests vorteilhafter als gamma- oder Gauß-Annahmen. Der lineare Prädiktor wurde zudem durch die Logarithmusfunktion (als „Link-Funktion“) mit der abhängigen Zielgröße verknüpft

$$\log[\mathbb{E}(y_i)] = \eta_i$$

Gleichung 2: Logarithmische Verknüpfungsfunktion

Für jede Baumart und jeden Mischungstyp wurde ein eigenes Regressionsmodell mit dem linearen Prädiktor in Gl. (1) angepasst. In den verteilten Lag-Modellen wurden zeitverzögerte Effekte über Serien von monatlichen Klimawerten der durchschnittlichen Temperatur (Temp_{ik}) und der Niederschlagssumme (Prec_{ik}) berücksichtigt. Als jüngste zeitverzögerte Effekte für $k = 1$ und $\text{Lag}_{i1} = 0$ wurden mit Temp_{i1} und Prec_{i1} die mittlere Temperatur bzw. die Niederschlagssumme im September des Jahres angenommen, in welchem der Jahrring gebildet wurde. Die maximale Anzahl der möglichen Lags wurde für jedes Modell (Baumart/Mischungstyp) mit Hilfe einer Gittersuche und AIC-basierten Diagnostiken ermittelt.

2.5 Evaluierung der Klimasensitivität und Widerstandskraft

Einschätzungen der Klimasensitivität und der Widerstandskraft für die verschiedenen Baumarten und Mischungstypen wurden über bedingte Erwartungswertprognosen für simulierte Klimasequenzen gewonnen. Dabei wurden die jährlichen Klimasequenzen der Vergangenheit zufällig und mit Zurücklegen permutiert. Mit jedem Modell wurden insgesamt 5000 Vorhersagen für permutierte Klimasequenzen vorgenommen.

Die Klimasensitivität wurde durch die Reichweite des 95 % Intervalls zwischen dem 2.5 % und dem 97.5 % Perzentil der resultierenden Vorhersagen beziffert, und die Widerstandskraft durch das 2.5 % Perzentil. Die Klimasensitivität und die Widerstandskraft wurden auf der absoluten und der relativen Skala kalkuliert; letztere Maßzahl ergab sich aus Division der ersteren durch den Mittelwert der jeweiligen Vorhersagen. Unterschiede zwischen der Klimasensitivität bzw. der Widerstandskraft zwischen dem Rein- und Mischbestandsszenario wurden sowohl anhand der relativen (prozentualen) Unterschiede der absoluten (metrischen) Maßzahlen, als auch über die absoluten Unterschiede (in Prozentpunkten) der relativen (prozentualen) Maßzahlen bewertet. Bei den Vorhersagen wurde im linearen Prädiktor ein konstantes Baumalter von 40 Jahren für alle Baumarten und Mischungstypen angenommen.

Neben der vergleichenden Betrachtung der Klimasensitivität und der Widerstandskraft wurde außerdem untersucht, ob sich die Bäume in der Rein- und Mischbestandssituation hinsichtlich ihrer Produktivitätsraten des Stammdickenzuwachses unterscheiden.

3 Resultate

Die Auswertung der Simulationsergebnisse ergab, dass die mittleren Produktivitätsraten, gemessen an der Jahrringbreite eines 40-jährigen Baumes, für nahezu alle Baumarten in der Mischbestandssituation geringer waren als in der Reinbestandssituation (Abbildung 1, Tabelle 1). Die mittlere vorhergesagte Jahrringbreite einer 40-jährigen Fichte in einem Fichten-Buchen-Mischbestand war demnach um - 28.1 % geringer als die einer genauso alten Fichte im Reinbestand. Die Minderleistung einer Buche im Mischbestand betrug - 14.8 % im Vergleich zum Reinbestand. Eichen und Kiefern zeigten im Mischbestand um - 18.8 % bzw. - 18.2 % verringerte Dickenzuwächse. Die Produktivitätseinbußen im Buchen-Lärchen-Mischbestand waren dagegen geringfügiger und betrugen - 4.2 % bei der Buche und - 1.2 % bei der Lärche.

Die absolute Klimasensitivität, d.h. die Reichweite des empirischen 95 % Vorhersageintervalls, war in der Mischbestandssituation bei allen Baumarten geringer als im Reinbestand, außer bei der Kiefer. Im Mischbestandsszenario zeigten die Fichten eine um - 47.6 % geringere Spannweite der klimatisch bedingten Oszillationen der Durchmesserzuwächse. Die Klimasensitivität der Lärchen war im Mischbestand um - 31.6 % reduziert, die der Buchen im Buchen-Fichten-Mischbestand um - 24.3 % und die der Buchen im Buchen-Lärchen-Mischbestand um - 28.9 %. Während auch die Klimasensitivität der Eichen im Mischbestand mit Kiefer um - 16.7 % reduziert war, wurde die Klimasensitivität der Kiefern im selben Mischbestand um 17.1 % erhöht.

Betrachtet man die Veränderungen der Klimasensitivitäten bezogen auf die jeweiligen Mittelwerte, ergibt sich nahezu das gleiche Bild; ausgenommen bei der Eiche, deren relative Klimasensitivität durch die Mischbestandssituation nun um 1.9 Prozentpunkte gesteigert war.

Die Höhe des Dickenzuwachses, der unter ungünstigen klimatischen Verhältnissen gerade noch geleistet werden kann (in Form des 2.5 % Perzentils der Vorhersagen), kann als Widerstandskraft interpretiert werden. Diese Maßzahl vergrößert sich nur bei der Buche und der Lärche in der gemeinsamen Mischbestandssituation (12.2 % bzw. 16.3 %). Die Widerstandskraft der Kiefern und Eichen wurde im gemeinsamen Mischbestandsszenario um - 19.4 % bzw. um - 27.7 % gesenkt. Auch die Widerstandskraft der Fichten war im Buchen-Fichten-Mischbestand mit - 15.5 % deutlich verringert. Unter der gleichen Konstellation war die Widerstandskraft der Buchen nur unmerklich um - 0.3 % reduziert.

Diese Ergebnisse milderten sich ab und kehrten sich auch teilweise um, wenn berücksichtigt wurde, dass die mittlere Produktivität aller Baumarten im Mischbestandsszenario verringert wurde. Wurden demnach die Veränderungen der relativen Klimasensitivitäten betrachtet, die auf das mittlere Leistungsniveau des jeweiligen Mischungstyps skaliert wurden, verbesserte sich die Widerstandskraft bei den Buchen, Fichten und Lärchen um 8 bis 11 Prozentpunkte. Die relative Widerstandskraft der Eichen verringerte sich durch die Mischbestandssituation nur um einen halben Prozentpunkt und die der Kiefern um 9 Prozentpunkte.

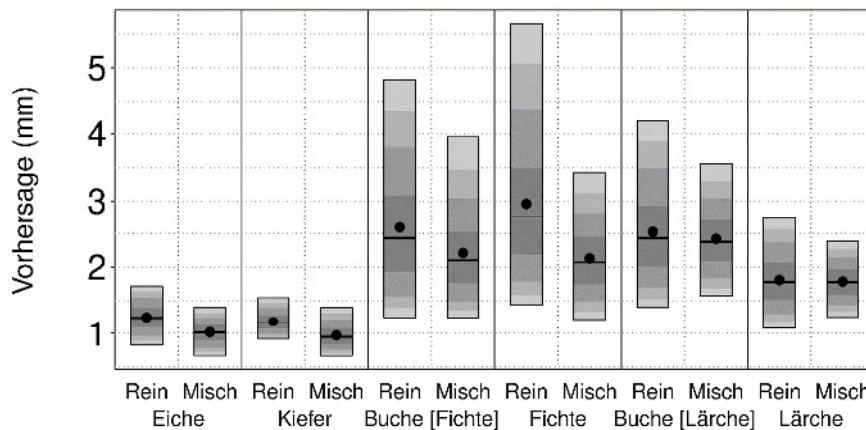


Abbildung 1: Verteilungen der bedingten Erwartungswertprognosen (Jahrringbreite) mit den verteilten Lag-Modellen für simulierte Klimasequenzen. Mittelwert (schwarze Punkte), Median (schwarze horizontale Linien), 2.5 % -- 97.5 % Perzentil (hellgraue Flächen), 5 % -- 95 % Perzentil (mittelhellgraue Flächen), 10 % -- 90 % Perzentil (mitteldunkelgraue Flächen), 25 % -- 75 % Perzentil (dunkelgraue Flächen).

Tabelle 1: Unterschiede in der Produktivitätsrate, der Klimasensitivität und der Widerstandskraft zwischen dem Rein- und Mischbestandsszenario evaluiert anhand von bedingten Erwartungswertprognosen mit den verteilten Lag-Modellen für simulierte Klimasequenzen.

Baumart	Relativer Produktivitätsunterschied (%)	Klimasensitivität (KS)		Widerstandskraft (WK)	
		Relativer Unterschied der absoluten KS	Differenz der relativen KS (%-Punkte)	Relativer Unterschied der absoluten WK	Differenz der relativen WK (%-Punkte)
Eiche	-18.8	-16.7	1.9	-19.4	-0.5
Kiefer	-18.2	17.1	22.9	-27.7	-9.0
Buche [Fichte]	-14.8	-24.3	-15.5	-0.3	8.2
Fichte	-28.1	-47.6	-38.7	-15.5	8.5
Buche [Lärche]	-4.2	-28.9	-28.5	12.2	9.5
Lärche	-1.2	-31.6	-28.2	16.3	10.6

4 Diskussion

Die verringerte Produktivität einzelner Bäume im Mischbestand im Vergleich zur Reinbestandssituation bedeutet nicht notwendigerweise, dass gleichzeitig auch der gesamte Mischbestand eine geringere Produktivität besitzen muss als diejenige, die aufgrund der einzelnen Produktivitäten der betreffenden Baumarten im Reinbestand zu erwarten wäre. Denn eine effizientere Ausnutzung der verfügbaren

Standräume, insbesondere eine räumlich dichtere Durchmischung licht- und schattentoleranter Baumarten, kann Mehrerträge in Mischbeständen hervorrufen (PRETZSCH et al. 2010, 2013a).

Die absolute Spannweite möglicher Stammdickenzuwächse, die unter möglichen Klimabedingungen hervorgerufen werden kann, wurde hier als absolute Klimasensitivität bezeichnet. Diese absolute Klimasensitivität war im Mischbestandsszenario für alle Baumarten, außer für die Kiefer, geringer als im Reinbestandsszenario. An diesem Ergebnis änderte sich wenig, wenn stattdessen die relative Klimasensitivität, bezogen auf die durchschnittliche Produktivität, betrachtet wurde. Eine verminderte Klimasensitivität kann dadurch bedingt sein, dass entweder das maximale Zuwachspotential abgesenkt oder das minimale Zuwachsniveau gesteigert ist, oder dadurch dass beides gleichzeitig eintrifft. Alle Baumarten zeigten im Mischbestand ein geringeres maximales Leistungsvermögen als im Reinbestand. Zugleich war sowohl im Eichen-Kiefern-Mischbestand als auch im Buchen-Fichten-Mischbestand das potentiell minimale Zuwachsniveau abgesenkt, d.h. die absolute Widerstandskraft vermindert. Lediglich im Buchen-Lärchen-Mischbestand wurde die absolute Widerstandskraft beider Baumarten angehoben.

Generell werden durch die Vermischung von Baumarten sowohl die Leistungsspitzen als auch die Leistungsdepressionen abgemildert. Lediglich im Eichen-Kiefern-Mischbestand wurden die Depressionen durch die Mischung noch verstärkt. Vermutlich liegt das an den ähnlichen Standortansprüchen, Lichtbedürfnissen und Durchwurzelungstiefen beider Baumarten. Dadurch können sich wechselseitige Förderungen nur schwer einstellen, wie sie dagegen bereits in Eichen-Buchen-Mischbeständen beobachtet wurden (PRETZSCH et al. 2013a). Offensichtlich überwiegen dagegen in Eichen-Kiefern-Mischbeständen die zwischenartigen Konkurrenzeffekte.

Die gegenwärtige Arbeit hat zweifellos einen starken Fallstudiencharakter, da lediglich ein oder zwei Triplets pro Mischungstyp in Niederösterreich beprobt wurden. Diese Arbeit ist jedoch eingebettet in das europaweite Forschungsprojekt „REFORM“ (<http://www.reform-mixing.eu/>), in welchem die Auswirkungen der Baumartenmischung auf die Widerstandskraft von Waldökosystemen entlang eines breiten Standortgradienten untersucht werden sollen. Die hier dargestellten Befunde beziehen sich nur auf die Analysen des österreichischen Projektpartners. Erste Ergebnisse einer gesamtheitlichen Betrachtung in PRETZSCH et al. (2019) spiegeln wider, dass der Einfluss von Baumartenmischung auf das Wachstum und die Struktur von Eichen-Kiefern-Mischbeständen eher als gering anzusehen ist.

5 Schlussfolgerungen

Auf den untersuchten Standorten in Niederösterreich ist das durchschnittliche Leistungsvermögen einzelner Bäume durch die Mischung mit anderen Baumarten vermindert. Zudem zeigen einzelne Bäume in Mischbeständen geringere klimatisch bedingte Zuwachsschwankungen als in Reinbeständen. Unter ungünstigen Klimabedingungen haben die Zuwachsdpressionen in Mischbeständen ein geringeres relatives Ausmaß als im Reinbestand. Lediglich im untersuchten Eichen-Kiefern-Mischbestandstyp ist nicht nur ein geringerer Einzelbaumzuwachs, sondern auch eine geringere Widerstandskraft zu erwarten. Möglichen negativen Effekten infolge einer Baumartenmischung sollte zumindest an diesen Orten durch die Wahl von extensiveren räumlichen Mischungsformen vorgebeugt werden.

6 Literatur

- BAUHUS J, FORRESTER DI, GARDINER B, JACTEL H, VALLEJO R, PRETZSCH H (2017) Ecological stability of mixed-species forests. In: Pretzsch H, Forrester DI, Bauhus J (eds) Mixed-species forests: ecology and management. Springer, Berlin, pp 337–382.
- BONAL D, PAU M, TOIGO M, GRANIER A, PEROT T (2017) Mixing oak and pine trees does not improve the functional response to severe drought in central French forests. *Ann For Sci* 74:72.
- BÖHM R, AUER I, SCHÖNER W, GANEKIND M, GRUBER C, JURKOVIC A, ORLIK A, UNGERSBÖCK M (2009) Eine neue Webseite mit instrumentellen Qualitäts-Klimadaten für den Grossraum Alpen zurück bis 1760.
- BENISTON M, STEPHENSON DB, CHRISTENSEN OB, FERRO CA, FREI C, GOYETTE S, HALSNAES K, HOLT T, JYLHÄ K, KOFFI B, PALUTIKOF J (2007) Future extreme events in European climate: an exploration of regional climate model projections. *Clim Change* 81(1):71–95.

- DĂNESCU A, KOHNLE U, BAUHUS J, SOHN J, ALBRECHT AT (2018) Stability of tree increment in relation to episodic drought in uneven-structured, mixed stands in southwestern Germany. For Ecol Manag 415–416:148–159.
- GOBIET A, KOTLARSKI S, BENISTON M, HEINRICH G, RAJCAK J, STOFFEL M (2014) 21st century climate change in the European Alps—a review. Sci Total Environ 493:1138–1151.
- GOISSER M, GEPPERT U, RÖTZER T, PAYA A, HUBER A, KERNER R, BAUERLE T, PRETZSCH H, PRITSCH K, HÄBERLE KH, MATYSSEK R, GRAMS TEE (2016) Does belowground interaction with *Fagus sylvatica* increase drought susceptibility of photosynthesis and stem growth in *Picea abies*? For Ecol Manag 375:268–278.
- GOLLOB C, RITTER T, WASSERMANN C, NOTHDURFT A (2019) Influence of scanner position and plot size on the accuracy of tree detection and diameter estimation using terrestrial laser scanning on forest inventory plots. Remote Sensing, 11(13).
- Lindner M, Maroschek M, Netherer S, Kremer A, Barbati A, Garcia-Gonzalo J, Seidl R, Delzon S, Corona P, Kolström M, Lexer MJ, Marchetti M (2010) Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. For Ecol Manag 259(4):698–709.
- MERLIN M, PEROT T, PERRET S, KORBOULEWSKY N, VALLER P (2015) Effects of stand composition and tree size on resistance and resilience to drought in sessile oak and Scots pine. For Ecol Manag 339:22–33.
- METZ J, ANNIGHÖFER P, SCHALL P, ZIMMERMANN J, KAHL T, SCHULZE E-D, AMMER C (2016) Site-adapted admixed tree species reduce drought susceptibility of mature European beech. Glob Change Biol 22(2):903–920.
- NOTHDURFT, A. (2013). Spatio-temporal prediction of tree mortality based on long-term sample plots, climate change scenarios and parametric frailty modeling. Forest ecology and management 291, 43-54.
- NOTHDURFT A, ENGEL M (2019) Climate sensitivity and resistance under pure- and mixed-stand scenarios in Lower Austria evaluated with distributed lag models and penalized regression splines for tree-ring time series. European Journal of Forest Research, im Druck, online verfügbar über: <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01234-x>.
- NOTHDURFT A, VOSPERNIK S (2018) Climate-sensitive radial increment model of Norway spruce in Tyrol based on a distributed lag model with penalized splines for year-ring time series. Can J For Res 48(8):930–941.
- Pretzsch H, Steckel M, Heym M, Biber P, Ammer C, Ehbrecht M, Bielak K, Bravo F, Ordóñez C, Collet C, Vast F, Drössler L, Brazaitis G, Godvod K, Jansons A, de-Dios-García J, Löf M, Aldea J, Korboulewsky N, Reventlow DOJ, Nothdurft A, Engel M, Pach M, Skrzyszewski J, Pardos M, Ponette Q, Sitko R, Fabrika M, Svoboda M, Černý J, Wolff B, Ruíz-Peinado R, del Río M (2019) Stand growth and structure of mixed-species and monospecific stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Q. robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) analysed along a productivity gradient through Europe. European Journal of Forest Research, im Druck, online verfügbar über: <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01233-y>.
- PRETZSCH H, BIBER P, SCHÜTZE G, UHL E, RÖTZER T (2014) Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. Nat Commun 5:4967.
- PRETZSCH H, BIELAK K, BLOCK J, BRUCHWALD A, DIELER J, EHRHART, H P, KOHNLE U, NAGEL J, SPELLMANN H, ZASADA M, ZINGG, A (2013a) Productivity of mixed versus pure stands of oak (*Quercus petraea* (M att.) Liebl. and *Quercus robur* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) along an ecological gradient. European Journal of Forest Research, 132(2), 263-280.
- PRETZSCH H, SCHUETZE G, UHL E (2013b) Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation. Plant Biol 15(3):483–495.
- PRETZSCH H, BLOCK J, DIELER J, DONG P H, KOHNLE U, NAGEL J, SPELLMANN H, 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 67:712.
- RITTER T, NOTHDURFT A (2018) Automatic assessment of crown projection area on single trees and stand-level, based on three-dimensional point clouds derived from terrestrial laser-scanning. Forests, 9(5).

- RITTER T, SCHWARZ M, TOCKNER A, LEISCH F, NOTHDURFT A (2017) Automatic mapping of forest stands based on three-dimensional point clouds derived from terrestrial laserscanning. *Forests*, 8(8).
- SCHÄFER C, GRAMS TEE, RÖTZER T, FELDERMANN A, PRETZSCH H (2017) Drought stress reaction of growth and $\Delta^{13}C$ in tree rings of European beech and Norway spruce in monospecific versus mixed stands along a precipitation gradient. *Forests* 8(6):177.
- RAJCZAK J, PALL P, SCHÄR C (2013) Projections of extreme precipitation events in regional climate simulations for Europe and the Alpine Region. *J Geophys Res Atmos* 118(9):3610–3626.
- TOÏGO M, VALLET P, TUILLERAS V, LEBOURGEOIS F, ROZENBERG P, PERRET S, COURBAUD B, PEROT T (2015) Species mixture increases the effect of drought on tree ring density, but not on ring width, in *Quercus petraea*–*Pinus sylvestris* stands. *For Ecol Manag* 345:73–82.
- VOSPERNIK S, NOTHDURFT A (2018) Can trees at high elevations compensate for growth reductions at low elevations due to climate warming? *Can J For Res* 48(6):650–662.

1 Introduction

Forest modeling in the past has focused on empirical data collection from research or inventory plots and derivation of **correlation relationships**. Classic dendrometry instruments (diameters, hypsometers, etc.) were used for data collection. Given the great advances in process knowledge, forest modeling is now trying to derive **causal relationships**. The parameters of causal relations are now measurable or derivable based on specialized instruments (climatic chambers, gasometers, porometers, etc.). Based on the principle approach to model construction, we distinguish between empirical and process-based models. Empirical models focus on the external state (behavior) of the system in the form of **consequences** and process-based models on the internal state (structure) of the system in the form of **reasons**. In the paper we will outline the vision of forest modeling in Slovakia for the upcoming period (decades), which should be based on process-based principles and use of game engine.

2 The current state of forest modeling in Slovakia

A forest model called SIBYLA Triquetra was constructed at the Technical University in Zvolen. The core of the model is based on empirical principles (FABRIKA 2005). The model is tree-oriented and requires the spatial coordinates of the tree location in the stand (x, y, z) to calculate competition relations. The initial state of the forest can be defined based on tree information (tree species, diameter, height, crown parameters, position, quality, damage) or a flexible forest structure generator can be used. The generator uses all forms of available information about the forest: from the most general (input data for yield tables), through the description of the stands (mean and plot characteristics) to the diameter and height structure data from the forest inventory. The growth potential of species is defined via geocentric site classification (KAHN 1994) by means of correlation relations between growth potential (effect) and environmental characteristics (dose). These are air, climate and soil quality characteristics. If the necessary data is not available (e.g. average temperature during the vegetation season or total rainfall during the vegetation season), the model has a generator of site conditions. Geographical, geomorphological and typological characteristics (forest ecoregion, altitude, aspect, slope, forest type, etc.) are used. Given the distance-dependent modeling of tree competition, it is possible to use a wide variety of thinning concepts (FABRIKA and ĎURSKÝ 2005). In addition to natural mortality, the model includes tree mortality caused by disturbances (FABRIKA and VACULČIAK 2009). This involves risk modeling under the influence of injurious agents based on Monte Carlo approaches. Natural regeneration in the form of ingrowth (MERGANIČ and FABRIKA 2011) is a part of the model. In addition to forest production characteristics, the results of growth simulations also include data on biomass, biodiversity, costs and revenues. They are not only in numerical, tabular and graphic form, but also in the form of visualization of the forest up to the level of virtual reality (FABRIKA 2003). At present, we have connected the virtual reality of the forest with an immersive form using a CAVE device (FABRIKA et al. 2018). The current version of the model is now hybrid (empirical + process based) and scalable (downscale + multiscale). The growth model is used in the scientific and educational environment and is also applicable to some tasks of forestry practice (forest state updating, planning). It is available for free at: <http://sibyla.tuzvo.sk>.

3 Proposed directions of forest modelling development in Slovakia

In the upcoming period we would like to build a growth model based on the Unity 3D game engine and to use exclusively the process-based principles of modeling. The following issues will need to be addressed:

- a) **Data support:** Use of close-range photogrammetry methods for collecting point clouds and automated derivation of tree parameters. It will be necessary to solve the methodology of combining point clouds obtained from the ground (cheap systems based on RaspberryPi technology) and from the air (inexpensive drones). The systems used should be mountable on an ATV (All-Terrain Vehicle). System should be comprehensively solved from integrated data

collection, through algorithms and processing methodology to end-user hardware and software products.

- b) **Generating the forest landscape:** In the simulation of forest development, it will be necessary to increase the size of the simulation plot (for the SIBYLA Triquetra model by default 50 x 50 m) to the level of forest landscape. It will be necessary to use geographic information systems data (terrain model, forest stand polygons, watercourse and road lines), forest inventory data and forestry databases to generate tree information in the context of the entire forest landscape. For this purpose, it will be necessary to build an interface for geographic information systems and database systems; modify algorithms for forest structure generation and unify data structures
- c) **Visualization of forest landscape:** Generated tree data within the forest landscape should be visualized using a modern game engine, e.g. Unity 3D. Therefore, it will be necessary to process detailed models of trees (including the shape of the trunk, branches and assimilation organs) and other objects (plants, shrubs, stumps, dumps, stones, litter, dead wood, etc.), to create algorithms for rendering of dynamic scenes (terrain, trees) and other objects in the forest) retrieved from the database and geographic information layers, apply physics (movement of branches and assimilation organs in the wind, shadow casting, light reflection, etc.), ensure interaction with objects (e.g. tree marking and cutting) and integrate with virtual reality devices such as the Oculus Rift head mounted display.
- d) **Analysis of tree competition:** Another important element is the calculation of spatial solar matrices in the forest stand. It is a calculation of the amount of direct and diffuse radiation in the forest area (individual voxels). Advantageously, it will be possible to use the ray tracing method and to support calculations using the potential of graphics cards. For this purpose, it will be necessary to develop appropriate algorithms and optimize computing time.
- e) **Tree growth controlled by events:** The final product should be an open source forest model based on plug-in modules. Modules should be object-oriented with a defined interface. They should respond to triggered events (e.g. change of time, change of environment variables) and should be easily replaceable according to user needs (e.g. other model algorithms by country, type of forest and modeling tradition). Process-based algorithms should be in the core of the model.

The result should be a comprehensive model and software meeting the above requirements (working title SIBYLA Lex Eterna).

4 Architecture of the proposed model and product

The proposed model and product should meet the following requirements:

- a) It should be based on a **game engine** that can display large virtual environments and thus forest landscape with optimal use of hardware resources.
- b) It should be of the **open source** type so that it can be easily modified by the wide development community and thus ensure its rapid progress.
- c) It should be **object-oriented** in order to clarify and simplify the development or modification of individual components of the model.
- d) It should be based on a pre-defined **relational data structure** to make it easy to fill the inputs and process the model outputs.
- e) It should allow **scalability** in the form of fusion of modeling scales (organ-individual-population-landscape).
- f) It should be developed on the **plug-in module** architecture to make it easy to replace model components according to user needs.

4.1 Concept of forest model

The forest model should be built on a process-based principle. The reasons are as follows:

- a) The process-based model is of more **general** validity. Unlike the empirical model, it is not tied to the sample on which the statistical relationships are based. Since process models are based on causal context, they are also broader applicable to the population outside the sample.

- b) Process-based models are more **sensitive** because they respond to stimuli that directly affect growth processes in their causality (e.g. soil and climate data).
- c) Process-based models are more **flexible** because, due to the causality of processes, they can also respond to stimuli that are outside the normal range. This also predetermines them to predict events such as climate change, which may reach parameters that do not occur today and so could not be empirically captured.
- d) Unlike empirical coefficients of regression equations, process-based models contain parameters that have their direct physical meaning, **measurable** by modern instruments in physical units (e.g. $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$).
- e) Process-based models usually have a wide range of parameters, but today there are specialized techniques to calibrate the model parameters such as **Bayesian calibration techniques**. (Oijen et al. 2005)

Process-based models have several problems that lead to uncertainty in the simulation and the frequent production of systematic errors. This is mainly linked to the lack of knowledge of all processes involved in tree growth. These are mainly the following problems:

- a) Calculating the **amount of resources** for trees (light, nutrients, water). The amount of resources is important for the correct calculation of net primary production at the level of individual. The ray tracing method is now available to solve the amount of light available for each part of the assimilation apparatus in the tree crown profile. In the past, this method was known, but was very computationally demanding. Thanks to the development of computer graphics it is now easier to apply.
- b) Optimal **values of parameters** of eco-physiological processes. They are important for the correct calculation of net primary production at the level of individual processes. In the past, the measurement of parameters was more difficult because there were no measuring devices such as climatic chambers, gasometers, porometers and the like. Bayesian calibration techniques are also available today.
- c) **Allocation of resources** to individual organs of the tree. The allocation model is necessary for the correct calculation of tree biometric variables, such as the biomass of the stem, roots, branches, leaves/needles, tree diameter or height. Even today, this is still a complex problem and empirical approaches to derive characteristics (such as allometric coefficients or coefficients of pipe model) are still being used. Given the existence of the SIBYLA Triquetra model, deriving these parameters will be feasible.

Many of the eco-physiological processes have already been algorithmically and programmatically solved for the purposes of the Slovak model (FABRIKA and MACKOVÁ 2013). These are the following processes:

- a) pedotransfer functions,
- b) hydrological balance,
- c) stomatal conductance,
- d) transpiration,
- e) leaf energy balance,
- f) photosynthesis,
- g) respiration.

In order to complete the algorithms and the practical usability of the model, we will have to solve the following tasks:

- a) **Weather generator**: Because the average and aggregate climate data are input to the model, it will be necessary to develop a statistical model to generate climate data for shorter periods such as months, days, hours.
- b) **Phenological cycle** of assimilation organs: As the size of the assimilation apparatus plays an important role in the photosynthetic activity of deciduous tree species during the vegetation period, it will be necessary to construct this model for Slovak conditions.
- c) **Allocation model**: Since this model is crucial for the correct determination of the biometric parameters of a tree and its organs, it will be necessary to construct allocation algorithms.

Preferably, the SIBYLA Triquetra model, which already produces biometric parameters of the tree, can be used.

4.2 Concept of forest visualization

For software development we suggest using one of the game engines (e.g. Unity 3D). The choice of environment is indicated by the following arguments:

- a) It is an optimal tool for visualizing large **virtual worlds**. This fact is demonstrated by modern computer games that contain extensive game environments not only at the level of a part of the country but also of whole planets or planetary systems.
- b) It is an optimal tool in terms of **complex calculations**. Interactive 3D graphics task is one of the most demanding computing tasks, depending on detail and quality of display. That's why graphics card chips are best suited for demanding parallel computing. The game engine allows this computing capacity to be utilized.
- c) The tool directly supports virtual reality devices, such as the OCULUS Rift **head mounted display**. This makes it possible to create immersive virtual forest stands and forest landscapes without any problems.
- d) It is a **flexible** programming environment that allows the user to produce a user interface with unlimited design possibilities, for example, independent of the design of the operating system used.
- e) It is a tool that supports a wide range of end-to-end computing **platforms** (Windows, WEB, iOS, Android, XBOX, PlayStation etc.)
- f) The instrument contains a robust set of **supporting assets**. Many partial tasks are part of assets, so there is no need to solve these tasks redundantly.
- g) Game engines have a large **developer community** due to their attractiveness, making it relatively easy to find individual solutions for individual problems.

Unlike classic computer games, where virtual worlds are pre-created by developers and graphic designers, the following issues will need to be addressed:

- a) **SQL database** connection: It will be necessary to create parameterized virtual worlds that are linked to data stored in the relational database (for example, terrain and tree data). There are multiple assets to connect to a database, such as SQLite Asset.
- b) Creating a **dynamic forest**: The virtual forest is one of the dynamic worlds that are created only in the process of launching the application based on the parameters specified in the database. Therefore, this is a problem that, unlike traditional computer games, it is way more complex. It will be necessary to solve the creation of parameterized meshes and transformed prefabricates using scripts.
- c) **Manipulation with objects**: Virtual forest objects (such as trees) are not static. Interaction with them should be allowed. For example, marking or cutting the trees. Therefore, an adequate set of object manipulation scripts will have to be created.

Figure 1 shows a set of tasks that we have already solved in the Unity 3D game engine visualization application. We have constructed 20 tree trunk models for 20 tree species. We used methods of close-range photogrammetry, creating point clouds and generating meshes covered with real textures in Agisoft PhotoScan. We used models provided by SpeedTree Modeler to display realistic tree crowns. The models support high detail with complete physics (wind movement, shadow casting, light reflections etc.). We created prefabricates of tree roots and stumps remaining after tree harvesting. The prefabricates of the trunks, roots, crowns and stumps are interconnected so that the size, shape and location of the prefabricates can be dynamically changed, for example according to the biometric parameters of the tree. A set of nodes is used for location and scaling tasks. Also, the problem of display quality of the object depending on the distance of the user from the object is solved. In total 3-4 levels of detail (LOD) are created from many polygons and high-resolution textures to fewer polygons, lower resolution, or billboards with transparent backgrounds.

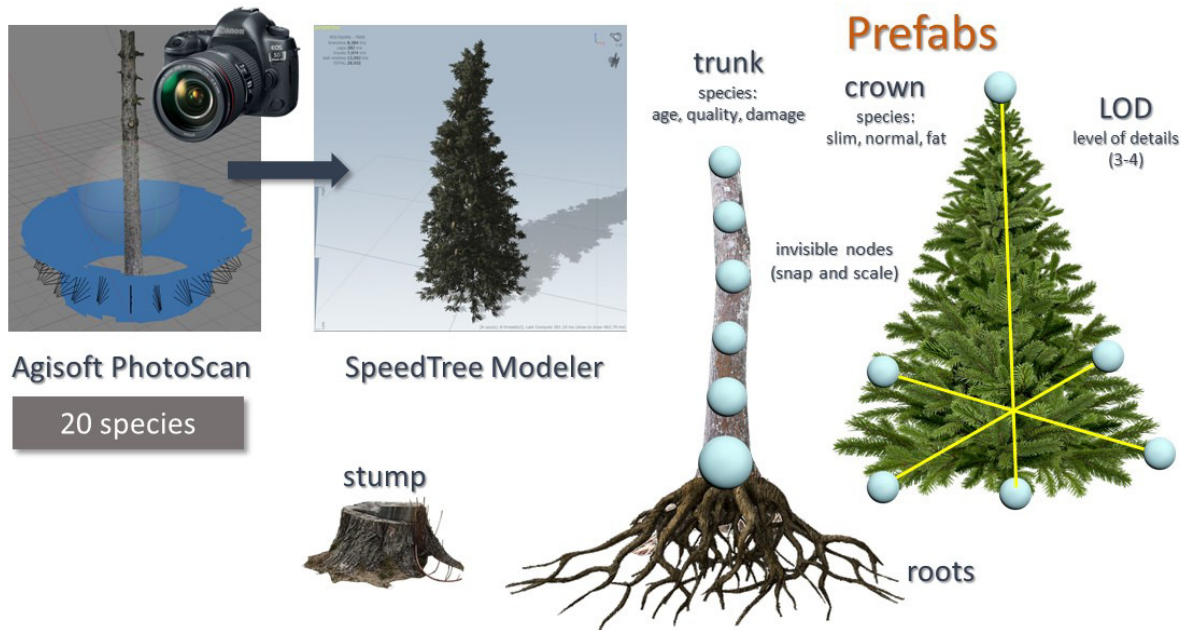


Fig. 1 Application of individual tree visualization methods in Unity 3D environment.

Several issues will need to be addressed for the final product for the end user:

- terrain generation from SQL database,
- flexible terrain texturing according to character (forest stand, watercourse, road)
- covering the terrain with herbaceous vegetation and various objects (litter, biomass residues, windthrows, stones etc.)
- interactive trees whose location and size are read from a database and which can be marked or cut.
- implementation of a head mounted display for displaying Oculus Rift virtual worlds.

5 Conclusion

From the presented vision of the future direction of forest modeling in Slovakia, it is clear that this is a complex and time-consuming problem. It will be necessary not only to construct some of the new model components, but also a methodical solution in the form of algorithms and the software solution itself. The problem is more complicated because it is a paradigm shift in forest modeling and thus a substitution of empirical approaches for process-based ones at the level of individuals and their organs. This is, in contrast to generalized approaches such as big leaf models (LANDSBERG and WARING 1997), much more complicated and there are only a few models that try to address forest prognosis in this way (TRAGIC by HAUHS et al. 1995, BALANCE by RÖTZER et al. 2009, or model by PFREUNDT 1988). Changing the approaches in forest modeling, is now a necessity to solve the tasks in higher complexity, flexibility and interpretability. The most important parameters of such a generation of models are: a) substitution of empirical approaches for process-based at the level of individual trees, b) transition from the level of representative simulation area to the level of the whole forest landscape, c) use of game engines for visualization but also for time demanding calculations such as amount of light for individual leaves or groups of leaves.

Acknowledgement

Presented research was supported by project KEGA No. 011TU Z-4/2019 titled "Forest visualization by Unity 3D game engine for e-learning", project No. APVV-15-0265, titled "Modelling tree species growth in the Carpathian forest ecosystems under different climate change scenarios" and project VEGA 1/0217/17/8, titled "Increment reactions of main tree species in the region of Western Carpathians with respect to recent climate changes".

References

- FABRIKA, M., 2003: Virtual forest stand as a component of sophisticated forestry educational systems. *Journal of Forest Science*, 49 (9), p. 419-428.
- FABRIKA, M., 2005: Simulátor biodynamiky lesa. Koncepcia, konštrukcia a programové riešenie. Habilitation thesis. Technical University in Zvolen, 238 p.
- FABRIKA, M., ĎURSKÝ, J., 2005: Algorithms and software solution of thinning models for SIBYLA growth simulator. *Journal of Forest Science*, 51 (10), s. 431-445.
- FABRIKA, M., MACKOVÁ, L., 2013: Process-based downscale of simulations by empirical model SIBYLA to increase time and space resolution. In: *Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten: Sektion Ertragskunde, Jahrestagung: 13.-15.5.2013, Rychov nad Kneznou, Tschechien, ISSN 1432-2609*, p. 134-145.
- FABRIKA, M., VACULČIAK, T., 2009: Modeling Natural Disturbances in Tree Growth Model SIBYLA. In: STŘELCOVÁ, K., MATYAS, C., KLEIDON, A., LAPIN, M., MATEJKA, F., BLAŽENEC, M., ŠKVARENINA, J., HOLÉCY, J.: *Bioclimatology and Natural Hazards, Springer*, p. 155-164.
- FABRIKA, M., VALENT, P., SCHEER, Ľ., 2018: Thinning trainer based on forest-growth model, virtual reality and computer-aided virtual environment. *Environmental Modelling & Software*, Volume 100, p. 11-23.
- HAUHS, M., KASTNER-MARESCH, A., ROST-Siebert, K., 1995: A model relating forest growth to ecosystem-scale budgets of energy and nutrients. *Ecological Modelling*, 83 Jg., p. 229-243.
- KAHN, M., 1994: Modellierung der Höhenentwicklung ausgewählter Baumarten in Abhängigkeit vom Standort. *Forstliche Forschungsber. München*, Vol. 141, 221 p.
- LANDSBERG, J. J., Waring, R. H., 1997: A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance and partitioning. *Forest Ecology and Modelling*, 95, p. 209-228.
- MERGANIČ, J., FABRIKA, M., 2011: Modelling natural regeneration in SIBYLA tree growth simulator. In: *Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten: Sektion Ertragskunde, Jahrestagung, 6.- 8. Juni 2011, Cottbus, ISSN 1432-2609*, p. 5-10.
- OIJEN VAN, M., ROUGIER, J., SMITH, R., 2005: Bayesian calibration of process-based forest models: bridging the gap between models and data, *Tree Physiology*, 25 (7), p. 915-927.
- RÖTZER, T., SEIFERT, T., PRETZSCH, H., (2009) Modelling above and below ground carbon dynamics in a mixed beech and spruce stand influenced by climate. *European Journal of Forest Research*, 128(2), p. 171-182.

Bestimmung der Bestandesdichte für den Einzelbaum

Georg Kindermann

Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien

Einleitung

Die Bestandesdichte stellt, neben der Bonität, eine Schlüsselgröße für das Waldwachstum dar. Mit ihr wird sowohl die flächenbezogene Zuwachsleistung als auch die Verteilung dieser auf und an den Bäumen bestimmt. Mit Abnahme der Bestandesdichte nimmt der Durchmesser- bzw. Kreisflächenzuwachs und damit auch der Volumszuwachs der einzelnen Bäume so lange zu bis zwischen den verbleibenden Bäumen keine zuwachslimitierende Konkurrenz mehr herrscht. Die Bestandeszuwachsleistung ist bei der zuwachsoptimalen Bestandesdichte am größten und fällt bei höheren als auch bei niedrigeren Bestandesdichten ab, wobei es möglich ist, dass die zuwachsoptimale Bestandesdichte über der maximalen Bestandesdichte liegt. Selbst in homogenen Beständen kann nicht davon ausgegangen werden, dass im gesamten Bestand die absolut gleiche Bestandesdichte herrscht. Eine baumindividuell bestimmte Bestandesdichte bildet einen fließenden Übergang von der bestandesweisen zur einzelbaumorientierten Betrachtungsweise. Die baumindividuelle Betrachtungsweise bietet einen Einstieg zur Beschreibung von Wachstumsgesetzmässigkeiten in gleichaltrigen Reinbeständen bis hin zu ungleichaltrigen Mischbeständen.

Methoden

Als Bestandesdichte können beispielsweise Bäume/Hektar, Grundfläche/Hektar, Volumen/Hektar oder Biomasse/Hektar betrachtet werden. Also immer eine bestimmte Messgröße mit Flächenbezug. Da diese Messgröße üblicher Weise für jeden einzelnen Baum bestimmbar ist, kann damit auch die Standfläche des Baumes berechnet werden. Wenn diese Standfläche mit einer vertikalen Größe, beispielsweise der Baumhöhe, multipliziert wird, kann der Wuchsraum bestimmt werden.

Ohne Berücksichtigung der Bestandesstruktur

Im einfachsten Fall wird angenommen, dass die Bestandesdichte im gesamten Bestand gleich ist. Das bedeutet umgekehrt, dass die Bestandesfläche proportional zu einer bestimmten Baumgröße auf die einzelnen Bäume aufgeteilt werden kann. Durch Aufsummieren dieser Einzelbaumstandflächen für bestimmte Gruppen (z.B. Baumart), lässt sich der Anteil dieser Gruppen an der Bestandesfläche bestimmen. Dabei ist es keinesfalls zwingend nötig, dass die Summe der Einzelbaumstandflächen die Bestandesfläche ergibt, solange unproduktive Bestandeslücken oder Mehrfachnutzung der selben Fläche nicht ausgeschlossen werden kann. Die zur Aufteilung verwendete Baumgröße kann auf Einzelbaumebene, aber auch für bestimmte Gruppen, beliebig transformiert werden. Damit können beispielsweise Baumarten unterschiedlich gewichtet werden.

Berechnungsbeispiel: Zunächst muss die Wuchsgröße (wgA) jedes einzelnen Baumes (i) definiert werden

$$wgA[i] = f(\text{Baumdimensionen})$$

Diese kann z.B. mit dem Durchmesserquadrat ($wgA[i] = d^2$) gleichgesetzt werden, wobei für Bäume mit einer Höhe ab 1,3m $d[\text{cm}] = 1.3 + \text{BHD}[\text{cm}]$ und für kleiner Bäume $d[\text{cm}] = h[\text{m}]$ verwendet wird um Bäumen jeder Größe berücksichtigen zu können. Diese Gewichtungsgröße kann relativ leicht erweitert werden z.B. $wg[i] = c0[i] * d^{c1} * h^{c2}$ wobei $c0[i]$ ein baumspezifischer Multiplikator und $c1$ und $c2$ Exponenten darstellen. Damit lässt sich bereits eine Aufteilung nach Volumen, Biomasse, Schirmfläche, annähernd realisieren.

Die Standfläche (fl) für den Einzelbaum berechnet sich dann mit:

$$swg = \sum(wgA[i])$$

$$fl[i] = bfl * wgA[i] / swg$$

wobei swg die Summe der Wuchsgrößen und bfl die Bestandesfläche sind.

Die Bestandesdichte für den Einzelbaum ($bd[i]$) wird mit

$$bd[i] = wgB[i] / fl[i]$$

bestimmt, wobei wg_B so wie wg_A eine Baumdimension (z.B. die Kreisfläche, um Grundfläche/Hektar zu erhalten) darstellt. Wenn $wg_A = wg_B$ hat jeder Baum die gleiche Bestandesdichte.

Es besteht die Möglichkeit für jeden Baum individuell eine Obergrenze seiner Standfläche bzw. eine Untergrenze seiner Bestandesdichte festzulegen.

wenn $bd[i] < bdMin$: $fl[i] = fl[i] * bd[i] / bdMin$, $bd[i] = bdMin$

wobei $bdMin$ die minimale Bestandesdichte darstellen. Die dabei freiwerdende Fläche kann auf die restlichen Bäume, deren Bestandesdichte über der Untergrenze liegt, proportional aufgeteilt werden.

Berücksichtigung der Bestandesstruktur:

In den seltensten Fällen kann angenommen werden, dass die Bestandesdichte auf der gesamten Bestandesfläche gleich groß ist. Daher scheint es nötig, neben einer Wuchsgröße die Baumpositionen zur Bestimmung der baumindividuellen Bestandesdichte mitzuberücksichtigen. Durch Bestimmung der Bestandesdichte mittels Punktstichprobe auf der entsprechenden Baumposition ist dies möglich. Eine der einfachsten Punktstichproben ist der fixe Probekreis. Wenn beispielsweise die Anzahl der Bäume je Flächeneinheit interessiert, werden alle Bäume, die auf der Probekreisfläche stehen, gezählt und diese Summe durch die Probekreisfläche dividiert. Zum gleichen Ergebnis kommt man, wenn um jeden Baum ein Probekreis gezogen wird und die Anzahl der Kreise, auf deren Fläche der Probepunkt zu liegen kommt, gezählt und ebenfalls durch die Kreisfläche dividiert wird. Anstatt nur eines Kreises, können auch mehrere Kreise, mit unterschiedlicher Größe, angewendet werden und die Ergebnisse je Kreisgröße zu einem (gewichteten) Ergebnis gemittelt werden. Die Kreisgröße kann auch proportional zu einer Baumgröße, wie bei der Wikelzählprobe, oder proportional zum Abstand, wie bei der n-Baum Stichprobe, gewählt werden. Die Entfernung des Baumes zum Punkt, die Richtung (Nord, Ost, Süd, West), Seehöhe oder weitere Baumdimensionen können als Gewichtungsfaktoren verwendet werden. Diese Abwandlungen des fixen Probekreises können einzeln, aber auch in Kombination angewendet werden.

Anstatt den Probekreis um den Punkt zu legen, können viele Probekreise, zufällig oder systematisch, in den Bestand gelegt und auf diesen die Bestandesdichte bestimmt werden. Die Bestandesdichte, auf dem interessierenden Punkt, wird dann durch (gewichtete) Mittlung der Bestandesdichten jener Probekreise berechnen, auf denen der Punkt liegt. Eine sehr einfache Umsetzung dieser Methode, unter Verwendung einer 1-Baum Stichprobe, ist die Kreisbogenmethode von FABER (1981 und 1991) oder RÖMISCH (1996) bzw. die Dirichlet-Zerlegung (Voronoi-Diagramm, Thiessen-Polygone) welche durch BROWN (1964 und 1965) erstmals zur Bestimmung der Bestandesdichte verwendet wurde.

Anstatt zu prüfen, ob Punkte auf Kreisflächen liegen, können sowohl um den Punkt als auch um alle Bäume Kreise gezogen werden und dann die Überlappungsflächen der Kreise um die Bäume mit dem Kreis um den Punkt für die Bestandesdichtebestimmung verwendet werden. Hier kann, wie zuvor, der Punkt auf eine Baumposition gelegt werden oder mehrere Punkte zufällig oder regelmäßig auf der Bestandesfläche verteilt werden. Diese Methode wurde beispielsweise von BELLA (1971) zur Konkurrenzbeschreibung verwendet.

Der Übergang von der Bestandesdichte eines beliebigen Punktes zu der Bestandesdichte eines bestimmten Baumes scheint durch die Positionierung des Punktes auf die Baumposition erfolgen zu können. Dabei darf allerdings nicht außer Acht gelassen werden, dass dieser Baum dann nicht zufällig, sondern immer, auf der Probefläche liegt und somit zu systematischen Verzerrungen im Ergebnis führen kann. Mittels

$$bdKor[i] = bd[i] * \sum(wgB[i]) / \sum(bd[i] * fl[i])$$

kann solch eine Verzerrung bereinigt werden wobei $bdKor[i]$ die korrigierte Einzelbaumbestandesdichte darstellt und aggregiert mit der Gesamtbestandsdichte übereinstimmt.

Wenn die Bestandesdichte bzw. die Standfläche individuell für den Einzelbaum bestimmt wird, kann deren Schwerpunkt, als Entfernung und Richtung vom Stammfußpunkt, bestimmt werden. Bei geringen Schwerpunktabweichungen ist die Konkurrenz symmetrisch, was auf eine regelmäßige Bestandesstruktur, bei starken Abweichungen ist die Konkurrenz unsymmetrisch, was auf eine geklumpfte Bestandesstruktur hinweist. Auch ist es möglich die ursprünglich gemessene Baumposition teilweise in Richtung Schwerpunkt zu verschieben. Für die Standfläche kann auch deren Abweichung

von der Kreisform berechnet werden, womit sich etwa Unterschiede zwischen Rechtecksverband über Quadratverband bis zum Dreiecksverband erfassen lassen. Von dieser Abweichung lässt sich auch die Achse mit größter bzw. kleinster Längsausdehnung bestimmen. Auch kann der Anteil jedes einzelnen Nachbarn an der Konkurrenzsituation des untersuchten Baumes individuell erfasst und damit etwa die Durchmischung mit anderen Baumarten festgestellt werden.

Probeflächenrand – Randproblem

Bei den beschriebenen Methoden, kann es zu systematischen Fehlern am Probeflächenrand kommen. Üblicherweise ist die Situation in dem die Probefläche umfassenden Streifen vergleichbar mit der auf der Probefläche, was für bestandesweise Auswertungen in der Regel ausreicht. Bei baumindividueller Auswertung hat die Situation außerhalb der Probefläche, insbesondere auf Bäume am Probeflächenrand, einen Einfluss. Eine einfache Lösung wäre, nur Bäume auszuwerten, die weit genug von Probeflächenrand entfernt sind. Dabei muss zunächst definiert werden, was „weit genug“ ist und das kann insbesondere bei kleineren Probeflächen dazu führen, dass kein Baum zur Auswertung übrig bleibt. Es scheint daher zweckmäßiger, von der Situation innerhalb der Probefläche auf die Situation außerhalb der Probefläche zu schließen, wobei der Anteil der Hochrechnung bei der weiteren Auswertung von Interesse sein kann.

Bei der Zuordnung von Teilflächen zu einzelnen Bäumen bedarf es keiner gesonderten Randberücksichtigung, solange nur Teilflächen innerhalb der Probefläche zugeordnet werden.

Bei der Durchführung von Punktstichproben können die in die Stichprobe fallenden Bäume nach MARTIN, EK und MONSERUD (1977) mit dem Verhältnis des Kreisumfanges außerhalb zu innerhalb der Probefläche hochgerechnet werden, wobei der Probepunkt der Kreismittelpunkt und der Abstand zum jeweiligen Baum der Kreisradius ist. Falls die Punktstichproben zufällig oder rasterförmig verteilt sind, kann die Fläche auf der diese Stichproben liegen so gewählt werden, dass diese auch soweit außerhalb der Probefläche liegen können, dass kein Baum in die Stichprobe fällt. Bei der Auswertung der Bestandesdichte wird dann der Beitrag jeder Stichprobe, unabhängig ob innerhalb oder außerhalb, addiert. Dividiert wird allerdings nur durch die Anzahl jener Punkte, die innerhalb der Probefläche liegen. Dabei erfolgt eine Gewichtung mit der Kreisfläche und deren Abstand.

Unbekannte Probeflächengrenzen

Es gibt Probeflächen, bei denen zwar die Baumpositionen bestimmt wurden, allerdings keine Information zu den Probeflächengrenzen vorliegt. In diesem Fall könne einzelne Randbäume als Eckpunkte der Probefläche ausgewählt werden. Diese Eckbäume zählen nicht mehr voll, da ja nur noch ein Teil von ihnen auf der Probefläche ist. Die Gewichtung dieser Probeflächenrandbäume (eGew) erfolge mit:

$$eGew = (rn/2 - 1) / rn$$

wobei rn die Anzahl der Bäume, die auf der Probeflächengrenze liegen bzw. die Anzahl der Probeflächenecken, ist. Zusätzlich könnte noch unterschieden werden, ob ein Baum an einer Ecke oder an einer Seite liegt. Alle anderen Bäume auf den Probeflächen haben ein eGew von 1.

Beurteilungsmöglichkeit

Für die Auswahl einer Methode bzw. verwendeten Wuchsgröße ist es nötig, die damit errechneten Einzelbaumbestandesdichten hinsichtlich ihrer Qualität beurteilen zu können. Dazu eignen sich Korrelationen zwischen Einzelbaumbestandesdichte und Dimensionsveränderungen (BHD-, Höhe, Kreisflächen- oder Volumszuwachs) als auch Wuchsleistungen (Grundflächen- oder Volumszuwachs je Hektar) nicht. Eine Methode, die jedem Baum die gleiche Standfläche zuweist, würde einen positiven Zusammenhang zwischen Grundfläche je Hektar und Grundflächenzuwachs je Hektar zeigen, solange angenommen werden kann, dass größere Bäume einen größeren Kreisflächenzuwachs haben als kleinere. Dieser Zusammenhang wird wohl immer gegeben sein, eignet sich allerdings nicht für eine Zuwachsprognose, da das Niveau und der Anstieg sowohl von der Anzahl als auch von der Dimensionsverteilung der Bäume im Bestand bestimmt werden.

Bei guten Methoden bzw. Wuchsgrößen können aus gleichaltrigen Reinbeständen bekannte, mit der Bestandesdichte zusammenhängende, Wachstumsgesetzmässigkeiten, auf den Einzelbaum übertragen werden.

Implementierung

Eine Implementierung zur Berechnung der Einzelbaumbestandesdichte ist derzeit unter <https://github.com/GeorgKindermann/EiBauBeDi> hinterlegt.

Derzeitige Möglichkeiten:

Ohne Berücksichtigung der Baumpositionen

- Eine beliebige Wuchsgröße
- Definition einer Mindestbestandesdichte mit Aufteilung der freiwerdenden Flächen auf die anderen Bäume
- Ergebnisse
 - Einzelbaumbestandesdichte
 - Standfläche
 - Baumartenanteile

Mit Berücksichtigung der Baumpositionen

- Wuchsgröße
 - Mehrere möglich
 - Gewichtungsmöglichkeit (Himmelsrichtung, Seehöhe, Abstand, Wuchsgröße)
- Randgewichtung
 - Kreisradius
 - Kreisfläche
- Stichproben
 - Fixer Probekreis
 - Von Baumgrößen abhängiger Probekreis - Winkelzählprobe
 - N-Baumstichprobe
 - Kreisüberlappungsflächen
- Positionen
 - Auf der Baumposition
 - Auf einem Raster
 - Zuteilung zu einem Baum
 - Aufteilung eines Pixels auf mehreren Bäume
- Ergebnisse
 - Einzelbaumbestandesdichte
 - Standfläche
 - Schwerpunkt
 - Kreisförmigkeit
 - Hauptausdehnungsrichtung
 - Je nach Methode auch Standflächengrenzen zwischen den Bäumen
 - Quantitative Angaben zu konkurrenzierenden Nachbarbäumen
 - Baumartenanteile
 - Durchmischung mit anderen Baumarten

Literatur

- BELLA, I.E. 1971: A new competition model for individual trees, For. Sci. 17, Seite 364-372.
- BROWN, G.S. 1964: Point Density in Stems Per Acre. New Zealand Forest Service Forest Research Institute Silvicultural Report No. 15.
- BROWN, G.S. 1965: Point Density in Stems Per Acre. New Zealand forestry research notes No.38.
- FABER, P.J. 1981: Die Standflächenschätzung über den Distanzfaktor. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde. Soest. Seite 87-91.
- FABER, P.J. 1991: A distance-dependent model of tree growth, Forest Ecology and Management, 41, Seite 111-123.
- MARTIN, G.L.; EK, A.R. und MONSERUD, ROBERT A. 1977: Control of plot edge bias in forest stand growth simulation models. In: Canadian Journal of Forest Research, Seite 100–105.
- RÖMISCH, K. 1996: Durchmesserwachstum und ebene Bestandesstruktur am Beispiel der Kiefernversuchsfläche Markersbach. In: Hempel, G. (Hrsg.): 8. Tagung der Sektion Forstliche Biometrie und Informatik. Deutscher Verband forstl. Forschungsanstalten. Tharandt/Grillenburger, Seite 84-103.

R-Paket CroCom: Berechnung von waldwachstumskundlichen Konkurrenzindizes

Michael Körner¹, Jens Schröder¹ und Kristian Mänder²

¹Hochschule für nachhaltige Entwicklung, Eberswalde; ²Staatsbetrieb Sachsenforst, Graupa

Einleitung und Zielstellung

Moderne Waldwachstumssimulatoren wie *BWINPro* (NAGEL 1999) oder *Silva* (PRETZSCH 2001) bilden die Entwicklung bzw. Prognose einzelner Bestände auf der Basis des Einzelbaumes ab. Hierzu sind in den Simulatoren Modelle hinterlegt, die die Veränderung der Einzelbaummerkmale mit verschiedenen Prädiktoren beschreiben. Ein wichtiger Bestandteil ist hierbei die zahlenmäßige Beschreibung der individuellen Konkurrenzsituation des Zentralbaumes, der er durch seine Nachbarbäume bzw. aufgrund seiner sozialen Stellung innerhalb eines Bestandesgefüges ausgesetzt ist. In diesem Zusammenhang spricht man auch kurz von Konkurrenzindex (CI, engl. *Competition Index*), wobei grob in positionsunabhängige und positionsabhängige Indizes unterschieden wird.

Um aus einem konkreten Datensatz einzelne Modelle ableiten zu können, die z. B. den Kreisflächenzuwachs schätzen, können zunächst verschiedene Konkurrenzindizes berechnet und auf ihre Erklärungsstärke getestet werden. SCHRÖDER (2004) und MÜNDER (2005) verwendeten hierzu eine an der TU Dresden, Lehrstuhl für Waldwachstum und Holzmesskunde, entwickelte Software namens *CroCom*, die mit der Programmiersprache Delphi erstellt wurde. *CroCom* liefert nach dem Einlesen der Einzelbaumliste eines Bestandes und der Einstellung der CIs eine Ausgabetablelle, die für die Parametrisierung von Wachstumsfunktionen weiterverarbeitet werden kann (vgl. SCHRÖDER 2004).

Aufgrund der starken Verbreitung und Leistungsfähigkeit der statistischen Programmiersprache *R* sollen die in *CroCom* verwendeten Ansätze nun in ein gleichnamiges *R*-Paket integriert werden.

Umsetzung in R

Für die Implementierung des *R*-Paketes *CroCom* wurde auf die integrierte Entwicklungsumgebung und grafische Benutzeroberfläche *RStudio* in der Version 1.2.1335 zurückgegriffen. Die zugehörige statistische Programmiersprache *R* lag in der Version 3.6.0 vor. Des Weiteren musste vor der Umsetzung des *R*-Paketes *Rtools35* installiert werden. Neben zahlreichen Paketen, die in *R* für den Endnutzer zur Verfügung stehen, existieren auch Pakete, die die eigentliche Entwicklungsarbeit unterstützen sollen. In der vorliegenden Arbeit wurde in diesem Zusammenhang auf *devtools* (WICKHAM et al. 2019), *roxygen2* (WICKHAM et al. 2018) und *testthat* (WICKHAM 2011) zurückgegriffen. Diese drei Pakete dienen der Vereinfachung und Vereinheitlichung der *R*-Paketprogrammierung. So ermöglicht beispielsweise *roxygen2* eine leichte Dokumentation der einzelnen implementierten *R*-Funktionen und erleichtert somit zukünftigen Nutzer die Arbeit. Das Paket *testthat* ist hingegen ausschließlich für den Paket-Entwickler gedacht. Bei der Kompilierung des zu entwickelnden Paketes überprüft *testthat*, ob zuvor definierte Testfälle korrekt berechnet werden, und gibt hierzu ggf. eine Fehlermeldung aus.

Implementierte Konkurrenzindizes

Neben der reinen Umsetzung in *R* muss zunächst eine Auswahl der Konkurrenzindizes erfolgen, deren Nutzung im *R*-Paket *CroCom* ermöglicht werden soll. Grundsätzlich gibt es so viele CIs bzw. Abwandlungen klassischer Indizes, dass in diesem Zusammenhang zunächst nur eine Implementierung der wichtigsten CIs erfolgen konnte. Die Berechnungsformeln sind nachfolgend für diese Indizes aufgeführt.

Darüber hinaus soll auch die Berechnung von Voronoi-Diagrammen (AOI) ermöglicht werden, die die zur Verfügung stehende Fläche in einem Waldbestand bzw. auf einer Versuchsfläche unter Berücksichtigung der Dimension der Nachbarbäume (z. B. des Durchmesser $d_{1,3}$) aufteilen.

Tabelle 1: Übersicht der Berechnungsformel von umgesetzten Konkurrenzindizes in CroCom

Bezeichnung in CroCom	Berechnungsformel	Quelle
Hegy1	$CI_i = \sum_{j=1}^n \frac{d_j}{d_i}$	HEGYI (1974)
Hegy2	$CI_i = \sum_{j=1}^n \frac{d_j^2}{d_i^2}$	MÜNDER (2005)
BAL	$CI_i = BA_c \times (1 - p_i)$	WYKOFF et al. (1982)
c66	$CI_i = \frac{\sum_{j=1}^n CA_j HI}{A}$	WENSEL et al. (1987)
rca	$CI_i = \sum_{j=1}^n \frac{CA_j}{CA_i}$	BIGING & DOBBERTIN (1992)
rcv	$CI_i = \sum_{j=1}^n \frac{CV_j}{CV_i}$	BIGING & DOBBERTIN (1992)
rcsa	$CI_i = \sum_{j=1}^n \frac{CSA_j}{CSA_i}$	BIGING & DOBBERTIN (1992)
rvca	$CI_i = \sum_{j=1}^n \frac{VCA_j}{VCA_i}$	MÜNDER (2005)
slope	$CI_i = \sum_{j=1}^n \frac{CA_j}{CA_i} \times \beta_{ij} = \sum_{j=1}^n \frac{CA_j}{CA_i} \times \frac{h_j - hfp_i}{dist_{ij}}$	PRETZSCH et al. (2002)

CI = competition index, d = d_{1,3} (Einzelbaumdurchmesser), BA_c = Grundfläche, p_i = Perzentil der Einzelbaum-Grundfläche innerhalb des Bezugskollektivs, CA = (waagerechte) Kronenfläche, HI = Schmitzhöhe (Referenzhöhe für den c66), A = Bezugsfläche für die Berechnung des c66, CV = Kronenvolumen, CSA = Kronenmantelfläche, VCA = vertikale Kronenfläche, hfp_i = Höhe eines Bezugspunktes zwischen Null und der Höhe des Zentralbaumes i, β_{ij} = Steigung der Geraden von hfp_i zur Spitze des Konkurrenzbaumes j, dist_{ij} = Entfernung zwischen Zentralbaum i und Konkurrent j

Aufbau von CroCom

Hauptbestandteil von CroCom sind zwei Funktionen. Mit der Funktion `compSample` wird zunächst die Konkurrentenauswahl vorgenommen und eine $n \times n$ -Matrix erzeugt, die für jeden Zentralbaum 0/1-Einträge der Nachbarbäume enthält. 0 steht in diesem Zusammenhang für „kein Konkurrent“ und 1 für „Konkurrent“. Die Hauptdiagonale der so erzeugten Matrix ist ein Nullvektor. Hierdurch wird sichergestellt, dass der Zentralbaum bei der CI-Berechnung nicht selbst mit einbezogen wird. Als Argumente der Funktion `compSample` können `posind` (positionsunabhängige Berechnung), `circle` (kreisförmiger Einflussbereich) und `cone` (Suchkegel) übergeben werden. Für den kreisförmigen Einflussbereich oder den Suchkegel gibt es zudem weitere Argumente, die die genauen Eigenschaften dieser geometrischen Einflussbereiche beschreiben.

Nach der Konkurrentenauswahl erfolgt mit der Funktion `compIndex` die eigentliche Berechnung der Indizes. Die Parameter, die der Funktion `compIndex` beim Aufruf der einzelnen Indizes übergeben werden müssen, und die zugehörigen Berechnungsformeln sind in Tabelle 1 aufgeführt. Des Weiteren ist es zudem bei `Hegy1`, `Hegy2` und `rcv` möglich, `distCorr` mit `TRUE` oder `FALSE` zu übergeben, wodurch eine Distanzkorrektur durchgeführt wird. Einen Überblick über die beiden Funktionen `compSample` und `compIndex` liefert Abbildung 1, wobei die orangefarben gesetzten Bestandteile von `compIndex` noch nicht vollständig umgesetzt sind.



Abbildung 1: Struktur und Übergabeparameter der beiden Hauptfunktionen `compSample` und `compIndex` im R-Paket `CroCom`

Über die beiden Hauptfunktionen hinaus wurden noch Hilfsfunktionen implementiert, die der Übersichtlichkeit des R-Paketes dienen oder dessen Funktionalität erhöhen sollen. Hierbei liefert die Funktion `getcv` das Kronenvolumen eines Einzelbaumes, `getcw` gibt die Kronenbreite eines Baumes bei gegebener Schnitthöhe zurück und `readBWIN` ermöglicht den Import von Bestandesdaten, die als xml-Datei vorliegen und üblicherweise vom Einzelbaumwachstumssimulator *BWINPro* geliefert bzw. verwendet werden. Ergänzend ist zur Funktion `getcw` zu erwähnen, dass in dieser Funktion die Berechnungsalgorithmen von der Methode `calculateCwAtHeight` aus der Datei `competition.java` von *BWINPro* (NAGEL 1999, NAGEL 2002) übernommen wurden.

Konkurrenzvisualisierung

Über die zahlenmäßige Beschreibung der Konkurrenz mit Hilfe der verschiedenen Indizes hinaus soll auch eine Visualisierung der Konkurrenzsituation durch `CroCom` abgedeckt werden. Hierfür würden sich theoretisch Methoden anbieten, die die Indizes der Einzelbäume in Verbindung mit deren Lageinformation (x-y-Position) räumlich interpolieren. Da die Berechnung der Konkurrenz jedoch stark vom betrachteten Zentralbaum und dessen sozialer Stellung innerhalb eines Bestandesgefüges abhängt, bilden interpolierte Werte meist nicht die korrekte Konkurrenzsituation an der jeweiligen x-y-Position auf der Probefläche ab. Aus diesem Grund wurde in der Funktion `cvis` eine alternative Berechnungsroutine umgesetzt, mit der für einen fiktiven und frei gewählten Zentralbaum eine Iteration über alle Pixel innerhalb einer Probefläche durchgeführt wird. Der Zentralbaum und seine Einzelbaumparameter bleiben bei der Berechnung über die gesamte Fläche konstant, es ändern sich nur dessen Position auf der Fläche und somit die lokale Konkurrenzsituation. Der an der entsprechenden x-y-Position berechnete CI wird dem zugehörigen Pixel zugewiesen und beeinflusst am Ende die farbliche Darstellung des Rasterbildes. Die räumliche Auflösung des erzeugten Bildes kann durch die Pixelgröße beeinflusst werden, wobei sich der Berechnungsaufwand bei Reduktion der Pixelgröße stark erhöht. Betrachtet man hierbei nur die Berechnungen pro Pixel und lässt die Anzahl an Berechnungen, die durch die lokale Bestandessituation am konkreten Pixel erforderlich sind, außen vor, so liegt nach der O-Notation ein quadratischer Rechenaufwand $O(n^2)$ vor. Am Beispiel einer quadratischen Probefläche mit einer Kantenlänge von 50 m ergeben sich so bei einer Pixelgröße von 1 m insgesamt 2.500 Pixel, an denen die lokale Konkurrenzsituation bezogen auf den fiktiven Zentralbaum berechnet werden muss. Verdoppelt man die räumliche Auflösung (Pixelgröße 0,5 m) so müssen die Berechnungen bereits für 10.000 Pixel durchgeführt werden. Ein exemplarischer Output der Funktion `cvis` ist in Abbildung 2 dargestellt. Für die Berechnung wurde ein 50x50 m großer Beispielbestand bei einer Rasterauflösung von 1 m verwendet. Als fiktiver Zentralbaum diente der Grundflächenmittelstamm der Fläche und als Konkurrenzindex wurde der positionsabhängige `c66` ausgewählt.

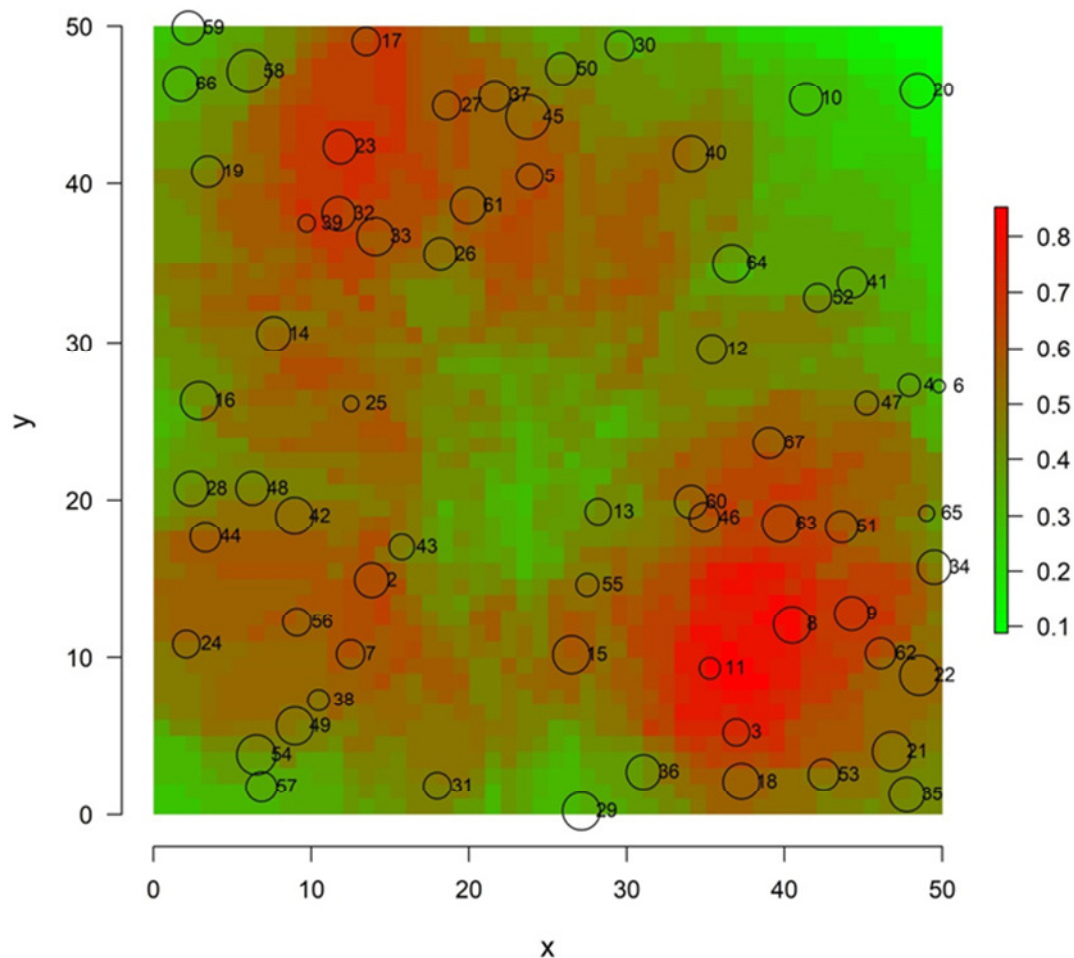


Abbildung 2: Anwendung der Funktion `cvis` aus dem in Entwicklung befindlichen R-Paket `CroCom` für einen Beispielsbestand von 50x50 m bei einer Rasterauflösung von 1 m

Verwendung von CroCom

Primärer Einsatzzweck des R-Paketes `CroCom` ist die Berechnung von Konkurrenzindizes für konkrete Versuchsflächendaten. Die berechneten CIs können anschließend im Bereich der Waldwachstumsmodellierung statistisch weiterverarbeitet werden. Die Implementierung in R ist aus diesem Grund sehr zweckmäßig, da hier direkt die statistische Aufbereitung der Daten vorgenommen werden kann. Darüber hinaus ist auch die Umsetzung von Waldwachstumssimulatoren möglich, wengleich deren Funktionsumfang gegenüber in Java oder C/C++ programmierten Simulatoren mit eigener Benutzeroberfläche deutlich reduziert ist. Als Beispiel für eine derartige Umsetzung eines Simulators in R kann der *Forest Simulator for Pinus caribaea* (KÖRNER 2016, KÖRNER 2019) mit der Modellregion Dominikanische Republik angeführt werden (siehe Abbildung 3). Er wurde als Shiny App in RStudio umgesetzt und basiert ebenfalls auf der statistischen Programmiersprache R. Der größte Vorteil besteht in der Beibehaltung der selben Programmiersprache, wobei hieraus im Zusammenhang mit der Berechnungsgeschwindigkeit Nachteile entstehen. Gegenüber höheren Programmiersprachen müssen in diesem Punkt Abstriche gemacht werden.

Neben dem Einsatz in der Waldwachstumsmodellierung kann das Paket aufgrund der Funktion `cvis` auch im Bereich der Strukturanalyse von Beständen eingesetzt werden. In diesem Zusammenhang ist beispielsweise das Themengebiet der Verjüngungsanalyse zu nennen, was z. B. neben Einstrahlungswerten auch von den Konkurrenzverhältnissen im Bestand beeinflusst wird.

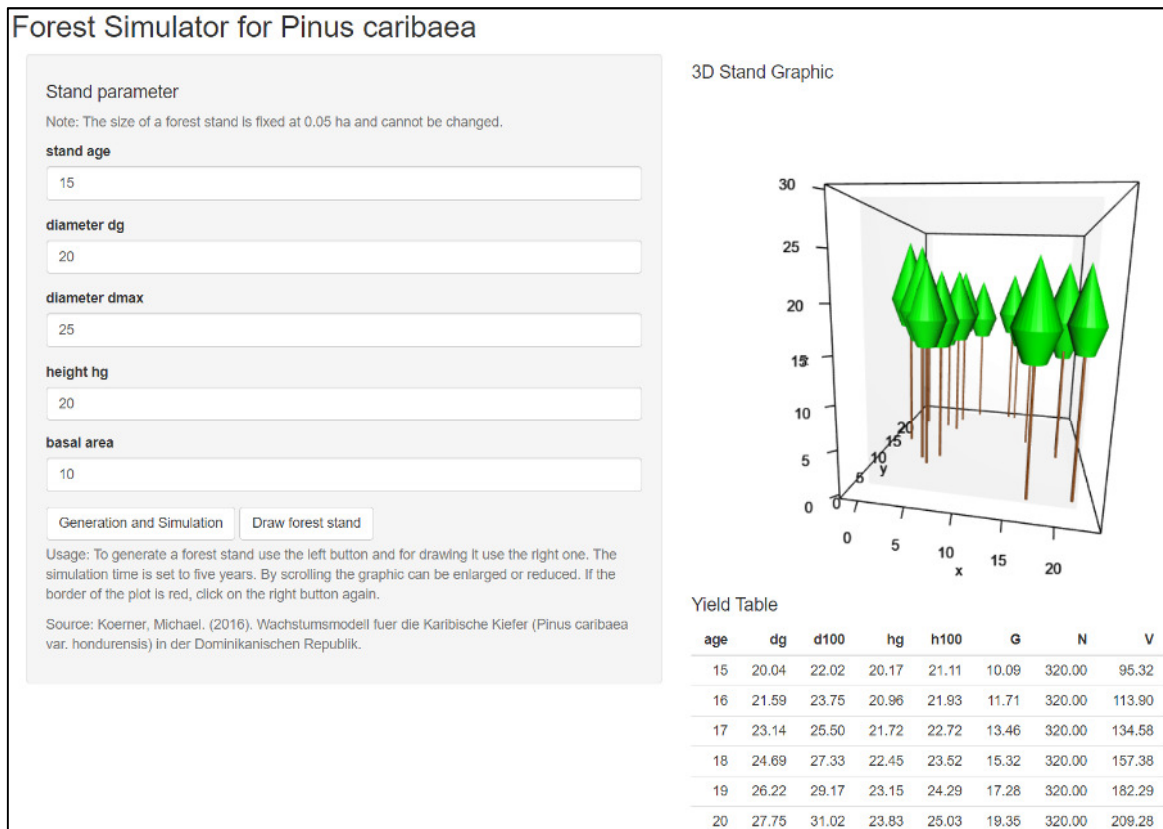


Abbildung 3: Weboberfläche des Waldwachstumssimulators für *Pinus caribaea* für die Dominikanische Republik umgesetzt als ShinyApp. Aufruf über: <https://mkoerner.shinyapps.io/ForestSimulatorPica/>

Ausblick

Nach dem aktuellen Stand sind noch nicht alle Indizes in vollem Funktionsumfang nutzbar. Dieser Punkt stellt die Hauptaufgabe für die weitere Arbeit an `CroCom` dar. Randeffekte, die auf Versuchsflächen häufig auftreten, können derzeit ebenfalls nicht abgebildet werden. In diesem Kontext ist zunächst geplant, dass alle Bäume, deren CIs durch Randeffekte beeinflusst sein könnten, bei der Ergebnisausgabe eine Markierung erhalten. Im Weiteren sollen zudem Funktionalitäten geschaffen werden, die eine Korrektur der Randeffekte ermöglicht. Weitere angestrebte Bestandteile von `CroCom` umfassen baumindividuelle Zusatzoptionen, wie die Angabe eines Kronendichtefaktors (`cdf`), der die Lichttransmission unterschiedlicher Baumarten oder Kronenverlichtungen widerspiegelt, sowie die Option, Gruppen von Bäumen innerhalb eines Versuchsflächendatensatzes zu bilden. Die zweite Option ist insbesondere für Mischbestände wichtig, bei denen für einen konkreten Zentralbaum der CI nach z. B. zwei Baumartengruppen aufgeteilt werden soll (s. MÜNDER 2005). Die Summe der berechneten Anteile ergibt schlussendlich den CI, der sich ohne Berücksichtigung von Baumartengruppen ergeben würde. Abschließend sollen zudem noch unterschiedliche Kronenmodelle implementiert werden, die z. B. für Nadelbaumarten und Laubbaumarten einen unterschiedlichen Kronenaufbau umfassen. Diese Option würde insbesondere die Berechnung der CIs beeinflussen, die z. B. auf Kronenschnittflächen oder Kronenvolumina beruhen.

Zusammenfassung

Der vorliegende Artikel stellt erste Arbeiten und deren derzeitigen Arbeitsstand an einem R-Paket mit dem Namen `CroCom` zur Berechnung von Konkurrenzindizes dar. Aufgrund der Verbreitung der statistischen Programmiersprache `R` bietet sich deren Nutzung an und ermöglicht somit die direkte Weiterverarbeitung der Berechnungsergebnisse bzw. die direkte Nutzung der Berechnungsroutinen in eigenen Waldwachstumssimulatoren. Neben der Umsetzung von klassischen Konkurrenzindizes wie dem Hegyi-Index, dem `c66` und Indizes, die Kronenparameter in Relation zwischen Zentralbaum und Konkurrent einbeziehen, werden auch Voronoi-Digramme umgesetzt, die die Fläche eines Bestandes entsprechend der räumlichen Verteilung der Einzelbäume und auf der Basis ihrer Dimension in Polygone aufteilen. Hauptbestandteile von `CroCom` sind die Funktionen `compSample` (Konkur-

rentenauswahl) und `compIndex` (Konkurrenzindexberechnung). Ergänzt wird das R-Paket durch Hilfsfunktionen, die z. B. zur Berechnung des Kronenvolumens dienen, und durch eine Funktion zur rasterbasierten Visualisierung der Konkurrenzsituation auf einer Versuchsfläche.

Summary

This article presents the the current state of work on an R-package called CroCom for the calculation of individual-tree competition indices. Due to the popularity of the statistical programming language R, the use of this language has many advantages and thus enables the direct further processing of the calculation results or the direct use of the calculation routines in forest growth simulators implemented in R. In addition to the implementation of classical competition indices such as Hegyi's index, `c66` and indices using crown parameter relations between subject tree and competitors, Voronoi diagrams are also implemented which divide the area of a stand into polygons according to the spatial distribution of the individual trees and on the basis of their dimensions. The main components of `CroCom` are the functions `compSample` (competitor selection) and `compIndex` (competition index calculation). The R package is supplemented by auxiliary functions e.g. for calculating crown volume and a function for grid-based visualization of the growth constellations in a forest experimental site and the resulting competition situation.

Literatur

- BIGING, G.S.; DOBBERTIN, M. (1992). A Comparison of Distance-Dependent Competition Measures for Height and Basal Area Growth of Individual Conifer Trees. *Forest Science* 38 (3): 695–720.
- HEGYI, F. (1994). A simulation model for managing jack-pine stands. In: Fries, J. (ed.) 1974. Growth models for tree and stand simulation. Proceedings of meetings in 1973. Stockholm. (= Royal College of Forestry Research Notes), 74-90.
- KÖRNER, M. (2016). Wachstumsmodell fuer die Karibische Kiefer (*Pinus caribaea* var. *hondurensis*) in der Dominikanischen Republik. Dissertation, TU Dresden
- KÖRNER, M. (2019). Forest Simulator for *Pinus caribaea*. Modellregion Dominikanische Republik. Aufgerufen 05.12.2019, von <https://mkoerner.shinyapps.io/ForestSimulatorPica/>
- MÜNDER, K. (2005): Konkurrenzuntersuchungen und Wachstumsmodellierung in Waldbaubeständen des Mittleren Erzgebirges. Dissertation, TU Dresden
- NAGEL, J. (1999). Konzeptionelle Überlegungen zum schrittweisen Aufbau eines waldwachstumskundlichen Simulationssystems für Nordwestdeutschland. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Nieders. Forstl. Versuchsanstalt, Band 128, J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M., S.122
- NAGEL, J. (2002). Das Open Source Entwicklungsmodell - eine Chance für Waldwachstumssimulatoren. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten – Sektion Ertragskunde, Jahrestagung Schwarzburg 13.-15. Mai 2002, S. 1-6
- PRETZSCH, H. (2001). Modellierung des Waldwachstums. Parey. Berlin
- PRETZSCH, H.; BIBER, P.; Dursky, J. (2002). The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management* (162), 3–21.
- SCHRÖDER, J. (2004). Zur Modellierung von Wachstum und Konkurrenz in Kiefern/Buchen-Waldumbaubeständen Nordwestsachsens. Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt. Ulmer
- WENSEL, L. C.; MEERSCHAERDT, W.; BIGING, G. S. (1987). Tree height and diameter growth models for Northern California conifers. *Hilgardia*, Berkeley, 55 (8), 20 pp.
- WICKHAM, H. (2011). `testthat`: Get Started with Testing. *The R Journal*, vol. 3, no. 1, pp. 5—10
- WICKHAM, H.; DANENBERG, P.; EUGSTER, M. (2018). `roxygen2`: In-Line Documentation for R. R package version 6.1.1. <https://CRAN.R-project.org/package=roxygen2>
- WICKHAM, H.; HESTER, J.; CHANG, W. (2019). `devtools`: Tools to Make Developing R Packages Easier. R package version 2.0.2. <https://CRAN.R-project.org/package=devtools>
- WYKOFF, W.R.; CROOKSTON, N.; STAGE, A. (1982). User's Guide to the Stand Prognosis Model. General Technical Report INT-133, Ogden.

Gemischte nichtlineare Modelle für Durchmesser-Höhen-Altersbeziehungen im Ober- und Unterstand

Sven Martens¹ und Michael Körner²

¹Staatsbetrieb Sachsenforst, Graupa; ²Hochschule für nachhaltige Entwicklung, Eberswalde

Zusammenfassung

Seitdem das Wachstum der Bäume ertragskundlich untersucht wird, spielt die Beziehung zwischen dem Durchmesser und der Höhe eines Baumes eine essentielle Rolle. In erster Linie, um die Anzahl aufwändiger Höhenmessungen zu reduzieren. Um das Baumalter erweitert, wird aus dieser Beziehung eine wichtige allometrische Wachstumsfunktion. Der Beitrag vergleicht anhand der Daten eines einzelnen Versuches, zweier Versuchsgruppen und den Daten der sächsischen Betriebsinventur verschiedene regressionsanalytische Varianten der Durchmesser-Höhen-Altersbeziehung (DHA).

Die Variante einzelner Aufnahmejahre (DHA2) wählt aus sieben unterschiedlichen Funktionen die mit der höchsten Anpassungsgüte aus. Beim Ausgleich der Regressionskoeffizienten über mehrere Aufnahmen hinweg (DHA3) wird ausschließlich die Funktion von MICHAÏLOFF (1943) genutzt. Sie wird neben der dreiparametrischen logistischen Funktion (*SSlogis*) auch im gemischten nichtlinearen Modell (DHA4) verwendet. Für den Unterstand wurde zusätzlich ein gemischtes lineares Modell zur Schätzung des Schlankheitsgrades angepasst.

Methodisch bedingt treten bei DHA2 die geringsten Abweichungen zwischen gemessener und geschätzter Höhe auf. Die gemischten Modelle erreichen jedoch vergleichbar gute Anpassungen. Werden Mischbaumarten aufgrund weniger Höhenmessungen der Hauptbaumart zugeordnet, sind die Fehler mit DHA4 jedoch kleiner. Zudem ermöglicht DHA4 auch Schätzungen für Aufnahmen, für die keine Höhenmessungen vorliegen. Systematische Messfehler bei einzelnen Aufnahmen ließen sich mit dem gezielten Ausblenden zufälliger Effekte der Aufnahme beheben. DHA3 ermöglichte zwar ebenso plausible Kurvenscharen, allerdings sind die Wurzeln des mittleren quadratischen Fehlers (RSME) für jedes Datenset deutlich größer.

Bei den Betriebsinventurdaten betrug der RSME zwischen der Schätzung mit dem gemischten nichtlinearen Modell nach DHA4 und den Höhenmessungen 1,05 m bei Fichten und 1,31 m bei Kiefern. Die Fehler zwischen DHA4 und den über Einheitshöhenkurven (EHK) nach SLOBODA et al. (1993) berechneten Höhen sind dagegen größer. Deshalb wird indirekt von einer besseren Anpassung des DHA4 Modells ausgegangen.

Die Anpassung der gemischten nichtlinearen Modelle mit dem Paket *nlsme* (PINHEIRO et al. 2019) in der Programmiersprache *R* (R CORE TEAM 2019) erwiesen sich vor allem bei großen Datensets als ein effektiver und flexibler Weg, um plausible und gut angepasste Durchmesser-Höhen-Altersbeziehungen funktionell abzubilden.

Abstract

Since the growth of trees has been investigated in terms of yield, the relationship between the diameter and the height of a tree plays an essential role, primarily to reduce the number of expensive height measurements. Together with tree age this relation becomes an important allometric growth function. The article compares various regression-analytical variants of the diameter-height-age relationship (DHA) based on data from a single trial, two experimental groups of trials and data from the Saxon forest inventory.

The variant of individual curves by single measurements (DHA2) selects from seven different functions those with the highest quality of adaptation to the observed data. To estimate the regression coefficients over several time steps (DHA3), only the function of MICHAÏLOFF (1943) is used. In the mixed nonlinear model (DHA4) it is used in addition to the three-parameter logistic function (*SSlogis*). For the understorey a mixed linear model was also adapted to estimate the slenderness coefficient.

In terms of method, the lowest deviations between measured and estimated height occur in DHA2. However, the mixed models achieve comparably good adjustments. If mixed tree species are pooled together with the main tree species, the errors with DHA4 are smaller. In addition, DHA4 also provides estimates for recordings that do not have height measurements. Systematic measurement errors in

individual recordings could be eliminated by intentionally hiding random effects of the measurements. Although DHA3 also enabled plausible curves, the root mean square errors (RSME) are much larger for each dataset.

In forest inventory data, the RSME between the mixed non-linear model of DHA4 and height measurements was 1.05 m for spruce and 1.31 m for pine. Comparing to this, the errors between DHA4 and the unimodal height curves (EHK) according to SLOBODA et al. (1993) are slightly larger. Therefore we assume a better fit for the DHA4-models.

The use of the mixed nonlinear models with packet *n1me* (PINHEIRO et al. 2019) in the R programming language (R CORE TEAM 2019) proved to be an effective and flexible way to achieve plausible and well-adjusted height-diameter-age-relationships, especially for large datasets.

Einleitung

Die Beziehungen zwischen dem Durchmesser $d_{1,3}$, der Höhe h und dem Alter der Individuen eines Baumkollektivs werden genutzt, um bei ertragskundlichen Aufnahmen fehlende Höhen zu berechnen und fehlerhafte Messwerte zu korrigieren. Die DESER Norm (JOHANN 1996) enthält für die Herleitung der Beziehungen vier Methoden. Gegenüber dem rein grafischen Vorgehen (DHA1) finden vor allem die regressionsanalytischen Ansätze für einzelnen Aufnahmejahre (DHA2) und der Ausgleich der Regressionskoeffizienten über mehrere Aufnahmen hinweg (DHA3) Anwendung.

Methodisch offen bleibt der vierte Ansatz (DHA4), der sehr allgemein mit „andere regressionsanalytische Methoden“, beschrieben ist. Die zweistufige Regression nach DHA3 lässt sich auch als nichtlineares gemischtes Modell formulieren. Nichtlineare Modelle mit asymptotischen Grundfunktionen, die über verschiedene Versuchsflächen und Versuchsaufnahmen hinweg angepasst werden, bezeichnen wir im Folgenden als DHA4.

In der vorliegenden Untersuchung werden für unterschiedlich umfangreiche Datensets die drei regressionsanalytischen Varianten der Durchmesser-Höhen-Altersbeziehungen miteinander verglichen. Dies erfolgt auf grafischer Basis und mittels statistischer Kenngrößen, wie z. B. der Wurzel des mittleren quadratischen Fehlers (RMSE). Neben dem rein methodischen Vergleich ist, insbesondere mit dem Ansatz nach DHA4, die Betrachtung und Prüfung von „Einheitshöhenkurven“ ein Ziel dieser Studie.

Material und Methoden

Das Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft des Staatsbetriebes Sachsenforst unterhält Durchforstungsversuche für Reinbestände der Hauptbaumarten und Versuche zum Umbau (UMB) von Kiefern- und Fichtenreinbeständen. Als ein Beispiel für einen einzelnen Versuch mit mehreren Aufnahmen wurde der Eichen-Durchforstungsversuch „Collm 78“ ausgewählt. Als weitere Datensätze dienen Durchforstungsversuche mit Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Fichte (*Picea abies* (L.) H.Karst.) und die zugehörigen Umbauversuche dieser Baumarten. Diese Versuchsserien decken eine deutliche größere Altersspanne ab.

In den Versuchen findet sich jedoch die in den Wäldern Sachsens vorkommende Vielfalt an Waldstrukturen nur eingeschränkt wieder. Mit den seit 2015 erfolgenden stichprobenbasierten Betriebsinventuren nach WISA (Wald-Inventur-Sachsen) entsteht gegenwärtig ein weiteres, ausgesprochen repräsentatives Datenset. Nachdem 10 von 14 Forstbezirken bearbeitet sind, stehen 25.257 Stichprobenpunkte zur Verfügung. Mit Blick auf die Vergleichbarkeit der Ergebnisse von Versuchsserie und WISA-Daten werden jedoch nur Stichprobenpunkte ausgewählt, bei denen die Baumarten Fichte und Kiefer mehr als 80% Grundflächenanteil abweisen.

stellt eine Übersicht der verwendeten Daten dar. Sie verdeutlicht in erster Linie den unterschiedlichen Umfang und die Struktur der Daten, in Bezug auf die Zahl der Versuche (VF), der jeweiligen Aufnahmen, die Anzahl zu berücksichtigender Bestandesschichten (OST, OST und UST) und die aus den Baumartengruppen (BAG) resultierende Anzahl an Bestandeshöhenkurven (BHK). Mit Ausnahme des einzelnen Versuches „Collm 78“ und den WISA Daten finden sich in den Versuchsserien zudem Aufnahmen ohne Höhenmessungen. Für diese Aufnahmen sind Höhenschätzungen lediglich über DHA3 und DHA4 möglich.

Tabelle 2: Übersicht der verwendeten Daten

Datenset	Versuch	Versuchsserie				Betriebsinventur WISA	
		Kiefer		Fichte		Kiefer	Fichte
Versuche / STP	1	17, davon 11 x DF und 6 x UMB		36, davon 18 x DF und 18 UMB		5.274	11.910
Baumart	Eiche	Kiefer		Fichte		Kiefer	Fichte
Schicht	OST	OST	UST	OST	UST	OST	OST
Alter [a]	28 - 48	14 - 117	18 - 25	21 - 135	14 - 26	7 - 190	7 - 210
Aufnahmen	5	1 bis 6	2	2 bis 5	1 bis 2	1	1
BAG	3	6	14	6	9	1	1
BHK	14	166	450	212	1.730	EHK nach Sloboda	
fehlende Höhenmessungen	alle BAG und Aufnahmen, 8 – 100%	im OST einzelne Aufnahmen ohne Höhenmessungen, im UST fehlende oder nur wenige nicht systematische Höhen				in der Regel 2 Höhen pro BAG am STP, keine sichere Zuordnung zu Beständen	

Insbesondere im UST, wo der Schirm einen Einfluss auf den Schlankheitsgrad der Bäume hat und damit der Verlauf der Höhenkurven von der Dichte des Schirmes abhängt, sind systematische und vollständige Höhenmessungen für valide Höhenschätzungen wichtig. Vor allem bei stammzahlreichen Laubbaumvoranbauten fehlen dagegen oftmals Messungen oder sind an die Sichtbarkeit der Bäume gebunden.

Angedeutet wird auch der hierarchische Aufbau der Daten, dem statistisch Rechnung getragen werden muss, da die Messungen innerhalb eines Versuches nicht unabhängig voneinander sind. Gleiches gilt für die Stichprobenpunkte nach WISA, die zum Teil innerhalb derselben Bestände und in unterschiedlicher räumlicher und damit standörtlicher Nachbarschaft liegen. Es ist davon auszugehen, dass in den einzelnen Varianten des DHA die Voraussetzung statistischer Unabhängigkeit der Messungen in Raum und Zeit nicht oder nicht vollständig gegeben ist. Statistische Tests auf Signifikanz der Regressionsparameter sind in diesen Fällen unzulässig, da sie Pseudoreplikationen beinhalten und die Zahl der Freiheitsgrade fehlerbehaftet ist.

Die Anpassung der Höhenkurven erfolgte mit der statistischen Programmiersprache *R* (R CORE TEAM 2019) mittels einer von den Autoren erstellten Funktionsbibliothek, die den Umfang der in BWINPro-S (DÖBBELER et al. 2011) zur Verfügung stehenden BHK-Funktionen abdeckt, sowie dem Packet *nlme* (PINHEIRO et al. 2019).

Beim Ansatz DHA2 wird die bestangepasste Funktion zur Schätzung von Baumhöhen verwendet, wenn diese einen plausiblen Verlauf aufweist. Die Prüfroutine zielt auf steigende geschätzte Höhen für das Minimum, den Mittelwert und das Maximum der gemessenen Durchmesser ab. Beim Ansatz DHA3 wird im ersten Schritt dagegen immer die zweiparametrische asymptotische Funktion von MICHAÏLOFF (1943)

$[H = 1.3 + e^{(\alpha + \frac{\beta}{d_{1,3}})}]$ verwendet. Der Ausgleich der Parameter α und β erfolgte als lineares Modell mit dem Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (D_g) und dem Bestandesalter. Die BHKs einer Baumartengruppe sind damit zu einer Kurvenschar vereint, die je nach Kombination der Parameter Überschneidungen der Kurven enthalten kann.

Im Gegensatz hierzu kann das nichtlineare Modell nach DHA4 so formuliert werden, dass die in der Regel unplausiblen Überschneidungen nicht mehr auftreten. Als Funktion wurde ebenfalls die Michailoff-Funktion verwendet. Die Prädiktoren gehen als feste Effekte und zufällige Effekte linear auf beide Parameter der Funktion ein. Die zufälligen Effekte entsprechen der jeweiligen Hierarchie der Daten, i.d.R. beginnend mit dem Versuch, der Baumartengruppe im Versuch (dem BHK-Kollektiv), bis zur Aufnahme des BHK-Kollektivs.

Bei den Betriebsinventurdaten wurde zunächst die räumliche Aggregation der Bäume zum Stichprobenpunkt (STP) im Revier und Forstbezirk als Hierarchie der zufälligen Effekte betrachtet. Dies entspricht einer BHK pro STP. Mehrere, einander sehr ähnliche STP, beispielsweise in ein und demselben Bestand oder auf gleichen Standortseinheiten, können auch zu einer BHK zusammengefasst werden. An die Stelle des STP als zufälligen Effektes treten dann andere Gruppierungen. Entsprechend der zu erwartenden Ähnlichkeiten wurden noch die folgende Kaskaden ausprobiert: 1.) alle STP einer

Forstabteilung in einer Altersstufe in einer Standortseinheit in einem Waldteil in einem Forstbezirk, sowie 2.) alle STP einer Altersstufe einer Forstabteilung eines Revieres eines Forstbezirkes.

Die Herleitung nach DHA2 und DHA3 wurde für die Betriebsinventuren nicht betrachtet. Mit zwei Höhenmessungen pro STP würde sich nur durch die geschilderte Zusammenfassung von STPs zu Gruppen öfters die geforderte Mindestzahl von 4 Messungen ergeben. Zugleich entspricht das methodische Vorgehen nach WISA nicht dem Anpassen individueller Höhenkurven. Stattdessen werden die fehlenden Höhen mit den Einheitshöhenkurven (EHK) nach SLOBODA et al. (1993) berechnet. Die EHK unterstellt gleichsam wie DHA4 einen über den gesamten Datensatz hinweg einheitlichen Kurvenverlauf. Die gute Anpassung der EHK an den STP wird erreicht, indem aus den Messungen zunächst der Durchmesser und die Höhe des Baumes mittleren Durchmessers hergeleitet werden. Die Höhe des Baumes ergibt sich dann aus der Relation zu diesem ideellen Baum. In DHA4 entsteht die Anpassung an den STP durch die zufälligen Effekte.

Für die Bestandeshöhenkurven im Unterstand wurden bei DHA3 und DHA4 zusätzlich Parameter zur Beschreibung der Dichte von Ober- (Vorrat Derbholz je Hektar) und Unterstand (Stammzahl je Hektar) herangezogen.

Ergebnis für einen Versuch

Der Eichen-Durchforstungsversuch „Collm 78“ stellt einen idealen Datensatz dar. Bei allen Aufnahmen wurden über alle Baumartengruppen hinweg Höhen gemessen. Bei der ersten Aufnahme wurde sogar für jeden Baum eine Höhe gemessen, sodass die Residuen hier die Variation der Schlankheitsgrade gleich dicker Bäume aufzeigen.

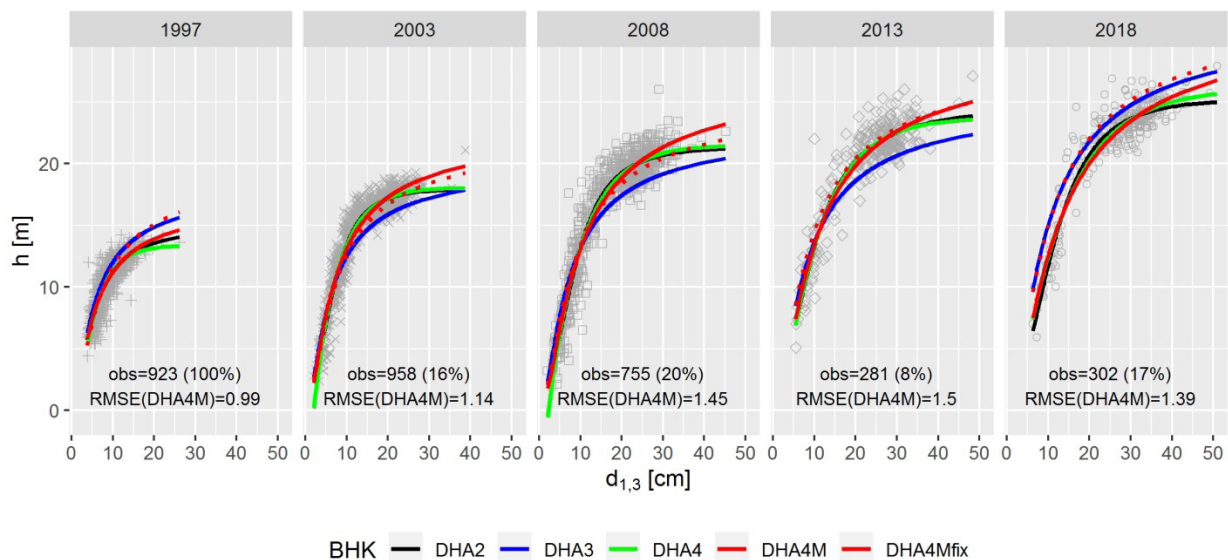


Abbildung 2: Bestandeshöhenkurven der Baumart Eiche nach verschiedenen Ansätzen der DESER Norm für die fünf Aufnahmen des Versuches „Collm 78“

[DHA2 = Funktion nach Prodan, DHA3 = Funktion nach MICHAJLOFF, DHA4 = dreiparametrische logistische Funktion (SSlogis), DHA4M = Funktion nach Michailoff mit zufälligen Effekten, DHA4Mfix = Funktion nach MICHAJLOFF mit ausschließlich festen Effekten]

Die Funktion von PRODAN (1944) liefert für jede Aufnahme der Stiel- (*Quercus robur* L.) und Trauben- (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) Eichen das bestangepasste Modell (DHA2). Auch das selbststartende logistische Modell (SSlogis, DHA4) hat drei Parameter und führt zu nahezu identischen Anpassungen an die gemessenen Höhen. Die wenigen Mischbaumarten werden dagegen von der Michailoff-Funktion besser repräsentiert. Diese Funktion wurde für die Ansätze DHA3 und DHA4M als Funktionsverlauf vorgegeben. Sie besitzt nur zwei Funktionsparameter und weist daher für die Eichen systematische Abweichungen, vor allem im Bereich des D_{100} , auf. Der lineare Ausgleich der beiden Parameter über dem Alter und dem D_g der Eichen führt zu einer Unterschätzung der Aufnahmen von 2003, 2008 und 2013. Mithin könnte der lineare Ausgleich nicht zutreffend gewählt sein.

Im gemischten Modell führen die zufälligen Effekte der einzelnen Aufnahme zu einer höheren Güte des Modells. Die hierfür berechneten mittleren Fehler (RMSE) steigen mit den Baumhöhen von etwa einem Meter auf etwa 1,5 Meter an. Lässt man die zufälligen Effekte außer Acht, so tritt der Einfluss des Alters

(auf α) und des Dg (auf β) hervor. Diese stützen die für DHA3 getroffene Aussage der Unterschätzung und bestätigen die Plausibilität der Aufnahmen von 1997 und 2018. Die zufälligen Effekte der Aufnahme von 2008 korrespondieren mit dem in Abbildung 2 sichtbarem Ausreißer und deuten eine Häufung zu geringer Messwerte in 2018 zumindest an.

Ergebnisse für Versuchsserien

Gegenüber einzelnen Versuchen wird der Zusammenhang zwischen dem Alter und der mittleren Baumdimension (Dg) und den Parametern der Michailoff-Funktionen der einzelnen Aufnahmen bei Versuchsserien zunehmend deutlicher. Für den Ansatz nach DHA3 zeigt sich sowohl für die Baumart Kiefer, als auch die Fichte ein asymptotischer Einfluss auf den Parameter α und ein linearer Zusammenhang für den Parameter β . Tabelle 3 enthält die linearen Modelle mit der besten Anpassung an Alter oder Dg für die in Abbildung 3 ersichtlichen Zusammenhänge.

Tabelle 3: Lineare Modell zum Ausgleich der Parameter der Michailoff-Funktion für Kiefern- und Fichtenoberbestände

Datenset	Parameter α	Parameter β
Kiefernversuche	$0.71 \log(\text{Dg}) + 1.0$ [$R^2 = 0.87$]	$-0.10 \text{ Alter} - 1.25$ [$R^2 = 0.64$]
Fichtenversuche	$0.54 \log(\text{Dg}) + 1.6$ [$R^2 = 0.71$]	$-0.07 \text{ Alter} - 6.43$ [$R^2 = 0.36$]

Die Schätzung des Parameters β ist in den Umbauversuchen, insbesondere bei der Baumart Fichte, aufgrund stärkerer Streuung deutlich unsicherer. Bei den Mischbaumarten, die bei den linearen Modellen der Tabelle 3 nicht berücksichtigt sind, fällt die Streuung noch größer aus. Hierfür können neben Fehlern bei der Altersangabe in erster Linie die Einflüsse der Konkurrenz auf die Wuchsform der Mischbaumarten verantwortlich sein. Letztendlich scheint sich vor allem im Parameter β die unterschiedliche waldbauliche Behandlung der Bestände auszudrücken. In der Funktion von MICHAÏLOFF (1943) steigt mit α die Asymptote, was als Effekt zunehmenden Alters oder besserer Standorte gilt. Mit der Relation zum Durchmesser erzeugt β dagegen bei moderater Änderung der Asymptote unterschiedliche Steigungsraten und verdeutlicht eher die Wirkung der Konkurrenz auf den Schlankheitsgrad.

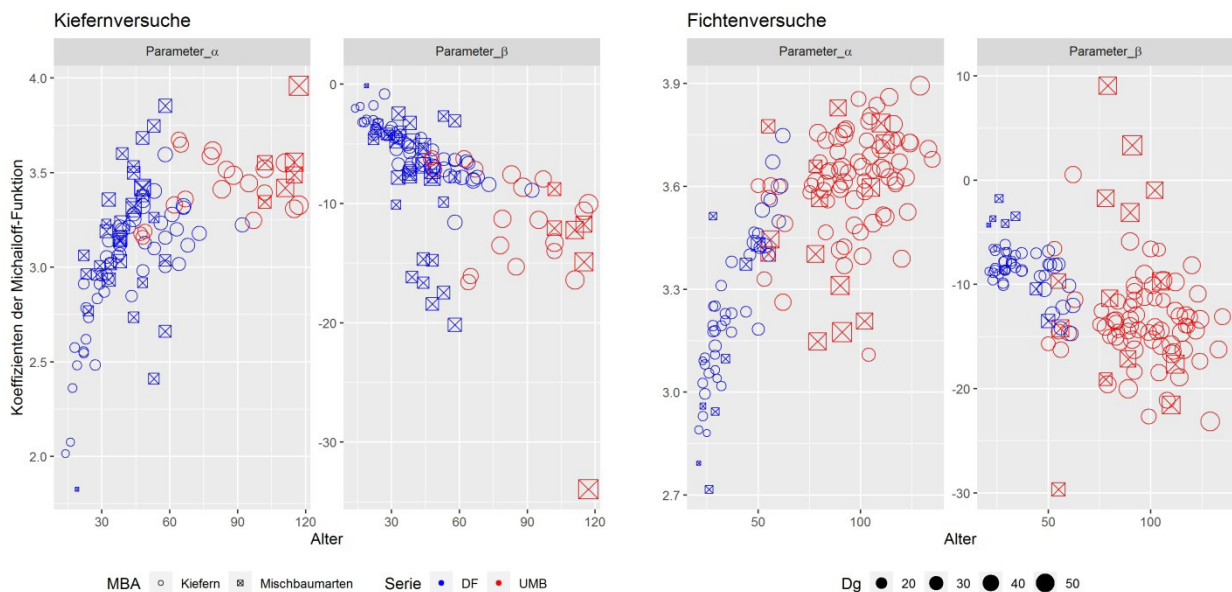


Abbildung 3: Parameter α und β der Funktion nach MICHAÏLOFF für die einzelnen Bestandeshöhenkurven der Aufnahmen des Oberstandes in Versuchen mit Kiefern- (links) und Fichtenreinbeständen (rechts). [DF = Durchforstungsversuch, UMB = Umbauversuch]

Aufgrund fehlender Höhenmessungen ist es nach DHA2 für 2 Prozent der gemessenen Fichten nicht möglich Höhen zu schätzen. Wie schon im Eichen-Durchforstungsversuch liefert die Funktion nach PRODAN (1944) häufiger das bestangepasste Modell. In den Kiefern-Oberbeständen ist dies in 47 Prozent und in den Fichten-Oberbeständen in 51 Prozent der BHKs der Fall. Die Michailoff-Funktion, die als Standard in BWINPro-S verwendet wird, ist dagegen nur in 8 (Kiefer) bzw. 3 (Fichte) Prozent der BHKs die geeignetste Wahl.

Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass sich die Fehler der gemischten nichtlinearen Modelle bei Verwendung einer dreiparametrischen logistischen Funktion an Stelle der zweiparametrischen Michailoff-Funktion wahrscheinlich noch etwas reduzieren. Über die verschiedenen Datensets hinweg sind die Anpassungen nach DHA4 jedoch mit individuellen BHKs nach DHA2 durchaus vergleichbar. Hierfür sorgen die zufälligen Effekte, die nicht nur statistische Unabhängigkeit bei den Parameterschätzungen herstellen, indem sie die Zahl der Freiheitsgrade aus der Ähnlichkeit der Messungen zueinander schätzen. Zugleich fließen auch Effekte der Bestandsgeschichte und des Standortes auf die Morphologie der Bäume ins Modell ein.

Tabelle 4: Mittlere Fehler (RSME) zwischen den Höhenmessungen und den verschiedenen Ansätzen, sowie zwischen den Ansätzen für die verschiedenen Datensets [RSME in m; *bei WISA Daten bezieht sich der Vergleich auf die mit der SLOBODA-Funktion berechneten Höhen]

Datenset	Schicht	BAG	N	Messwert zu				DHA2 zu	
				DHA2	DHA3	DHA4	DHA4fix	DHA3	DHA4*
VF Eiche	OST	HBA	3.219	1,19	1,72	1,24		1,25	0,35
		MBA	14	1,68	2,55	1,00		1,86	0,36
VFS Kiefer	OST	HBA	30.582	1,41	1,55	1,42	2,27	0,66	0,25
		MBA	816	1,60	1,74	1,69		1,03	0,49
	UST	HBA	8.097	0,80	1,05	0,84	0,88	0,67	0,28
VFS Fichte	OST	HBA	10.626	1,51	1,60	1,55	2,85	0,53	0,35
		MBA	404	1,76	2,09	1,69		1,14	1,22
	UST	HBA	15.600	0,77	1,57	0,78	1,51	1,36	0,30
WISA KI	OST				1,05	2,71		1,16	
WISA FI	OST				1,31	6,33		1,42	
Korrelationskoeffizienten				0,94-	0,85-	0,93-	0,83-	0,95-	0,98-
				0,96	0,97	0,98	0,90	1,00	1,00

Betrachtet man an Stelle des vollständigen Modells mit zufälligen Effekten nur das Populationsmodell mit ausschließlich festen Effekten, so entspricht das Modell (DHA4fix) dem Ansatz nach DHA3. Die gegenüber DHA3 höheren Fehler von DHA4fix (siehe Tabelle 4) können ursächlich damit zusammenhängen, dass im Modell der Dg nicht logarithmiert sondern als ursprünglicher Wert auf α eingeht. Zugleich wird mit der Differenz zwischen DHA4 und DHA4fix der in den zufälligen Effekten kodierte Einfluss anderer Faktoren, so etwa der Bestandsgeschichte oder dem Standort deutlich. Im linearen Ausgleich der Parameter nach DHA3 gehen diese Einflüsse als Residuen verloren. Hieraus resultiert die geringere Anpassung im Vergleich zum vollständigen gemischten Modell.

Dieser Aspekt trifft in besonderem Maße für seltene Mischbaumarten und für Unterstände zu. Bei den Mischbaumarten bedingen schon die oben beschriebenen Streuungen die höhere Unsicherheit und größeren Fehler. Für Unterstände, die kleinflächige Anpassungen an die Schirmsituation aufweisen, fallen die Unterschiede zwischen dem gemischten Modell und dem funktionalen Ausgleich der Parameter noch deutlicher aus.

Für die Höhenkurven im Unterstand wurde das in R enthaltene dreiparametrische asymptotische Modell `SSlogis()` auf die Schätzung von Baumhöhen aus BHDs übertragen (siehe Tabelle 5). Der Parameter a ist darin die Asymptote, b ist die Höhe bei BHD = 0 (idealerweise 1,3 m) und c der Logarithmus des Anstieges im Wendepunkt (lrc).

Tabelle 5: Modelle zur Schätzung von Baumhöhen im Unterstand [$dz = d_{1,3}/Dg$]

		Voranbau unter Kieferschirm	Voranbau unter Fichtenschirm	
Daten		6 Versuche mit 2 Aufnahmen	18 Versuche mit 1(-2) Aufnahmen	
Modell		NLMM $H = a + (b - a) e^{(-e^c BHD)}$		LMM* $HD = f(BAG, VD_{OST}, dz)$
feste Effekte	a	Intercept = 11,45 m Dg = 0,07 cm	Intercept = 8,62 m Dmax = 0,29 cm $VD_{OST} = -0,0018 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$	Intercept = 4,78 $\log(Dz) = -0,43$ $SD_{UST} = 0,000029 \text{ Nha}^{-1}$ $VD_{OST} = 0,00023 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ BAG _{DGL_FI} = -0,33 BAG _{BU} = -0,22 BAG _{WTA} = -0,51 $VD_{OST \text{ DGL_FI}} = -0,00021 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ $VD_{OST \text{ BU}} = 0,00009 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ $VD_{OST \text{ WTA}} = -0,00003 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ $\log(Dz)_{DGL_FI} = 0,05$ $\log(Dz)_{BU} = -0,09$ $\log(Dz)_{WTA} = 0,03$
	b	Intercept = 0,66 m	Intercept = 0,60 m	
	c	Intercept = -1.64 $VD_{OST} = 0,005 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$	Intercept = -2,01 $SD_{UST} = 0,00007 \text{ Nha}^{-1}$	
zufällige Effekte	a und c	Aufnahme (i=467) in Parzelle (j=279) der BAG (k=52) in Versuch (l=6)	Aufnahme (i=1.105) des BHK-Kollektivs [BAG im Versuch] (j=852)	Aufnahme (i=864) der Parzelle (j=659) im Versuchsbestand (k=29) in Versuchsserie (l=3)
	Resi- duen	Spanne IQA	-5,87 bis 6,72 -0,60 bis 0,58	-6,70 bis 7,44 -0,53 bis 0,53

$$* \log(HD) = \beta_0 + \beta_1 \log(dz) + \beta_2 SD_{UST} + \beta_3 VD_{OST} + \beta_4 p \text{ BAG}_p + \beta_5 p \text{ VD}_{OST} \text{ BAG}_p + \beta_6 p \log(dz) \text{ BAG}_p$$

Für den Ersatz fehlender Höhenmessungen sind Modelle mit ausschließlich zufälligen Effekten völlig ausreichend. Mit der Aufnahme fester Effekte wird der Einfluss der Konkurrenz innerhalb der Baumschicht (Stammzahl im UST), die Überschirmung des Oberstands (Vorrat im OST) und der Dimension der Voranbauten (Dg oder Dmax) auf den Verlauf der BHK geprüft. Eine derartige Verallgemeinerung der BHKs kann ebenso als Modell für den Schlankheitsgrad der Bäume angesehen werden. Kehrt man diese Sichtweise um, so lassen sich auch Modelle zur Schätzung des Schlankheitsgrades anpassen und anschließend die Baumhöhen aus der h/d-Relation berechnen. In Tabelle 4 ist für die Voranbauten unter Fichtenschirm ein derartiges lineares gemischtes Modell auf der Ebene einzelner Bäume enthalten.

Das gemischte lineare Modell zur Schätzung der h/d-Werte für Einzelbäume unter Fichtenschirm enthält neben dem Vorrat des Oberstandes den relativen Durchmesser ($dz = d_{1,3}/Dg$) als Prädiktoren. Für Baumhöhen im Unterstand (UST), die über den geschätzten h/d-Wert berechnet wurden, beträgt der mittlere Fehler 0,99 m. Mit 0,78 m ist der mittlere Fehler der Höhenschätzungen über BHKs für den UST etwas geringer. In beiden Modellen tragen die zufälligen Effekte der Versuche und kleinräumigen Parzellen (0,0225 bis 0,09 ha) zur Genauigkeit der Schätzungen bei.

Ergebnisse für Betriebsinventuren

Für den zahlenmäßig größten Datensatz, die Stichprobenpunkte der Betriebsinventuren nach WISA, beschränkt sich der Vergleich der Verfahren auf die Einheitshöhenkurven nach SLOBODA et.al. (1993) und den Ansatz nach DHA4. In der Datenbank der Stichprobeninventur liegen für die gemessenen Bäume die Messhöhen, aber keine kalkulierten Höhen vor. Auf die nachträgliche Kalkulation dieser Bäume wurde jedoch verzichtet. Insofern kann für die Höhenschätzungen der EHK kein mittlerer Fehler berechnet werden. Die in der WISA Datenbank enthaltenen kalkulierten Höhen dienen dem Vergleich zwischen der EHK und DHA4.

Die gemischten nichtlinearen Modelle DHA4 für die Stichproben weisen im Vergleich zur deutlich geringeren Anzahl an Versuchen auch geringere mittlere Fehler auf (siehe Tabelle 4). Allerdings lassen sich diese guten Anpassungen, die in etwa im Bereich der Messfehler liegen, nur mit den zufälligen

Effekten erreichen. Die globalen Modelle mit ausschließlich festen Effekten sind dagegen deutlich schlechter angepasst. Auch im Vergleich zu den Versuchsflächen sind die an WISA-Daten angepassten globalen Modelle schlechter, vor allem bei den Fichten. Die wenigen Standortvariablen, die als feste Effekte berücksichtigt werden beschreiben die standörtlichen Unterschiede der Höhenentwicklung für die Kiefer somit recht gut. Für die Höhenentwicklung der Fichten müssen dagegen andere Faktoren herangezogen werden, um die Variation der Höhenentwicklung durch feste Effekte zu fassen.

Vergleichbare Resultate berichten SAUNDERS & WAGNER (2008) bei der Anpassung gemischter (NLMM) und generalisierter nicht linearer (GNLS) Modelle mit der Richards-Funktion für neun Baumarten in Maine (USA). Die unterschiedliche Behandlung der 10 von ihnen analysierten Bestände führte zu unterschiedlichen Strukturen und Konkurrenzverhältnissen. Diese bestimmen den Verlauf der Höhen-Durchmesser-Kurven in stärkerem Maße als die auf 50 Probepunkten gegebene Variation der Stammzahl- und Grundflächenhaltung.

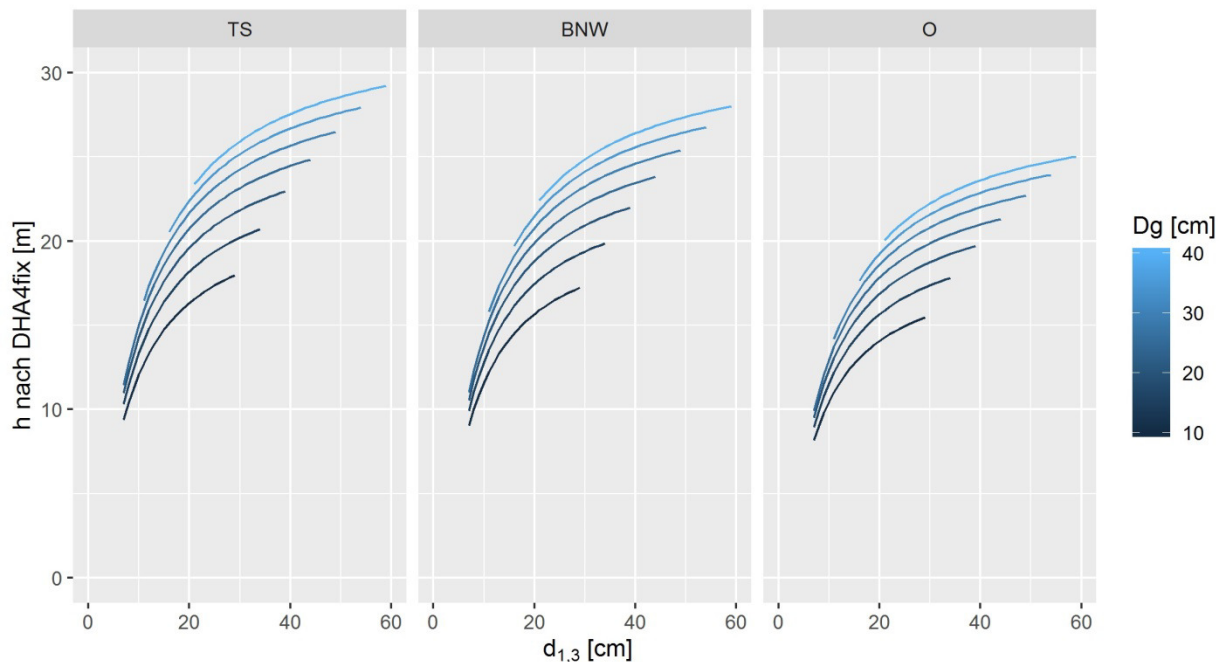


Abbildung 4: Bestandeshöhenkurvenscharen nach DHA4 (MICHAJLOFF-Funktion) für unterschiedliche Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (D_g) und Bodenfeuchtestufen für Kiefern [TS=Sickerwasserböden, BNW=Grund- und Stauwasserböden und O=Moore und nicht kartierte Rekultivierungen in der Lausitz; globales Modell ohne zufällige Effekte]

Mit der Aufnahme standörtlicher Prädiktoren wird das DHA4-Modell zu einem Standorts-Leistungsmodell. In Abbildung 4 sind die Funktionsverläufe für die Baumart Kiefer für verschiedene Baumdimensionen (repräsentiert durch den D_g) auf verschiedenen Standorten (repräsentiert durch die Bodenfeuchtestufe) dargestellt. Das Modell enthält die hierarchische Gruppierung der Bäume auf den Stichprobenpunkten in Reviere und Forstbezirken als drei stufige zufällige Effekte auf die Parameter α und β der Michailoff-Funktion. Als feste Effekte gehen der natürliche Logarithmus von D_g , die Bodenfeuchtestufe und die Ordination der nutzbaren Wasserspeicherkapazität auf α und das Alter signifikant auf β ein.

Schlussfolgerungen

In den verschiedenen Kollektiven der Bestandeshöhenkurven liefert die Michailoff-Funktion eher selten das bestangepasste Modell. Die dreiparametrische logistische Funktion nach PRODAN (1944), aber auch die Parabel (quadratische Funktionen) sind zusammen in mehr als der Hälfte der Fälle die Funktion mit der besten Anpassung. Insbesondere für die quadratische Funktion ist die Plausibilität dabei aber in der Regel nur gegeben, wenn für die maximalen Durchmesser auch Höhenmessungen vorliegen.

Die Nutzung der Funktion nach Michailoff als Standard in BWINPro-S erscheint deshalb in erster Linie aufgrund des biologisch plausiblen Kurvenverlaufes und der leichteren Anpassung der Funktion gegenüber Funktionen mit drei Parametern gegeben. Dieser Vorteil trifft insbesondere auf die Anpassung gemischter nichtlinearer Modelle zu. Im Zusammenhang mit mehreren hierarchischen

zufälligen Effekten treten mit zunehmender Anzahl an Parametern Konvergenzprobleme zunehmend häufiger auf. In der Literatur (SAUNDERS & WAGNER 2008; PETRAŠ et al. 2014) werden dagegen häufig drei- (KORF 1939) oder vierparametrische (RICHARDS 1959) Funktionen genutzt. Um die Konvergenzprobleme der nichtlinearen gemischten Modellen zu umgehen, kann ihre linearisierte Form verwendet werden (FERRAZ FILHO et al. 2018).

Für die Bandbreite der vorgestellten Datensätze war die Anpassung von gemischten nichtlinearen Modellen als Durchmesser-Höhen-Altersbeziehung mit der Programmiersprache *R* und dem Paket *nlme* weitgehend frei von Problemen möglich. Die Anpassung und Auswahl individueller Höhenkurven nach DHA2 und der Ausgleich der Parameter nach DHA3 mit den hierfür geschriebenen Funktionen stellte sich dagegen als schwieriger dar. Gerade bei wenigen Höhen oder ungünstigen Höhenmessungen traten bei der Anpassung der Funktionen mit *nls()* deutlich häufiger Konvergenzprobleme auf. Die Funktion *lmList()* im Paket *nlme* bietet sich hier als stabilere Alternative an.

Mit den gemischten nichtlinearen Modellen nach DHA4 lassen sich vergleichbare Anpassungen, wie bei den individuellen Kurvenanpassungen nach DHA2 erzielen. Wobei das Verfahren DHA4 durch die Bündelung der zur Verfügung stehenden Informationen über mehrere Aufnahmen und/oder Versuche hinweg, vor allem bei seltenen Mischbaumarten und fehlenden Höhenmessungen erst Schätzungen ermöglicht und diese oftmals plausibler sind. Dies trifft ebenfalls auf Höhen für Unterstandskollektive zu, bei denen durch unterschiedliche Schirmdichten kleinräumige Variationen in den BHKs berücksichtigt werden müssen.

Im Mittel bleiben die Unterschiede zwischen den Ansätzen allerdings gering: die Wurzeln der mittleren quadratischen Fehler zwischen DHA2 und DHA3 reichen von 0,53 m im Voranbau unter Fichtenschirm bis 1,86 m im Eichenversuch. Zwischen DHA2 und DHA4 betragen die Abweichungen lediglich 0,25 m bei Kiefern im Oberstand und 1,22 m bei den Mischbaumarten im Fichtenoberstand. Gerade im letzten Fall können auch unplausible Kurvenverläufe bei DHA2 zu größeren Abweichungen führen.

Gerade mit Blick auf systematische Fehler von Höhenmessungen bei einzelnen Aufnahmen bieten die gemischten Modelle die Möglichkeit nur bestimmte Ebenen der zufälligen Effekte bei der Schätzung zu nutzen. So können die Versuchsserie und der Versuch die durch Standort und Bestandesgeschichte geprägten Eigenheiten durch zufällige Effekte berücksichtigen, die Besonderheiten der Aufnahme des Bestandes (Messtrupp, Messgeräte, Sichtbarkeit der Bäume, etc) jedoch unberücksichtigt bleiben oder als zufälliger Effekt quantifiziert werden.

Die gemischten nichtlinearen Modelle bieten mit der Prüfung fester Effekte die Möglichkeit, Einheitshöhenkurven abzuleiten. Die in den verschiedenen Datensets angepassten DHA4-Modelle sollten jedoch nicht als Einheitshöhenkurve verwendet werden. Im Vergleich mit den WISA-Daten weichen die mit globalen DHA4-Modellen geschätzten Höhen deutlich stärker von der Einheitshöhenkurve nach SLOBODA et al. (1993) ab. Nur mit Berücksichtigung der zufälligen Effekte lassen sich hier bessere Anpassungen erreichen, die mit mittleren Fehlern von etwa einem Meter im Bereich der Messgenauigkeit liegen.

Es gibt weltweit zahlreiche Untersuchungen, die lineare und nichtlineare gemischte Modelle für Beziehungen von Durchmesser-Höhe-(Alter) verwendeten, bspw. in Nord- (SAUNDERS & WAGNER, 2008) und Südamerika (FERRAZ FILHO et al. 2018), Europa (LAPPI & MALINEN 1994; NANOS et al. 2004) und Asien (AHMADI et al. 2013). Sie stehen im Einklang mit der vorliegenden Arbeit und bestätigen die erreichbare sehr gute Anpassung, die gegenüber den generalisierten nichtlinearen Modellen (vgl. DHA3) zu besseren Höhenschätzungen führt. FERRAZ FILHO et al. (2018) nutzen das gemischte lineare DHA-Modell für Eukalyptus-Plantagen auch zur Prüfung weiterer Prädiktoren, wie klimatischen und edaphischen Standortfaktoren oder der Leistungsfähigkeit der verwendeten Klone.

Mit Blick auf die Prüfung standörtlicher Einflussfaktoren im DHA4-Modell wird der ursprüngliche Ansatz der Bestandeshöhenkurven zum Ersatz fehlender Höhenmessungen deutlich erweitert. Der Standortsbezug bei oberständigen Bäumen oder der Einfluss von Schirm- und Verjüngungsdichte bei unterständigen Bäumen stellt eine Verallgemeinerung für die Wirkung von Standort und Konkurrenz auf die Morphologie der Bäume dar. Mit Blick auf die neuen Möglichkeiten zur rationellen und genauen Herleitung von Baumhöhen aus normierten Oberflächenmodellen, die mittels Fernerkundung oder

Drohne generiert werden, nimmt die Bedeutung des Datensatzes perspektivisch ab. Zugleich nehmen die Möglichkeiten zu, die Morphologie der Bäume, z. B. ihren Schlankheitsgrad, direkt zu messen und als Proxy der Bestandesgeschichte und des Konkurrenzeinflusses zu verwenden.

Literaturverzeichnis

AHMADI, K., ALAVI, S. J., TABARI, M. & AERTSEN, W., 2013. Non-linear height-diameter models for oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) in the Hyrcanian forests, Iran. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, 17(3), pp. 431-440.

DÖBBELER, H. et al., 2011. *BWINpro-S Handbuch zur gemeinsamen Version von BWINPro und BWINPro-S, Version 6.3.* s.l.:s.n.

FERRAZ FILHO, A. C. et al., 2018. Height-diameter models for Eucalyptus sp. plantations in Brazil. *Cerne*, Band 24, pp. 9-17.

KORF, V., 1939. Příspěvek k matematické definici vzrůstového zákona hmot lesních porostů. *Lesnická práce*, Band 18, p. 339–379.

LAPPI, J. & MALINEN, J., 1994. Random-Parameter Height/Age Models when Stand Parameters Stand Age Are Correlated. *Forest Science*, Band 40, pp. 715-731.

MICHAILOFF, I., 1943. Zahlenmäßiges Verfahren für die Ausführung der Bestandeshöhenkurven. *Fw. Cbl. U. Thar. Forstl. Jahrb.*, Band 6, pp. 273-279.

NANOS, N., CALAMA, R., MONTERO, G. & GIL, L., 2004. Geostatistical prediction of height/diameter models. *Forestry Ecology and Management*, Band 195, p. 221–235.

PETRÁŠ, R. et al., 2014. Height-diameter models for mixed-species forests consisting of spruce, fir, and beech. *Folia Forestalia Polonica, series A*, 56(2), pp. 93-104.

PINHEIRO, J. et al., 2019. *_nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models_*. R package version 3.1-141 Hrsg. URL:<https://CRAN.R-project.org/package=nlme>: s.n.

PRODAN, M., 1944. Untersuchungen über die Höhenkurven von Fichtenbeständen. *AFJZ*, Band 120, pp. 48-53.

R CORE TEAM, 2019. *R: A language and environment for statistical computing.* URL: <https://www.R-project.org/> Hrsg. Wien: R Foundation for Statistical Computing.

RICHARDS, F. J., 1959. A flexible growth function for empirical use. *J.Exp.Bot.*, Band 10, pp. 290-300.

SAUNDERS, M. R. & WAGNER, R. G., 2008. Height-Diameter Models with Random Coefficients and Site Variables for Tree Species of Central Maine. *Ann. For. Sci.*, 65(203), pp. 1-10.

SLOBODA, J., GAFFREY, D. & MATSUMURA, N., 1993. Regionale und lokale Systeme von Höhenkurven gleichartiger Waldbestände. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 164(12), pp. 225-228.

Douglasie, Küsten-Tanne und Lärche – Wachstumsverlauf und witterungssensitive Zuwachsreaktionen von Hoffnungsträgern in Nordostdeutschland

Jens Schröder¹, Thomas Baumann¹, Viktoria Dietrich², Martin Guericke¹, Nandini Hannak¹, Maria-Theresa Jessen³, Albrecht Opitz⁴, Anna-Lena Reinhart², Annsophie Schmidt¹, Wolf-Henning von der Wense¹, Laura Winkelmann¹, Marie Woida¹ und Michael Körner¹

¹Hochschule für nachhaltige Entwicklung, Eberswalde; ²Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg; ³Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Leipzig; ⁴Landesbetrieb Forst Brandenburg

1 Einführung

Ein breiteres Spektrum an Baumarten unter Einbeziehung nichtheimischer Vertreter vergrößert nicht nur die Artenvielfalt der Wälder, sondern auch die Chancen für eine höhere ökologische Resilienz und die Sicherheit forstlicher Bewirtschaftung (ALBERT et al. 2015). Gerade bei bisher nur sehr gering verbreiteten Arten ist für die Anbauentscheidung neben ihrem Wuchspotenzial auch relevant, welche Reaktionen sie gegenüber den abiotischen Risiken durch Witterungsextreme zeigen, die mit dem fortschreitenden Klimawandel zunehmen werden (IPCC 2014). Als wichtiger Zugang zur Rekonstruktion des Verhaltens der Bäume auf die Umweltverhältnisse der Vergangenheit haben sich dendroökologische Methoden auf Basis der Auswertung von Jahrringparametern etabliert (BECK et al. 2013; SCHRÖDER 2015).

Die im Folgenden vorgestellte Pilotstudie verdeutlicht an drei beispielhaften Reinbeständen der Baumarten Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco), Europäische Lärche (*Larix decidua* Mill.) und Küsten-Tanne (*Abies grandis* [Douglas ex D. Don] Lindl.), wie dendroökologische Studien zur Einschätzung der Resilienz gegenüber Witterungseinflüssen aufgebaut sein könnten. Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen eines einwöchigen Workshops an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde zur Vermittlung vertiefter Kenntnisse und Fähigkeiten zur Jahrringmessung und statistischen Analyse der Witterungs-Zuwachs-Beziehungen. Mit der Fokussierung auf die drei Nadelbaumarten wurde gezielt ein Thema gesucht, das die methodischen Themen der Dendroökologie mit praxisrelevanten Fragen zur verbesserten Klimawandelanpassung unserer Wälder verbindet.

Aus der Fülle möglicher Fragen hinsichtlich der Eignung der genannten Arten für zukünftige Wälder greift dieser Beitrag vor allem die heraus, die sich auf der Grundlage rekonstruierter Zuwachsverläufe unter Nutzung von retrospektiven Daten zum Witterungsgeschehen in der Bezugsregion beantworten lassen. Das führte zu folgenden Untersuchungsfragen:

- 1) Wie ist der mittlere Wachstumsverlauf der untersuchten Arten in der Vergangenheit zu beurteilen? Welche Wuchsleistungen wurden erreicht?
- 2) Welchen Verlauf zeigen Jahrringbreite und Jahrringindex der Einzelbäume als Indikatoren der Umweltreaktion der Einzelbäume sowie (im Mittel) des beprobten Kollektivs? Gab es Jahre mit auffällig einheitlichen Abweichungen vom mittleren Wachstumsgang (Weiserjahre)?
- 3) Welche Witterungsfaktoren zu welchen Zeiten weisen die stärksten statistischen Beziehungen zur jährlichen Zuwachsrate auf? Unterscheiden sich die Baumarten in den auf diesem Weg feststellbaren Witterungseinflüssen auf den Zuwachs?

Die genannten Themen werden jeweils im Vergleich der Baumarten bzw. der analysierten Stichproben erörtert und die Ergebnisse mit Bezug auf die Ausgangsfrage nach der Anbaueignung diskutiert.

2 Material und Methoden

Die untersuchten Bestände stocken auf terrestrischen Standorten mäßiger Nährstoffversorgung und durchschnittlicher Wasserverfügbarkeit im nordostdeutschen Tiefland im Landeswald-Revier Spechthausen nahe Eberswalde¹ (Abb. 1). Für die betrachteten Arten wurde jeweils ein Inventurplot von 500 m² zur Erfassung waldwachstumskundlicher Kennwerte angelegt und an je 15 Bäumen dominierender sozialer Stellung ein Bohrkern in östlicher und einer in südlicher Richtung entnommen. Nach der Präparation der Proben erfolgte die bildbasierte Messung der Jahrringbreiten mit Hilfe des

¹ Die Jahresmitteltemperatur der Eberswalde am nächsten liegenden DWD-Station Angermünde betrug in der Periode 1981-2010 8,9 °C, die mittlere jährliche Jahresniederschlagssumme für diese Zeit lag bei 520 mm.

open-source-Programms "CooRecorder" (CYBIS WIKI contributors 2009). Die initialen Datenerhebungen wie auch alle folgenden Analysen wurden parallel zu den drei "Hoffnungsträgern" zusätzlich auf einen Referenzdatensatz aus einem nahegelegenen Bestand mit Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) als regionaler Haupt-Nadelbaumart angewandt. Wesentliche Bestandesdaten zeigt Tabelle 1.

Tabelle 1: Naturaldaten für die Beispielbestände im Revier Spechthausen, Oberförsterei Chorin, aus denen die Bohrkernproben gewonnen wurden (Stand: 31.03.2019).

Plot Nr.	Baumart(en)	Teilfläche	Alter [a]	dg [cm] ²	hg [m] ²	g [m ² /ha] ³
1 - DGL	<i>Pseudotsuga menziesii</i> mit <i>Fagus sylvatica</i> ¹	134 a15	79	41 / 54,8	30,5 / 34,4	63,4 / 56,7
2 - ELA	<i>Larix decidua</i> mit <i>Fagus sylvatica</i> ¹	105 a4	51	30 / 40,7	26,9 / 30,1	39,1 / 36,4
3 - KTA	<i>Abies grandis</i>	136 a1	58	34 / 44,7	35,9 / 31,3	50,2 / 50,2
4 - GKI	<i>Pinus sylvestris</i>	136 a2	58	27 / 27,6	25,2 / 25,2	37,2 / 37,0

¹ Die Rot-Buche *Fagus sylvatica* auf den Plots 1 und 2 ist nachträglich beigemischt und bildet einen lockeren Zwischen- (Plot 1) bzw. Unterstand (Plot 2). ² Grundflächenmitteldurchmesser dg bzw. Grundflächenmittelhöhe hg; der zuerst angegebene Wert entstammt jeweils den Forsteinrichtungsunterlagen (Fortschreibung), der zweite wurde aus der Vollaufnahme eines 500-m²-Stichprobenpunktes je Plot hergeleitet. ³ Die zuerst angegebene Grundfläche g gibt die Summe auf dem Stichprobenpunkt über alle Baumarten an, der zweite Zahl ist der Wert nur für die Hauptbaumart.

Das Wachstum der Baumarten in den Beispielbeständen lässt sich anhand des Brusthöhendurchmessers ($d_{1,3}$) vergleichen. Dessen aus den Bohrkernen rekonstruierte mittlere Entwicklung wird dazu auf den Grundflächenmittelstamm der im Inventurkreis erfassten Bäume bzw. seinen (rechnerisch ermittelten) dg bezogen und als erste Ergebnisebene dargestellt. Um die Wuchsdynamik im Zeitverlauf besser vergleichen zu können, stellt ein weiterer Arbeitsschritt den relativen dg-Verlauf über dem Alter dar. Dafür wurde ein gemeinsames Bezugsalter von 56 Jahren gewählt, das sich aus dem von allen Arten gemeinsam abgedeckten Zeitintervall 1968-2018 zuzüglich einem für die Entnahmehöhe bei ca. 1,30 m angenommenen Alter von fünf Jahren herleitet.

Nach dem von SCHRÖDER (2015) beschriebenen Verfahren wurden aus den gemessenen und korrigierten Jahrringbreiten Jahrringindex-Zeitreihen der Einzelbäume abgeleitet und diese zu Chronologien, d. h. mittleren artspezifischen Verläufen unter den gegebenen Standortbedingungen, gemittelt. Die Pakete `dplR`, `treeclim` und `pointRes` der statistischen Programmierumgebung R dienten zur Ableitung deskriptiver statistischer Kennwerte und zur Verschneidung mit meteorologischen Zeitreihen (BUNN 2008; VAN DER MAATEN-THEUNISSEN et al. 2015; ZANG & BIONDI 2015; R CORE TEAM 2019). Die baumindividuellen JRI-Zeitreihen wurden für Weiserjahranalysen herangezogen (vgl. SCHWEINGRUBER 1983; SCHRÖDER 2015). Anhand der Verteilung der Weiserjahre lassen sich zeitliche Trends im Reaktionsverhalten auf Umweltbedingungen prüfen, während ihre Anzahl die Stärke bzw. Einheitlichkeit der Zuwachsreaktionen abbildet.

Bereits vor der Ableitung der Weiserjahre kann man an der Ähnlichkeit zwischen den Einzelbaum-Zeitreihen der JRB innerhalb einer Baumart bzw. Stichprobe ablesen, wie stark sich der vereinheitlichende Effekt der äußeren Bedingungen ausgewirkt hat. Als Maß für diese Ähnlichkeit wird der Parameter "rbar" angegeben, der den Mittelwert der Korrelationskoeffizienten zwischen allen Zeitreihen einer Stichprobe wiedergibt (BUNN 2019). Ein weiterer Fokus der Analysen lag auf Aussagen zum Ausmaß der internen "Pufferung" externer Einflüsse (Autokorrelation) sowie zur Variationsstärke der JRB im Zeitablauf. Die Autokorrelation bezeichnet die Beziehung zwischen der aktuellen Jahrringbreite und der eines vergangenen Jahres. Als Spezialfall ist die Autokorrelation "erster Ordnung" (AK1, statistischer Zusammenhang zwischen Jahreswert und Vorjahreswert) im Folgenden von besonderem Interesse (SCHRÖDER 2015).

Als komplementäre Größe, mit der die Zuwachsvariation und damit der Effekt äußerer Einflüsse quantifiziert werden kann, wird die mittlere Sensitivität *MS* in den Zeitreihen je Baumart berechnet (Formel 1). Da aber nach aktuellen Studien die Aussagekraft des Parameters begrenzt ist, weil die mittlere Sensitivität abhängig von der Standardabweichung sowie zeitlichen Trends ist und sich bei der Berechnung auf den unmittelbar vorausgehenden Jahr beschränkt (BUNN et al.

2013), haben wir parallel zu *MS* auch den Gini-Koeffizienten berechnet (Formel 2; BUNN & QEADAN 2008). Er wird vor allem für ökonometrische Analysen verwendet ist nach BUNN (2019) ein Maß der Ungleichheit bzw. Diversität, das die gesamte Vergangenheit einbezieht. Wegen der relativ kurzen Zeitreihen, die außerdem die physiologisch sehr dynamische Jugendphase der Bäume einschließt, haben wir für alle Parameter auf die Berechnung gleitender Mittel und den Vergleich unterschiedlicher Perioden verzichtet.

Die Zusammenhänge zwischen Zuwachsentwicklung und Witterungsverlauf wurde anhand der statistischen Beziehungen zwischen dem JRI und tagesbezogen vorliegenden Daten des Deutschen Wetterdienstes für Mitteltemperatur und Niederschlagssumme untersucht. Als Referenz diente die DWD-Station Angermünde. Die Untersuchungen richteten sich erstens auf monatsbezogene Aussagen zur Korrelation zwischen Witterungsparametern und JRI, die mit Hilfe des R-Pakets *treeclim* bestimmt wurden. Die zweite Analyseebene bestand darin, durch das Programm CLIMTREG (BECK & HEINZIG 2018) tagesgenau aus allen (nach Lage im Jahr und nach Länge) theoretisch möglichen Beziehungen zwischen Witterungsdaten und JRI-Verlauf diejenigen herauszuarbeiten, die die engsten statistischen Korrelationen aufweisen. Zu den methodischen Grundlagen der Analysen auf diesem Gebiet sei auf die entsprechende Grundlagenliteratur verwiesen (BECK et al. 2013; ZANG & BIONDI 2015).

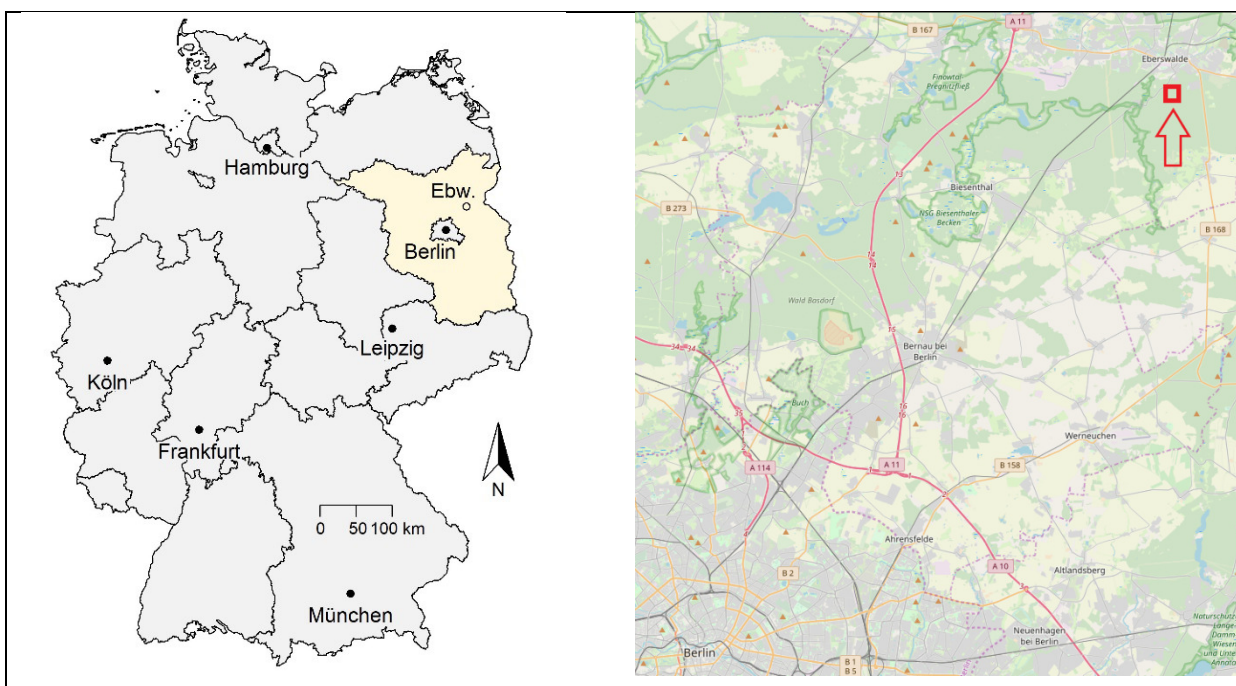


Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebietes Eberswalde (links, "Ebw.") und der beprobten Bestände (vier nah beieinander liegende Punkte innerhalb des Quadrats oben rechts).

$$MS = \frac{2}{n-1} \sum_{t=2}^n \frac{|w_t - w_{t-1}|}{w_t + w_{t-1}}$$

Formel 1: Mittlere Sensitivität *MS* nach BIONDI & QEADAN (2008)

Mit n = Anzahl der Jahrringbreiten w , t = Jahre

$$G = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n |x_i - x_j|}{2n^2 \bar{x}} = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n |w_i - w_j|}{2n^2 \bar{w}}$$

Formel 2: Gini-Koeffizient *G* nach BIONDI & QEADAN (2008)

Mit n = Anzahl der Werte x bzw. der Jahrringbreiten w

Sowohl der Gini-Index als auch die mittlere Sensitivität können für Einzelbaumzeitreihen und für die Mittelkurven der Stichproben berechnet werden. Entsprechend Formel 2 ist es auch möglich, den Gini-Index als akkumulierende Größe über alle Einzelbäume zu bestimmen. In den Ergebnisdarstellungen ist jeweils die Bezugsebene für die angegebenen Indizes genannt.

3 Ergebnisse

3.1 Wuchsverhalten

Für die untersuchten Stichproben stellt Abbildung 2 die Entwicklung über die Zeit zum einen als absolutes Wachstum, zum anderen als relativen Wert im Verhältnis zu dem jeweils nach dem gemeinsamen Bezugsalter von 56 Jahren erreichten Durchmesser dar. Wie eingangs dargelegt, sind die dg der Baumarten auf den Inventurplots (siehe Tabelle 1) der Bezug für die gezeigten mittleren Verläufe.

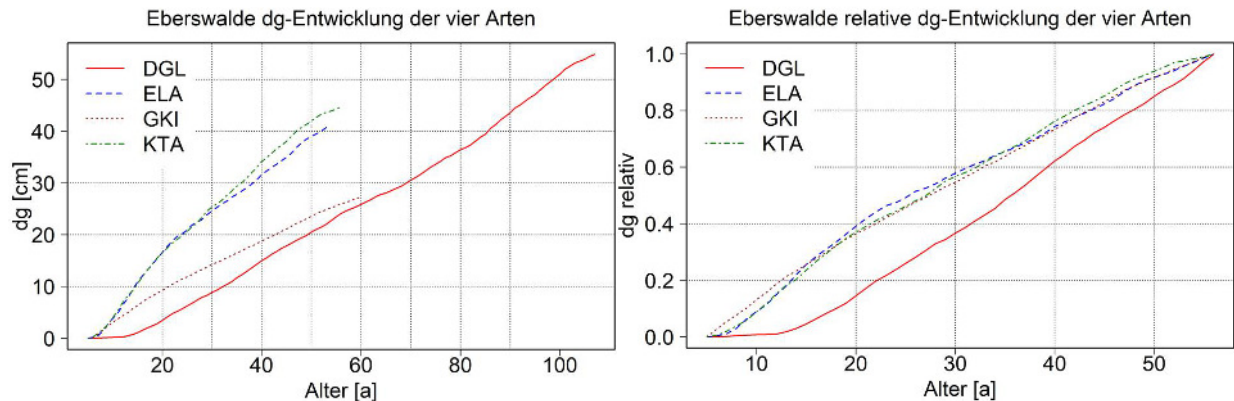


Abbildung 2: Absolute (links) und relative Entwicklung des Brusthöhendurchmessers für den Grundflächenmittelstamm (dg) des Inventurkreises für die vier untersuchten Baumarten über dem Alter.

Die Diagramme zeigen deutlich das stärkere Wachstum der Lärche und der Küsten-Tanne sowie die aufgehende Entwicklung der Douglasie nach einer Frühphase mit geringeren Zuwächsen. Vor allem im absoluten Wachstum fallen die enormen Steigerungen der erstgenannten Arten auf, die wie die Kiefer im Reinbestand begründet wurden. Für die Douglasie lassen sich die ersten Jahrzehnte des Bestandeslebens nicht mehr zuverlässig rekonstruieren. Auf Grund des verzögerten Jugendwachstums ist aber relativ sicher davon auszugehen, dass die Begründung unter einem zwar schützenden, die Durchmesserentwicklung aber dämpfenden Schirm erfolgte.

3.2 Jahrringentwicklung

Einen Vergleich der für die Probestämme aufbereiteten Zeitreihen ermöglicht die Abbildung 3 am Beispiel von Lärche und Kiefer.

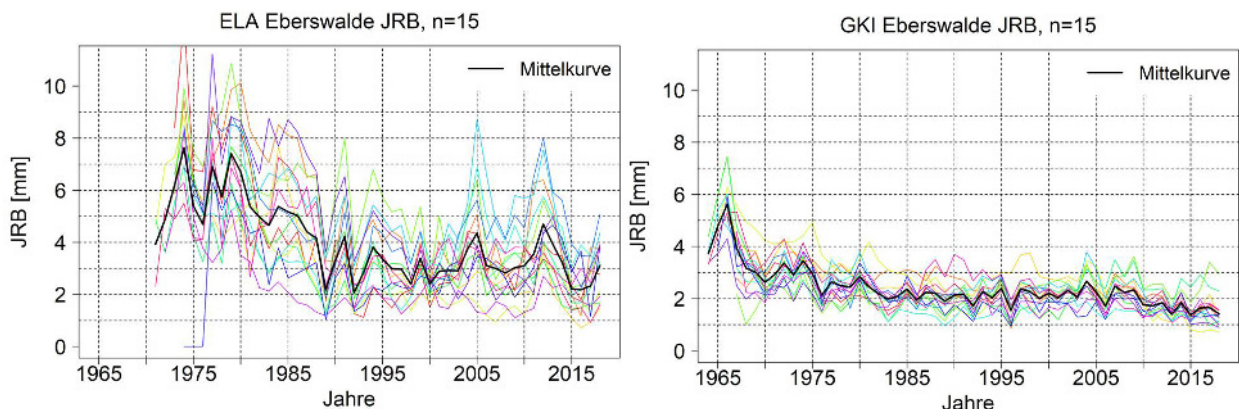


Abbildung 3: Jahrringbreite (JRB) über der Zeit für die Baumarten Europäische Lärche (ELA) und Kiefer (GKI) für die jeweils beprobten 15 Einzelbäume und deren arithmetischen Mittelwert.

Die Unterschiede zwischen den Einzelbäumen sind bei den beprobten Lärchen viel höher als bei den Kiefern – auch die nicht hier dargestellten Douglasien und Küsten-Tannen sind deutlich variabler als die Einzelbäume der Kiefer. Die Jahr-zu-Jahr-Schwankungen sind ebenfalls erheblich größer bei den drei Alternativbaumarten als bei Kiefer. Die Mittelkurven für alle Arten zeigt Abbildung 4, zusammen mit einem Vergleich der Verteilungen der JRB, der belegt, dass Lärchen und Küsten-Tannen auf ähnlich hohem Niveau liegen. Mit geringeren Mittelwerten folgen Douglasie und Kiefer in jeweils voneinander verschiedenen Stufen.

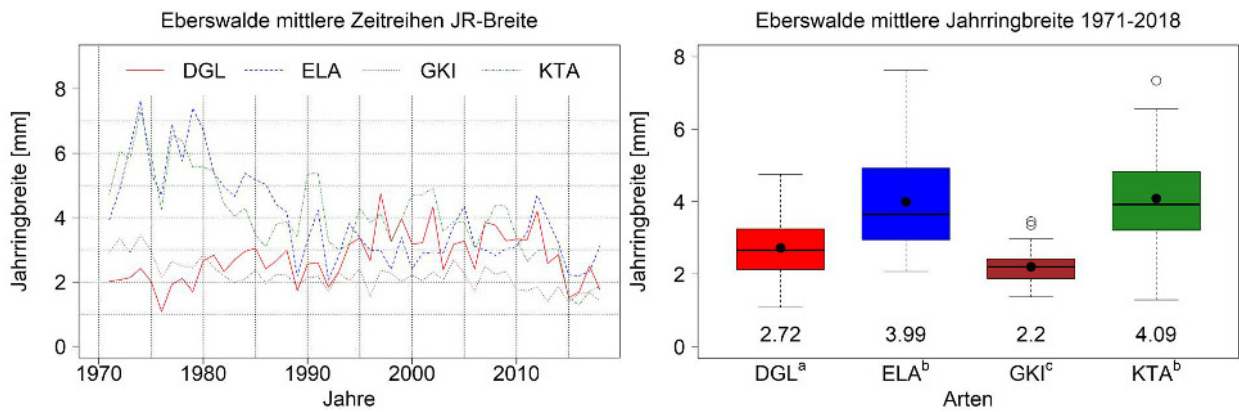


Abbildung 4: Verlauf der über die Probestämme gemittelten JRB über der Zeit für die Baumarten Douglasie (DGL), ELA, GKI (siehe Abbildung 3) und Küsten-Tanne (KTA) und Boxplot-Darstellung der Verteilung aller JRB je Baumart mit Kennzeichnung statistisch signifikanter Unterschiede des Mittelwerts: Verschiedene Exponenten zeigen an, dass sich die betreffenden Stichproben nach dem t-Test signifikant unterscheiden ($p < 0,05$). Waagerechte Linien innerhalb der boxes zeigen den Median, Punkte den arithmetischen Mittelwert an.

Die Variation im Zeitverlauf in den Einzelzeitreihen wird im Folgenden einmal durch die Autokorrelation erster Ordnung und zum anderen durch den Gini-Koeffizienten dargestellt. Abbildung 5 zeigt die Verteilung dieser Parameter jeweils für die 15 Probestämme je Baumart. Es wird sichtbar, dass sich in der mittleren AK1 als eine Gruppe Douglasie und Kiefer (mit niedrigeren Mittelwerten) und als zweite Gruppe die beiden anderen Arten mit höheren Mittelwerten statistisch ähnlich sind. Bezüglich des für die JRI-Zeitreihen ermittelten Gini-Index (Formel 2) unterscheidet sich die Kiefer deutlich von den anderen Stichproben, die sich untereinander nicht voneinander differenzieren. Dieser Beleg bestätigt die schon anhand der Einzelzeitreihen grafisch feststellbaren Unterschiede (Abbildung 3). Als gemeinsamer Bezugszeitraum werden die Jahre ab 1971 genutzt.

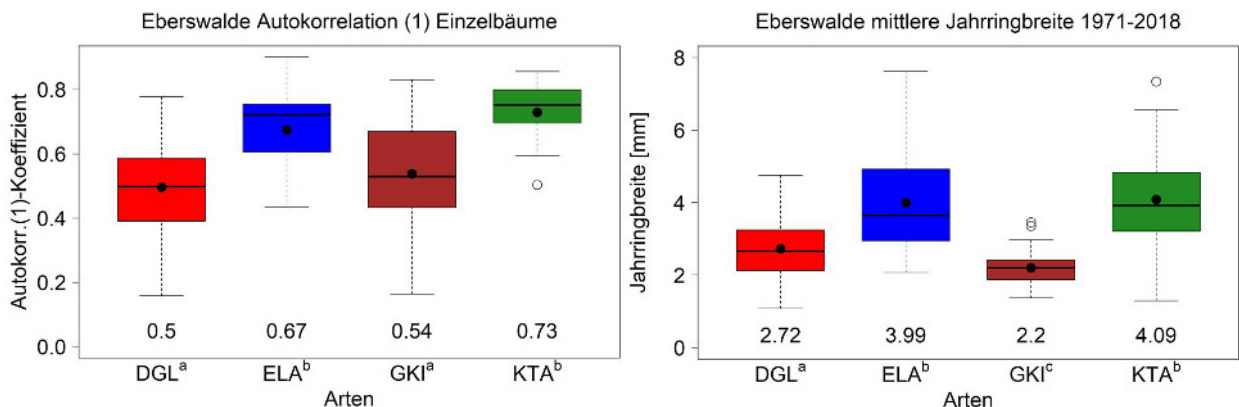


Abbildung 5: Verteilung der für die Einzelzeitreihen der JRB ermittelten Autokorrelationskoeffizienten (AK1) für die einzelnen Baumarten (links); rechts: Verteilung des Gini-Index der Einzelzeitreihen der JRB. Verschiedene Exponenten zeigen an, dass sich die betreffenden Stichproben nach dem t-Test signifikant unterscheiden ($p < 0,05$).

Neben den in Abbildung 5 gezeigten Parametern wurden auch der Gini-Index für die mittleren Verläufe der JRB je Art sowie deren mittlere Sensitivität (Formel 1) berechnet. Eine Übersicht zu diesen und anderen statistischen Kennwerten der einzelnen Baumarten bzw. Stichproben enthält Tabelle 2. Sie zeigt auch die stichprobenbezogene mittlere Gleichläufigkeit zwischen den JRB-Zeitreihen der Einzelbäume (SCHWEINGRUBER 1983) als zusätzliches Ähnlichkeitsmaß.

Tabelle 2: Statistische Kennwerte der aus den Jahrmessungen abgeleiteten Zeitreihen für die baumartbezogenen Stichproben (jeweils $n=15$) über den Zeitraum 1971-2018

Art	GLK	Rbar	G.mk	G.eb	G.all	AK1.mk	AK1.eb	MS.mk	MS.eb
DGL	0,720	0,469	0,159	0,233	0,292	0,436	0,496	0,238	0,319
ELA	0,700	0,617	0,196	0,241	0,278	0,766	0,674	0,196	0,259
GKI	0,717	0,473	0,116	0,153	0,196	0,597	0,538	0,160	0,199
KTA	0,647	0,42	0,179	0,257	0,270	0,767	0,729	0,166	0,250

GLK = mittlere Gleichläufigkeit, Rbar = Mittelwert aller Korrelationskoeffizienten zwischen den Einzelbaumzeitreihen, G = Gini-Index, mk = Mittelkurve, eb = Einzelbaum-Zeitreihen, all = bezogen auf alle Werte aller Einzelbaum-Zeitreihen, AK1 = Autokorrelationskoeffizient 1. Ordnung, MS = mittlere Sensitivität

Die Auswertung der Ähnlichkeits- und Variabilitätsmaße in Tabelle 2 zeigt für Küsten-Tanne eine geringe Gleichläufigkeit (GLK) und eine niedrigere mittlere Korrelation (R_{bar}) zwischen den Einzelbäumen als bei den anderen Arten. Der mittlere Autokorrelationskoeffizient (AK1), gerade wenn man ihn als Mittel über die Einzelbaumzeitreihen-AK1-Werte berechnet, liegt dagegen bei KTA deutlich höher. Die mittlere Sensitivität und die für unterschiedliche Bezugseinheiten berechneten Gini-Indizes als Maße für die zeitliche Varianz in den JRB-Zetreihen sind bei DGL am höchsten, bei GKI am niedrigsten.

Die Transformation der JRB- in Jahrringindex-Zeitreihen erfolgte als einzelbaumweises "Detrending" mit Hilfe des R-Pakets `dplR` durch spline-basiertes Entfernen der Alterstrends ohne AR(1)-Modellierung, da beim Test der resultierenden Zeitreihen kaum signifikante Autokorrelationen zu registrieren waren. Auf Basis der Einzelbaum-JRI (Abbildung 6) wurden nach Arten getrennt die Weiserjahre (WJ) hergeleitet (Abbildung 7). Eine Zusammenführung der WJ für die einzelnen Arten bietet Abbildung 7 rechts. Die jahresweisen arithmetischen Mittel je Baumart ergeben als mittlere Zeitreihe die baumart- und plotbezogenen Chronologien, die ebenfalls in Abbildung 6 für die vier Baumarten dargestellt sind.

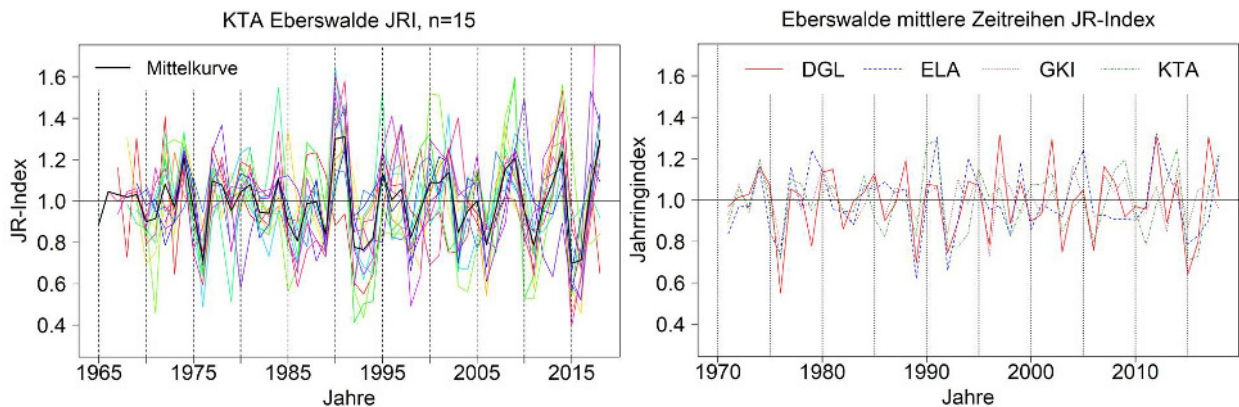


Abbildung 6: JRI-Zeitreihen für die beprobten Einzelbäume am Beispiel der Küsten-Tanne (links); rechts: Vergleich der mittleren JRI-Zeitreihen (Chronologien) für die vier Baumarten in der Zeit 1971-2018.

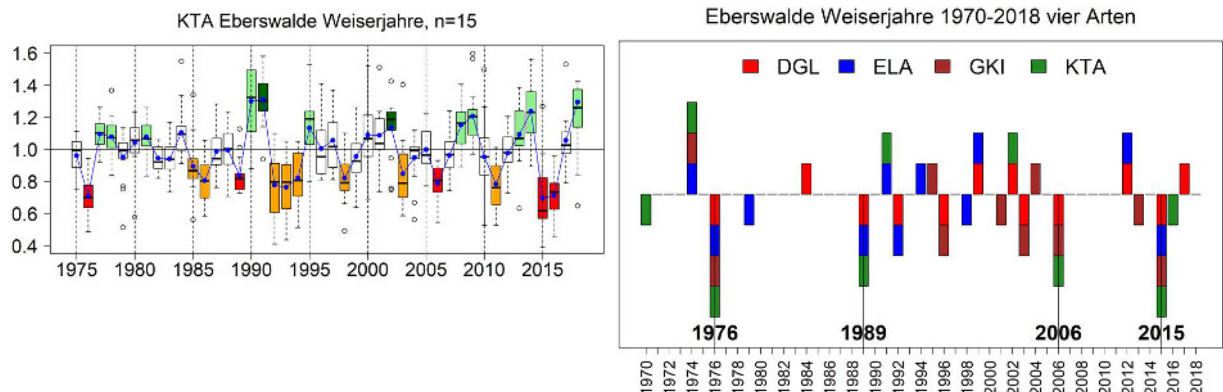


Abbildung 7: Jahresbezogene Verteilungen der JRI mit Kennzeichnung der Weiserjahre (WJ) für KTA; rot sind stark negative, orange schwach negative, blassgrün schwach positive und dunkelgrün stark positive WJ markiert (links). Rechts: Zusammenführung der starken Weiserjahre für die vier Arten mit Kennzeichnung auffällig einheitlicher negativer WJ.

Die bereits im Vergleich der Chronologien auffälligen Jahre mit einheitlichen Richtungsänderungen werden in der Zusammenschau der Weiserjahre noch deutlicher (Abbildung 7). Alle vier Baumarten zeigten z. B. 1976 und 2015 starke negative WJ – in diesen Jahren hatten also alle 60 beprobten Bäume einen vom mittleren Verlauf nach unten abweichenden JRI. Für alle Arten außer Kiefer war das 1989 ebenso, für alle Arten außer der Lärche 2006. Das Jahr 2003 mit seinem "Jahrhundertssommer" dagegen hat nur bei DGL und GKI Zuwachsverluste bei jeweils allen Probestämmen verursacht. Die Baumarten unterscheiden sich in der Anzahl der Weiserjahre nur unwesentlich: Bei DGL gab es im Zeitraum 1970-2018 12 WJ (7 negative, 5 positive), bei ELA 9 (5/4), bei GKI 10 (7/3) und bei KTA 9 (6/3) WJ.

3.3 Witterungs-Zuwachs-Beziehungen

Die Analysen im Bereich der Witterungs-Zuwachs-Beziehungen stützen sich auf die im vorangegangenen Abschnitt angesprochenen Chronologien und – wie oben beschrieben – die Daten zur Tagesmitteltemperatur und zum Tagesniederschlag der Wetterstation Angermünde. Die erste Ebene bildeten Untersuchungen des statistischen Zusammenhangs zwischen den wiederum zu Monatswerten aggregierten Witterungsdaten und dem JRI mit Hilfe des R-Pakets `treeclim` (s. o.). Ein Beispiel der Auswertungen für die Douglasie zeigt Abbildung 8.

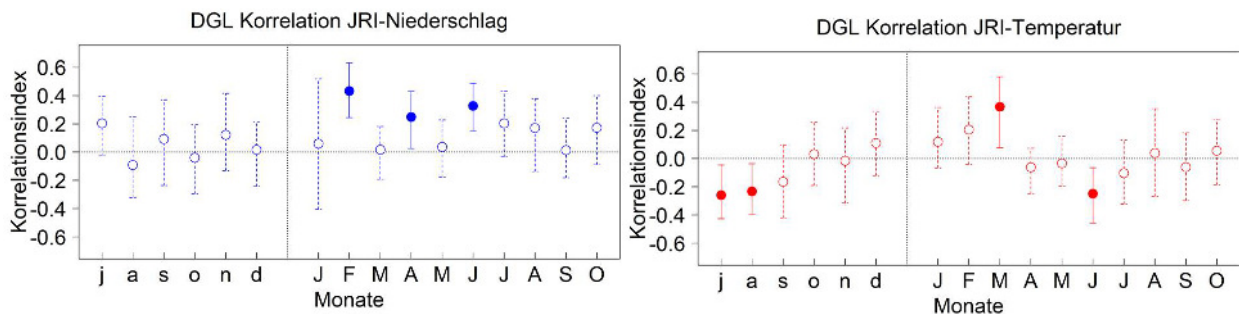


Abbildung 8: Statistische Beziehungen zwischen monatlicher Witterung und JRI am Beispiel Douglasie. Die Monate mit Kleinbuchstaben liegen im Vorjahr, diejenigen mit Großbuchstaben im aktuellen Jahr. Signifikante Korrelationen sind durch ausgefüllte Punkte markiert.

Die Interpretation der Diagramme, deren Datengrundlage `treeclim` zur Verfügung stellt, hat zu berücksichtigen, dass die gezeigten Spannweiten und die mittleren Korrelationskoeffizienten aus den je 1.000 "bootstrap"-Durchläufen des Verfahrens resultieren. Für DGL zeigen sich so z. B. statistisch signifikant positive Einflüsse der Februar-, April- und Juni-Niederschläge des Wuchsjahres auf den JRI bzw. die Zuwachsrate, während für die Temperatur nur der März des aktuellen Jahres positive Wirkungen auf den JRI hat. Dagegen sind Juli und August des Vorjahres sowie der Juni des aktuellen Jahres signifikant negativ mit dem JRI korreliert. In Abbildung 9 sind alle mit der Irrtumswahrscheinlichkeit $p < 0,05$ signifikanten Beziehungen für die vier Baumarten zusammengeführt. Anzahl und Verteilung der signifikanten Korrelationen verhalten sich dabei wie folgt: DGL mit 0 negativen und 3 positiven Korrelationskoeffizienten zum Niederschlag, 3/1 bei der Temperatur, ELA mit 0/3 (N) und 3/3 (T), GKI mit 1/0 (N) und 4/0 (T) sowie KTA mit 0/2 und 4/3.

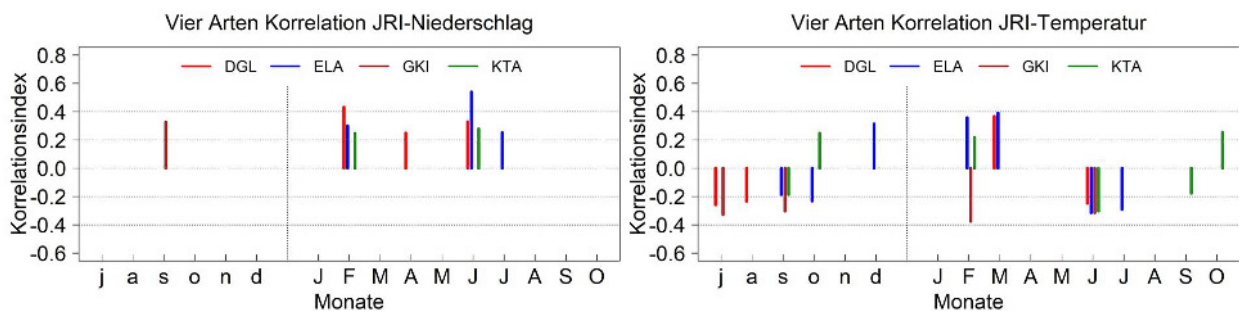


Abbildung 9: Statistisch signifikante ($p < 0,05$) Beziehungen zwischen monatlicher Witterung und JRI für die vier Baumarten. Monate mit Kleinbuchstaben liegen im Vorjahr, diejenigen mit Großbuchstaben im aktuellen Jahr.

Im Vergleich der monatsbezogenen Beziehungen in Abbildung 9 zeigt sich eine durchweg positive Wirkung von Niederschlägen im Untersuchungsgebiet auf alle vier Arten, vorrangig im Februar und Juni des aktuellen Jahres. Nur die Kiefer profitiert offenbar von höheren Niederschlägen im Vorjahr, speziell im September. Die Temperatur ist zum größeren Teil negativ, zu einem Drittel aber auch positiv mit dem JRI korreliert: Vor allem kühlere Witterung zwischen Juli und Oktober im Vorjahr sowie im Juni des aktuellen Jahres führt zu überdurchschnittlich hohen JRI, außerdem ist ein milder Spätwinter im Wuchsjahr für alle Baumarten bis auf die GKI positiv – letztere zeigt eher nach einem kalten Februar höhere Zuwachsraten.

Zur Analyse der tagesbezogenen Abhängigkeiten zwischen mittlerem JRI und Witterung lieferte das Programm CLIMTREG eine Reihe von Ergebnissen, die den monatsweisen Auswertungen in vielen Punkten ähnlich sind, aber auch von ihnen abweichen. Zusammenfassend für die vier Arten stellt

Abbildung 10 jeweils die drei Zeitintervalle dar, die mit den höchsten Korrelationskoeffizienten mit dem JRI verknüpft sind.

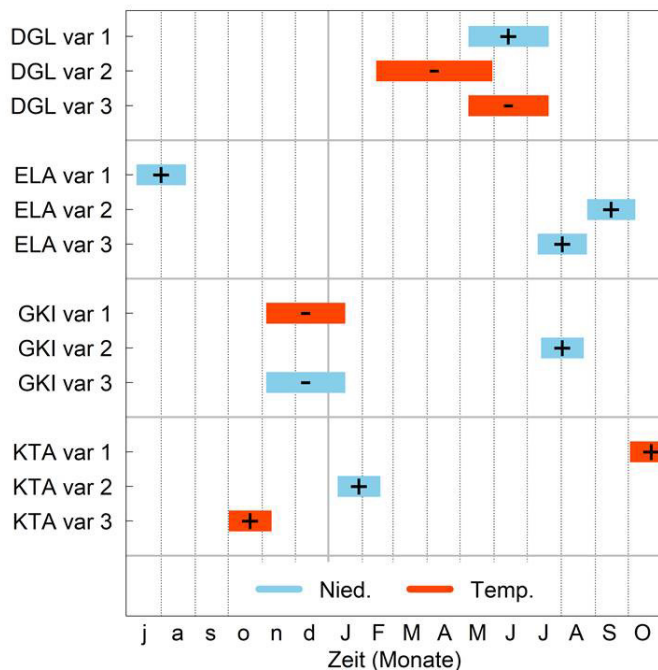


Abbildung 10: Beziehungen der tagesweisen Mitteltemperaturen (Temp.) und Niederschlagssummen (Nied.) mit dem mittleren JRI für die Zeit 1971-2018 und die vier Baumarten für die Periode vom 01.07. des Vorjahres bis zum 31.10. des aktuellen Jahres. Monate mit Kleinbuchstaben liegen im Vorjahr, diejenigen mit Großbuchstaben im aktuellen Jahr. Ein Plus zeigt einen positiven, ein Minus einen negativen Korrelationskoeffizienten (KK) an. Gezeigt werden jeweils drei der durch das Programm CLIMTREG ausgewählten Variablen, wobei "var 1" jeweils der Zeitraum mit dem höchsten, "var 2" der mit dem zweit- und "var 3" der mit dem dritthöchsten Betrag des KK ist.

Ähnlichkeiten zwischen den tagesbezogenen Aussagen von CLIMTREG und den Monats-Korrelationen nach *treeclim* bestehen v. a. darin, dass sich so gut wie überall höhere Niederschläge in höheren JRI auswirken. Nach beiden Verfahren waren bei Douglasie stärkere Frühjahrsniederschläge und eine geringere Temperatur statistisch mit überdurchschnittlichen JRI verknüpft; die positive Wirkung von Sommerniederschlägen für Lärche belegen ebenso beide Verfahren. Dass die Kiefer von trockenen, kühleren Perioden im Spätherbst und Frühwinter des Vorjahres profitiert, zeigt sich hingegen nur in den CLIMTREG-Auswertungen. Für Küsten-Tanne bestätigt das Programm wiederum die Hinweise von *treeclim* auf positive Wirkungen eines milden Oktobers im Vor- wie auch im Wuchsjahr.

3.4 Anbaueignung

Um Entscheidungen für oder gegen den Anbau der untersuchten Arten zu unterstützen, ist eine Hierarchisierung bzw. Klassifizierung der aus den Jahrringen abgeleiteten Informationen sinnvoll. Dazu werden die bis hierhin untersuchten Parameter im Folgenden in ein zusammenfassendes Schema eingeordnet, das auf relativen Rangfolgen zwischen 1 und 4 (am wenigsten bzw. am stärksten in Richtung Anbaueignung zu empfehlen) beruht (Tabelle 3). Höhere Wachstumsleistungen wirken sich bei dieser Beurteilung positiv, höhere Abhängigkeiten von der Witterung und höhere Einheitlichkeit zwischen den Zeitreihen der einzelnen Bäume negativ aus. Als vorteilhaft wird eine vergleichsweise hohe Autokorrelation erster Ordnung angesehen. Höhere Gini-Koeffizienten zeigen größere Ungleichheit zwischen den Jahrringbreiten bzw. Zuwächsen an, die wahrscheinlich auf Witterungseinflüsse zurückgehen, und werden deshalb im Vergleich negativ eingestuft. Die Zusammenführung der verschiedenen Parameter ergibt eine Rangfolge, nach der die Küsten-Tanne am besten abschneidet, Kiefer und Lärche im mittleren Bereich landen und Douglasie den geringsten Gesamtwert aufweist (Tabelle 3).

Tabelle 3: Wertung der aus den Jahrringmessungen abgeleiteten Parameter hinsichtlich der Anbaueignung

Art	JRB	GLK	Rbar	AK1	Gini	MS	n WJ	n KK	Summe
DGL	3	1	3	1	2	1	2	3	16
ELA	4	3	1	3	2	2	4	2	21
GKI	2	2	2	2	4	4	3	4	23
KTA	4	4	4	4	2	3	4	2	27

JRB = Jahrringbreite, GLK = mittlere Gleichläufigkeit, Rbar = Mittelwert aller Korrelationskoeffizienten zwischen den Einzelbaumzeitreihen, AR1 = Autokorrelationskoeffizient 1. Ordnung, Gini = Gini-Index, MS = mittlere Sensitivität, n WJ = Anzahl Weiserjahre, n KK = Anzahl signifikanter Korrelationskoeffizienten zwischen Witterungs-Monatsdaten und JRI

4 Diskussion

Das hier vorgestellte Projekt ist mit dem Ziel konzipiert worden, methodische Grundlagen dendrochronologischer und dendroökologischer Verfahren in der Anwendung zu zeigen. Als Material wurden Bohrkernproben von nah beieinanderliegenden Beispielbeständen auf vergleichbaren Standorten ausgewählt, um die Einflussfaktoren auf das Wachstum so ähnlich wie möglich zu halten. Da es nicht vorrangig um belastbare waldwachstumskundliche Aussagen ging, beschränkte sich die Datenerhebung auf jeweils einen Probekreis. Dieser begrenzte Stichprobenumfang ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen. Eine wichtige Einschränkung für die Vergleichbarkeit ist das Alter der beprobten Douglasien von etwa 100 Jahren, das deutlich über dem mittleren Alter von rund 55-60 Jahren der anderen drei Baumarten liegt. Aus den verfügbaren Unterlagen war dieser hohe Wert, der auch wegen der Einzelbaumunterschiede auf eine zeitlich gestreckte Verjüngung hinweist, nicht zu erwarten.

Auf Basis der Bohrkernanalysen und dem Bezug auf den mittleren $d_{1,3}$ der Probekreise lassen sich Aussagen zur Wuchsleistung der Baumarten treffen. Danach liegen Lärche und Küsten-Tanne in der mittleren Jahrringbreite im gemeinsam abgedeckten Bezugszeitraum ab 1971 signifikant über Douglasie, die wiederum größere JRB als die Kiefer aufweist. Das in Abbildung 2 zu erkennende schwache Jugendwachstum der Douglasie führt dazu, dass sie bei einem Vergleich der jeweils ersten 40 Wuchsjahre noch etwas unter der Kiefer gelegen hätte, die im gleichaltrigen Reinbestand begründet wurde. Die im Probekreis erfasste Wuchsleistung der Kiefer liegt auf einem für die Baumart sehr hohen Niveau: Nach der für Nordostdeutschland üblichen Ertragstafel (LEMBCKE et al. 1975) ist der Bestand in die absolute Mittelhöhenbonität M34 einzuordnen.

Die statistische Erfassung der Zusammenhänge zwischen Witterung und Jahrringbreiten bzw. –indizes diente entsprechend der Grundfrage unserer Untersuchungen dazu, die Baumarten untereinander vergleichen zu können. Die angestrebte Rangordnung richtete sich nach der Prämisse, dass enge Beziehungen zwischen Umwelt und Zuwachs ebenso nachteilig für eine möglichst hohe Klimawandelresilienz sind wie eine hohe Einheitlichkeit bzw. Ähnlichkeit in der interannuellen Variation der JRB-Ausprägung zwischen den beprobten Bäumen. Da der Fokus der Analysen also auf Parametern lag, die die Witterungs-Zuwachs-Beziehungen beschreiben, ist es wichtig zu wissen, wie zuverlässig diese erfasst wurden. Hinsichtlich des Klimasignals in den Jahrringzeitreihen belegen die Expressed-Population-Signal-Werte (EPS) für die vier Baumarten, dass die Stichproben mit hoher Wahrscheinlichkeit die Signalstärke enthalten, die auch für die Gesamtpopulation (also den Bestand) angenommen werden kann (BRIFFA & JONES 1990). Das EPS beträgt für die vier Baumarten 0,90 (DGL), 0,94 (ELA), 0,93 (GKI) und 0,92 (KTA) und damit über der Schwelle, die WIGLEY et al. (1984) für verlässliche Repräsentanz angenommen haben.

Hinsichtlich der für die Baumartenbeurteilung herangezogenen Parameter lassen sich eine Reihe von Schlussfolgerungen ziehen, die für ähnliche Untersuchungen relevant sein können. Für die Vergleichbarkeit der Ergebnisse bzw. Zahlenwerte ist es z. B. wichtig, das jeweilige Bezugskollektiv zu kennen: Autokorrelation, Sensitivität und Gini-Koeffizienten unterscheiden sich nämlich z. T. deutlich sowohl im Wert als auch in der Rangfolge zwischen den Berechnungsmodi. Die Mittelwerte über die Parameterwerte für die Einzelkurven sind andere als die Werte der Parameter, wenn man sie für die zuvor erzeugte Mittelkurve der Stichprobe berechnet (Tabelle 2). So weist beim Gini-Koeffizienten für die Mittelkurven die Lärche den höchsten Wert auf (0,196), bei Berechnung für die Einzelzeitreihen und anschließender Mittelwertbildung ist es mit 0,257 die Küsten-Tanne. Für AK1 und mittlere Sensitivität liegen je nach Berechnungsverfahren zwar unterschiedlich hohe Werte, aber die gleiche Rangfolge vor.

In unseren Auswertungen haben wir nach den Empfehlungen von BUNN et al. (2013) alternativ zur mittleren Sensitivität (MS) Gini-Koeffizienten (GK) für die JRB-Zeitreihen berechnet, um Aussagen über das Reaktionsverhalten auf wechselnde Umweltbedingungen zu erhalten. Im Unterschied zur MS, die komplementär zur Autokorrelation gesehen werden kann (BECK 2009), sind demnach die GK als Aussage zur Variation der JRB über das gesamte betrachtete Zeitfenster zu interpretieren. Im Vergleich der Baumarten liegen bei Einzelbaumrechnung die höchsten GK für Küsten-Tanne vor, die höchste MS jedoch für Douglasie. Die Schlussfolgerung u. a. aus den Aussagen der Tabelle 2 lautet, dass beide Größen ihre jeweils spezifische Aussagekraft haben und in Kombination zu einer noch besseren

Einschätzung der Zuwachsvariation über der Zeit beitragen können. Ein Ersatz der MS durch GK, wie ihn auch BIONDI und QEADAN (2008) nahelegen, würde jedoch zu einem Informationsverlust führen. Eine weitere methodische Anregung besteht darin, die herausgearbeiteten Weiserjahre (siehe 0) als Ansatzpunkte zu Analysen des Resilienz-Verhaltens entsprechend der Ansätze von LLORET et al. (2011) zum Beispiel mit dem R-Paket `pointRes` (VAN DER MAATEN-THEUNISSEN et al. 2015) zu nutzen.

Das im Abschnitt 3.2 vorgestellte Verfahren zur Auswertung dieser Parameterinformationen ist in seiner Einfachheit und darin, dass es alle Teilinformationen erst einmal gleichrangig betrachtet, sicherlich diskussionswürdig. Die vorgeschlagene Skalierung hat zwar zu einer Rangordnung geführt, diese ist jedoch stark vom eingesetzten Skalierungsansatz abhängig. Zieht man weitere Parameter hinzu oder schließt einzelne aus, ergeben sich andere Rangfolgen. Kompliziert ist z. B. die Wertung der Anzahl signifikanter Korrelationen zwischen monatsbezogener Witterung und JRI. Die pauschal unterstellte Nachteiligkeit engerer Beziehungen wird beispielsweise dann problematisch, wenn wie im Fall positiver Korrelationen zur Wintertemperatur eine Art höhere "Eignung" für die nach gängigen Klimaszenarien zu erwartenden steigenden Temperaturen in dieser Zeit vorliegt. Umgekehrt können die durchweg negativen Korrelationen zur Temperatur im Fall der Kiefer darauf hindeuten, dass die Baumart in Zukunft größerem Stress durch Hitzeperioden ausgesetzt sein wird, da die Szenarien allgemein wärmere Verhältnisse in Aussicht stellen (IPCC 2014).

Die von den jahrringbezogenen Parametern abzuleitende positive Einschätzung der Anbaueignung lässt Risiken durch Pathogene oder andere Standortfaktoren als die Witterung unberücksichtigt, da hierzu keine Daten vorlagen oder diese nicht weiter analysiert wurden. Auch aus diesem Grund kann für die untersuchten Baumarten erst einmal nur von einer ersten Annäherung an Fragen der Betriebssicherheit und damit der Anbauwürdigkeit gesprochen werden. Zukünftige Studien sollten sich mit dem Wuchsverhalten auf anderen Standorten und in Mischbeständen, aber auch mit möglichen Gefahren in höherem Alter durch biotische Schaderreger und abiotische Extreme beschäftigen. Obwohl für die untersuchten Alternativbaumarten auch viele Fragen der wirtschaftlichen Verwendbarkeit noch zu klären sind, sollten sie – nicht zuletzt auf Grund der Ergebnisse unserer Untersuchungen – zukünftig stärker in waldbauliche Planungen einbezogen werden.

5 Zusammenfassung

Dendrochronologische Methoden zur Untersuchung der statistischen Beziehungen zwischen Witterungsfaktoren und Jahrringbreiten können wichtige und aussagefähige Beiträge zur besseren Einschätzung der Anbaueignung von Baumarten liefern. In einer beispielhaften methodischen Studie wurden entsprechende Verfahren auf Bohrkernstichproben der Baumarten Douglasie, Europäische Lärche, Wald-Kiefer und Küsten-Tanne unter mittleren Standortbedingungen im nordostdeutschen Tiefland angewandt. Ziel der Analysen war es, Aussagen abzuleiten, die zum einen die Wuchsleistungen der Vergangenheit, zum anderen die Witterungs-Zuwachs-Beziehungen quantifizieren. Diese Ergebnisse ermöglichen den Vergleich der Arten daraufhin, wie ihre Eignung für die forstliche Nutzung angesichts klimawandelbedingter Risiken einzuschätzen ist. Nach den ausgewerteten Parametern ist keine der "Alternativbaumarten" zur regionalen Hauptbaumart Kiefer mit größeren Risiken verbunden. Die Wuchsleistungen liegen zum Teil sehr deutlich (Küsten-Tanne, Lärche) über denen der Kiefer. Auffällige gemeinsame Weiserjahre als einheitlich negative Abweichungen vom mittleren Trend sind für alle vier Arten die Jahre 1976 und 2015, für jeweils drei Arten 1989 und 2006. Bei allen Arten bestehen ausschließlich positive Korrelationen zwischen einzelnen Monatsniederschlägen und dem Jahrringindex, für Monatsmitteltemperaturen sind sie meist negativ, im Winter auch positiv, vor allem für Küsten-Tanne und Lärche. Als positiv für Anbauentscheidungen wurden normativ möglichst schwache Beziehungen zwischen Zuwachs und Witterung, eine geringe Einheitlichkeit bzw. Gleichläufigkeit innerhalb der Stichproben und eine möglichst hohe Autokorrelation in den Zeitreihen der Jahrringbreite gesetzt. Danach fällt die Gesamtbeurteilung für die Küsten-Tanne am besten aus, danach folgen Kiefer und Lärche, während Douglasie in der Zusammenführung aller Parameter relativ am schwächsten abschneidet. Eine mögliche Ursache kann darin bestehen, dass der Douglasienbestand im Mittel 40 Jahre älter ist als die etwa gleichaltrigen Probebestände der anderen Arten.

6 Summary

Dendrochronological methods in combination with retrospective statistical analyses of climate-growth relationships may deliver important contributions to the assessment of potentials and risks associated with introduced tree species. Within the framework of a methodological workshop a selection of these techniques was applied to borer core samples with sample size $n=15$ each taken in exemplary stands of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*), European larch (*Larix decidua*), Scots pine (*Pinus sylvestris*), and grand fir (*Abies grandis*) close to Eberswalde in Northeast Germany. The sampled stands were roughly 60 years old except for Douglas fir (100 years) and stood on terrestrial sites with average water availability and nutrient supply.

The analyses were designed to show and compare (i) the growth potential of the species in terms of radial and basal area increments and (ii) the reactions of the trees to the influences of climatic factors as visible in time series of tree-ring width (TRW) and tree-ring indices (TRI). According to the analyzed parameters the possible climate-induced risks for the non-native species (Douglas fir DF, European larch EL, and grand fir GF) are not larger than those related to the regional main species Scots pine (SP). Growth was much greater (EL, GF) or still considerably higher (DF) than in SP. Common pointer years as conspicuously uniform negative deviations from mean trend occurred for all species in 1976 and 2015, for three species in 1989 (DF, EL, GF) and 2006 (DF, EL, SP). All chronologies showed only positive correlations between monthly precipitation and TRI while the majority of significant correlations to monthly mean temperatures was negative with a few positive correlations for winter temperatures (EL, GF).

To support decisions on the suitability of the discussed species a ranked list was set up based on a number of assumptions about the effect of tree-ring-based parameters on climate resilience. Small values for mean sensitivity and Gini coefficients, weak dependencies between increment and weather, a low uniformity of the time series of individual samples, and a high autocorrelation within individual time series were set as positive arguments. As a result the overall assessment found grand fir to be the most promising species followed by larch and pine, while Douglas fir was associated with the lowest indicator values for stability against climatic extremes. As a possible reason for this ranking we propose the significantly higher age of the DF stand chosen for our analyses.

7 Literatur

- ALBERT, M.; HANSEN, J.; NAGEL, J.; SCHMIDT, M.; SPELLMANN, H. (2015). Assessing risks and uncertainties in forest dynamics under different management scenarios and climate change. *Forest Ecosystems* 2:14; DOI 10.1186/s40663-015-0036-5
- BIONDI, F.; QEADAN, F. (2008). Inequality in paleorecords. *Ecology* 89 (4): 1056–1067.
- BECK, W.; HEINZIG, P. (2018). A new tool to discovering realistic climate-growth relationships. *Forestry Research and Engineering International Journal* 2 (2): 51-54.
- BECK, W.; SANDERS, T.G.M.; POFAHL, U. 2013: CLIMTREG - detecting temporal changes in climate-growth reactions. A computer program using intra-annual daily and yearly moving time intervals of variable width. *Dendrochronologia* 31 (3): 232-241.
- BECK, W. (2009). Growth patterns of forest stands - the response towards pollutants and climatic impact. *iForest* 2: 4–6.
- BRIFFA, K.; JONES, P.D. (1990). Basic chronology assessment and statistics. In: E.R. Cook und L.A. Kairiukstis (Hg.): *Methods of Dendrochronology. Applications in the Environmental Sciences*. Dordrecht: Kluwer Academic Publ.: 137–152.
- BUNN, A.G. (2008). A dendrochronology program library in R (dplR). *Dendrochronologia* 26 (2): 115-124.
- BUNN, A.G. (2019). *dplR* documentation. Available via <https://www.rdocumentation.org/packages/dplR> (Zugriff 09.11.2019)
- BUNN, A.G.; JANSMA, E.; KORPELA, M.; WESTFALL, R.D.; BALDWIN, J. (2013). Using simulations and data to evaluate mean sensitivity (ζ) as a useful statistic in dendrochronology. *Dendrochronologia* 31 (3): 250-254.

- CYBIS WIKI contributors (2009). CooRecorder. Cybis Wiki, <http://www.cybis.se/wiki/index.php?title=CooRecorder&oldid=690> (Zugriff 03.11.2019).
- IPCC (2014). Summary for Policymakers. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Edenhofer, O. et al. [eds.]). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- LEMBCKE, G.; KNAPP, E.; DITTMAR, O. (1975). Kieferntragsstafel 1975. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, Eberswalde.
- LLORET, F.; KEELING, E.G.; SALA, A. (2011). Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos* 120 (12): 1909–1920.
- R CORE TEAM (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- SCHRÖDER, J. (2015). Zum Einfluss der Witterung auf Wuchsverhalten und Vitalität der Trauben-Eiche (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.). Stuttgart/Dresden: Ulmer.
- SCHWEINGRUBER, F.H. (1983). Der Jahrring. Standort, Methodik, Zeit und Klima in der Dendrochronologie. Bern und Stuttgart: Paul Haupt.
- VAN DER MAATEN-THEUNISSEN, M.; VAN DER MAATEN, E.; BOURIAUD, O. (2015). pointRes: An R package to analyze pointer years and components of resilience. *Dendrochronologia* 35: 34-38.
- WIGLEY, T.M.L.; BRIFFA, K.R.; JONES, P.D. (1984). On the Average Value of Correlated Time Series, with Applications in Dendroclimatology and Hydrometeorology. *Journal of Climate and Applied Meteorology* 23: 201–213.
- ZANG, C.; BIONDI, F. (2015). treeclim: an R package for the numerical calibration of proxy-climate relationships. *Ecography* 38: 431–436.

Kontaktdaten der Erstautoren

Dr. Matthias Albert

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
37079 Göttingen
matthias.albert@nw-fva.de

Ronald Bialozyt

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
37079 Göttingen
ronald.bialozyt@nw-fva.de

Dr. Annett Degenhardt

Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde
Alfred-Möller-Straße 1
16225 Eberswalde
annett.degenhardt@ifb.Brandenburg.de

Prof. Dr. Marek Fabrika

Technical University Zvolen
T.G.Masaryka 24
SK-96053 Zvolen, Slowakei
fabrika@tuzvo.sk

Torben Hilmers

Lehrstuhl f. Waldwachstumskunde
TU München
Hans-Carl-von-Carlowitz Platz 2
85354 Freising
torben.hilmers@tum.de

Dr. Georg Kindermann

Institut für Waldwachstum, BFW
Seckendorff-Gudent-Weg 8
AT-1131 Wien, Österreich
georg.kindermann@bfw.gv.at

Dr. Michael Körner

HNE Eberswalde
Schicklerstraße 5
16225 Eberswalde
michael.koerner@hnee.de

Edgaras Linkevičius

Aleksandras Stulginskis University
Studentu 11, Akademij
LT-53361 Kauno raj./Litauen
edgaras.linkevicius@asu.lt

Sven Martens

Staatsbetrieb Sachsenforst
Bonnewitzer Str. 34
1796 Pirna OT Graupa
sven.martens@smul.sachsen.de

Katharina Messerer

Lehrstuhl f. Waldwachstumskunde,
TU München
Hans-Carl-von-Carlowitz Platz 2
85354 Freising
katharina.messerer@tum.de

François Ningre

Centre Inra Grand Est
Site de Nancy
Rue d'Amance
FR-54280 Champenoux, Frankreich
francois.ningre@inra.fr

Prof. Dr. Arne Nothdurft

Universität für Bodenkultur (BOKU)
Institut für Waldwachstum
Peter-Jordan-Straße 82/DG
AT-1190 Wien
arne.nothdurft@boku.ac.at

Dr. Jiří Novak

Forest Research Station, Opočno
Na Olive 550
CZ-51773 Opočno, Tschechische Republik
novak@vulhmop.cz

Prof. Dr. Hans Pretzsch

Lehrstuhl f. Waldwachstumskunde,
TU München
Hans-Carl-von-Carlowitz Platz 2
85354 Freising
Hans.Pretzsch@lrz.tu-muenchen.de

Andreas Rais

Lehrstuhl f. Waldwachstumskunde,
TU München
Hans-Carl-von-Carlowitz Platz 2
85354 Freising
rais@hfm.tum.de

Prof. Dr. Jens Schröder

Waldökologie und Waldbaugrundlagen
Fachbereich für Wald und Umwelt
Hochschule für nachhaltige Entwicklung
Alfred-Möller-Straße 1
16225 Eberswalde
jens.schroeder@hnee.de

Prof. Dr. Thomas Seifert

Professur f. Waldwachstum
Universität Freiburg
Tennenbacher Str. 4
79106 Freiburg i.Br.
thomas.seifert@iww.uni-freiburg.de

Torsten Seltmann

Staatsbetrieb Sachsenforst
Bonnewitzer Str. 34
1796 Pirna OT Graupa
torsten.seltmann@smul.sachsen.de

Prof. Dr. Hubert Sterba

Universität für Bodenkultur (BOKU)
Institut für Waldwachstum
Peter-Jordan-Straße 82/DG
AT-1190 Wien
hubert.sterba@boku.ac.at

Kilian Stimm

Lehrstuhl f. Waldwachstumskunde
TU München
Hans-Carl-von-Carlowitz Platz 2
85354 Freising
kilian.stimm@tum.de

Dr. Eric Thurm

Landesforst Mecklenburg-Vorpommern
Betriebsteil Forstplanung / Versuchswesen
Zepelinstr. 3
19061 Schwerin
eric.thurm@lfoa-mv.de

Dr. Holger Wernsdorfer

LERFoB, UMR AgroParisTech-INRA,
Centre de Nancy
14 rue Girardet - CS 14216
FR-54042 Nancy cedex, Frankreich
holger.wernsdorfer@agroparistech.fr