



TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN

Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung,
Landnutzung und Umwelt

Wachstum von Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand

Einzelbaum- und bestandesbezogener Vergleich von
Struktur, Produktivität und Klimasensitivität

Klaas Hendrik Wellhausen

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Forstwissenschaft (Dr. rer. silv.)

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Prof. Dr. Rupert Seidl

Prüfer der Dissertation: 1. Prof. Dr. Dr. h.c. Hans Pretzsch

2. Prof. Dr. Axel Göttlein

Die Dissertation wurde am 14.11.2019 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 02.04.2020 angenommen

Meiner Familie
Meiner Heimat

Vorwort

Kiefer und Fichte prägen weite Teile der europäischen Waldlandschaften. Sie sind Zeugen unserer deutschen und europäischen Waldgeschichte und Teil meines bisherigen Lebensweges. Im schulischen Waldeinsatz in der Lüneburger Heide habe ich in Kiefern-Fichtenbeständen meine ersten - offenbar prägenden - forstlichen Eindrücke gesammelt. Auch für Wehrdienst und forstliche Praktika zog es mich in die kiefern-geprägten Landschaften von Lüneburger Heide, Wendland und Elbe. Auf Reisen begegneten mir die beiden Baumarten in Polen, Lettland, Schweden und Norwegen. Mit dem Wechsel nach Bayern kehrte ich zwar meiner niedersächsischen Heimat den Rücken, nicht aber den beiden Baumarten Kiefer und Fichte. So war es unter anderem die Forsteinrichtungsprüfung in einem Kiefern-Fichten-Mischbestand der Oberpfalz, die mir bei der großen forstlichen Staatsprüfung den Eintritt in den bayerischen Forstdienst ermöglichte. Deswegen ist die vorliegende waldwachstumskundliche Untersuchung über Kiefern-Fichten-Mischbestände für mich viel mehr als eine wissenschaftliche Arbeit.

Große Teile der Arbeit entstanden in den Jahren 2013 bis 2016 im Rahmen des Projekts *W40 Kiefern-Fichten-Mischbestände in Bayern* während meiner Zeit am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München. Die Bayerische Forstverwaltung hat das Projekt dankenswerterweise finanziell gefördert und mich für die Zeit der Bearbeitung an den Lehrstuhl abgeordnet.

Insbesondere in der Zeit am Lehrstuhl und am Campus Weihenstephan erfuhr ich vielfältige Unterstützung. Zuvorderst danke ich Prof. Dr. Dr. h.c. Hans Pretzsch, der mir das Thema zur eigenständigen Bearbeitung überließ und mich wissenschaftlich anleitete. Danken möchte ich ihm auch dafür, dass er mich und meine Arbeit nicht aus den Augen verlor, nachdem ich den Lehrstuhl verlassen hatte. Dies gilt auch für Beate Felsl im Sekretariat des Lehrstuhls. Während meiner Zeit am Lehrstuhl und darüber hinaus unterstützte sie mich kompetent und tatkräftig in administrativen Angelegenheiten. Mit ihrer erfrischenden und menschlichen Art prägte sie die Zusammenarbeit in besonderer Weise. Prof. Dr. Axel Göttlein danke ich für die wertvollen Hinweise zur standörtlichen und waldernährungskundlichen Einordnung der Versuchsstandorte.

Zum Gelingen der Arbeit trug ganz maßgeblich auch mein geschätzter Lehrstuhlkollege und Freund Michael Heym bei. Geduldig führte er mich in die Untiefen der Datenbankanwendung und Statistiksoftware ein. Eigene Belange zurückstellend, entwickelte er Auswertungs- und Ausgaberroutinen und suchte darin detektivisch nach Fehlern. Fast jedes unserer Entwicklungsgespräche endete mit einem aufmunternden Grinsen und den für uns mittlerweile geflügelten Worten „*Jetzt müsste es eigentlich laufen!*“. Und am Ende war es dann auch fast immer so! Wenn es einmal nicht weiter ging und weiterführender waldwachstumskundlicher oder statistischer Rat gefordert war, stand Dr. Peter Biber bereit. Für seine Unterstützung und seinen Humor danke ich ihm an dieser Stelle. Auch meinem Lehrstuhlkollegen Gerhard Schütze möchte ich herzlich danken. In besonders kollegialer Weise koordinierte er die Aufbereitung und Messung von Bohrspänen und Stammscheiben und bereitete gewissenhaft Gerätschaften für die Feldaufnahmen vor. Ulrich Kern danke ich für die Anfertigung einer Reihe von Grafiken und Schaubildern. Der lehrstuhlinterne Dendro-AG danke ich für wertvolle Diskussionen rund um das Thema Jahrringauswertung. In diesem Zusammenhang bin ich auch Dr. Christian Zang für seine wertvolle fachliche Unterstützung dankbar.

Mein ausdrücklicher Dank gilt auch den Kolleginnen und Kollegen der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, die mich mit Gerätschaften, Material, Daten, ihrem Fachwissen und aufmunternden Gesprächen tatkräftig unterstützt haben. Ohne sie wäre die Arbeit nicht in dieser Form entstanden. Stellvertretend sind namentlich zu nennen: Ute Bachmann-Gigl, Dr. Uwe Blum, Susanne Brandl, Dr. Elke Dietz, Sandra Egger, Wolfgang Falk, Christine Hopf, Dr. Hans-Joachim Klemmt, Dr. Christian Kölling, Dr. Karl Mellert, Alfred Schubert, Josef und Thomas Stampfl, Ulrich Stetter, Dr. Christoph Straub, Daniel Weindl und Dr. Wendelin Weis.

Zu Dank verpflichtet bin ich auch den zahlreichen studentischen Hilfskräften, die unter zum Teil schwierigen herbstlichen und winterlichen Witterungsbedingungen engagiert bei den Feldaufnahmen mitwirkten. Herausheben möchte ich in diesem Zusammenhang Sebastian Spatz, der mit großer waldmesskundlicher Routine, Einsatzbereitschaft sowie mit seiner Masterarbeit zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen hat.

Für die Bereitstellung der Versuchsflächen sowie die personelle Unterstützung bei der Flächenauswahl und den Baumfällarbeiten bedanke ich mich bei den Niedersächsischen Landesforsten, der Stadt Alzenau und dem Privatforstbetrieb Dickow, vertreten durch die Niedersächsische Landwirtschaftskammer sowie bei den Bayerischen Staatsforsten. Letztere haben nicht nur den Großteil der Versuchsflächen, sondern auch die fachlich wertvollen Daten der permanenten Stichprobeninventur bereitgestellt.

Dr. Heinz Utschig und meinem Bruder Kai Wellhausen danke ich für die kritische Durchsicht des Manuskripts dieser Arbeit. Dank gilt auch meinem Freund Dr. Christian Wippermann, der meinen beruflichen Werdegang und diese Arbeit intensiv begleitet hat. Dr. Stefan Nüßlein danke ich für seine wohlwollende dienstliche Begleitung der Schlussphase dieser Arbeit.

Meinen Eltern danke ich dafür, dass sie meine Interessen gefördert und mich in meiner Berufswahl und -ausbildung vorbehaltlos unterstützt haben. Meinem Vater danke ich besonders, dass er trotz fortgeschrittenen Alters bei den Feldaufnahmen in Unterlüß und Schrobenshausen tatkräftig mitgewirkt hat.

Mein abschließender und besonderer Dank gebührt meiner Frau Julia und unseren Söhnen Enno und Johan, die in den letzten Jahren immer wieder auf mich verzichtet haben - vor allem an den Wochenenden. Sie gaben mir den zeitlichen Freiraum, diese Arbeit fertigzustellen. Ihnen widme ich diese Arbeit.

München, den 9. November 2019

Inhaltsverzeichnis

Liste der verwendeten Abkürzungen	VI
Kurzzusammenfassung	2
Abstract	3
Zusammenfassung	4
Summary	17
1 Einführung	28
1.1 Rein- und Mischbestände als forstliche Leitbilder	28
1.2 Rein- und Mischbestände als wissenschaftliche Forschungsobjekte	29
1.3 Theorien der Mischbestandsforschung	35
1.4 Rein- und Mischbestände der Baumarten Kiefer und Fichte	37
1.4.1 Arteigenschaften der Baumarten Kiefer und Fichte	37
1.4.2 Vorkommen von Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte	43
1.4.3 Vergleichende waldwachstumskundliche Untersuchungen und Wissensstand zu Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte	46
1.5 Zielsetzung, Fragestellungen und Hypothesen der vorliegenden Arbeit	54
2 Material	56
2.1 Waldinventuren	56
2.1.1 Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald	56
2.1.2 Bundeswaldinventur (BWI)	58
2.2 Standortinformationen (Boden, Waldernährung, Klima)	59
2.2.1 Bayerisches Standortinformationssystem (BaSIS) und Übersichtsbodenkarte (ÜBK)	59
2.2.2 Forstliche Standortkartierungen	59
2.2.3 Bodenzustandserhebung (BZE) und Waldklimastationen (WKS)	60
2.2.4 Klima- und Witterungsdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD)	61
2.3 Waldwachstumskundliche Versuchsflächen	61
2.3.1 Versuchsflächen im langfristigen ertragskundlichen Versuchswesen in Bayern	61
2.3.2 Neuanlage temporärer waldwachstumskundlicher Versuchsflächen (Tripletts)	62
Fachlicher Anforderungskatalog	62
Räumliche Suchkulisse	63
Flächenanlage	64
Bodentyp und Bodenart	66
Wasserhaushalt	66
Basenausstattung	66
Klima	68
3 Methoden	70
3.1 Waldwachstumskundliche Untersuchung der temporären Versuchsflächen (Tripletts)	70
3.1.1 Waldwachstumskundliche Standardaufnahme	70
3.1.2 Triebblängenrückmessung an Fällungsbäumen	72

3.1.3	Bohrspan- und Stammscheibengewinnung sowie -messung	72
3.1.4	Rekonstruktion der Höhen- und Durchmesserentwicklung sowie ertragskundliche Standardauswertung	73
	Durchmesserrekonstruktion	73
	Anpassung von Bestandeshöhenkurven und Höhenrekonstruktion	74
	Volumenberechnung	75
	Ermittlung ertragskundlicher Kennwerte	75
3.1.5	Stammanalyse und Schaftformrekonstruktion	76
3.1.6	Kronenschirmfläche und Überschildung	77
3.1.7	Rechnerischer Vergleich von Rein- und Mischbestand	78
	Vergleich auf Bestandesebene	78
	Vergleich auf Einzelbaumebene	80
3.1.8	Jahrringanalytik	81
	Bereinigung von mittel- und langfristigen Wachstumstrends	81
	Analyse von allgemeinen Witterungs-Zuwachsbeziehungen	82
	Analyse des Zuwachsverhaltens in Trockenjahren	83
3.2	Bodenkundliche Untersuchung der temporären Versuchsflächen (Tripletts)	84
3.2.1	Probennahme	84
3.2.2	Aufbereitung und Analyse	86
3.2.3	Bewertungsrahmen der Elementvorräte im Boden	87
3.3	Waldernährungskundliche Untersuchung (Nadelanalysen) der temporären Versuchsflächen (Tripletts)	87
3.3.1	Probennahme	87
3.3.2	Aufbereitung und Analyse	87
3.3.3	Bewertungsrahmen des Ernährungszustandes	88
4	Ergebnisse	89
4.1	Vergleich der umwelt- und waldwachstumsbezogenen Rahmen- und Ausgangsbedingungen der temporären Versuchsflächen (Tripletts)	89
4.1.1	Klimatische Ausgangsbedingungen und Vergleichbarkeit der Tripletts	89
	Temperatur, Niederschlag und Länge der Vegetationszeit	89
	Klimatische Vergleichbarkeit und Repräsentativität der Versuchsflächen	89
4.1.2	Bodenkundliche Ausgangsbedingungen und Vergleichbarkeit der Tripletts	92
	Mächtigkeit, Nährelemente und Bodenreaktion (Organische Auflage)	92
	Textur (Mineralboden)	94
	Bodenreaktion (Mineralboden und Organische Auflage)	96
	Hauptnährelemente (Mineralboden und organische Auflage)	101
	Spurennährelemente (Mineralboden und organische Auflage)	103
	Bodenkundliche Vergleichbarkeit und Repräsentativität der Versuchsflächen	105
4.1.3	Waldernährungskundliche Ausgangsbedingungen und Vergleichbarkeit der Tripletts	108
	Haupt- (<i>Makro</i> -) und Spuren- (<i>Mikro</i> -)nährelemente	108
	Waldernährungskundliche Vergleichbarkeit und Repräsentativität der Versuchsflächen	113
4.1.4	Waldwachstumskundliche Ausgangsbedingungen und Vergleichbarkeit der Tripletts	117
	Flächengröße, Bestandesalter, bisherige Bestandesbehandlung und Bestandesdichte	117
	Waldwachstumskundliche Vergleichbarkeit und Repräsentativität der temporären Versuchsflächen	122

4.2	Vergleich des Wachstums von Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand (Tripletts)	133
4.2.1	Bestandesproduktivität in Rein- und Mischbestand	133
	Grundflächenzuwachs des Bestandes	133
	Volumenzuwachs des Bestandes	134
	Verhältnis des Bestandeszuwachses von Rein- und Mischbestand (Relative Produktivität)	135
	Stammzahl und Stand-Density-Index nach REINEKE	137
	Bestandesgrundfläche	140
	Bestandesvorrat	140
4.2.2	Bestandesstruktur in Rein- und Mischbestand	141
	Durchmesser- und Höhenverteilung des Bestandes	141
	Gleich-oder Ungleichverteilung des Bestandesvolumens und -zuwachses	144
	Überschirmung des Bestandes	146
4.2.3	Einzelbaummorphologie in Rein- und Mischbestand	149
	Kroneneigenschaften (Kronenlänge und -breite) der Einzelbäume	149
	Schaffform (echte und unechte Formzahl) der Einzelbäume	151
	Schlankheitsgrad (HD-Verhältnis) der Einzelbäume	155
4.2.4	Einzelbaumproduktivität in Rein- und Mischbestand	158
	Grundflächenzuwachs der Einzelbäume	159
	Volumenzuwachs der Einzelbäume	162
4.2.5	Einzelbaum- und Bestandeszuwachs in Rein- und Mischbestand in Abhängigkeit von der Witterung	165
	Jährliche Durchmesser- und Grundflächenentwicklung der Bohrungs- und Fällungsbäume	167
	Einfluss monatlicher Temperatur- und Niederschlagswerte auf den jährlichen Durchmesserzuwachs der Bohrungs- und Fällungsbäume (Jahre 1940 bis 2013)	171
	Einfluss der Wasserbilanz in der Vegetationszeit auf den Durchmesserzuwachs der Bohrungs- und Fällungsbäume (1940-2013)	175
	Einfluss von Trockenjahren auf den Grundflächenzuwachs von Bohrungs-und Fällungsbäumen sowie den Gesamtbestand	179
5	Diskussion	184
5.1	Relevanz des Forschungsthemas	184
5.2	Verwendetes Datenmaterial und angewendete Methoden	185
	Temporäre Versuchsflächen (Tripletts) in regulär bewirtschafteten Waldbeständen	185
	Rekonstruktion der Bestandesentwicklung für einen 30-jährigen Betrachtungszeitraum	186
	Analyse der wachstumsrelevanten Standortbedingungen	187
	Berechnung von Mischungsanteilen in Mischbeständen	191
5.3	Ergebnisse, Forschungsfragen und -hypothesen	192
5.3.1	Strukturhypothese: Bestandesstruktur in Rein- und Mischbestand	193
	Durchmesserstruktur	193
	Höhenstruktur	194
	Überschirmungsverhältnisse	196
5.3.2	Morphologiehypothese: Baummorphologie in Rein- und Mischbestand	197
	Kronendurchmesser und -länge	197
	Schaffform und Schlankheitsgrad	198

5.3.3	Zuwachshypothese 1: Mittel- bis langfristiges Zuwachsverhalten in Rein- und Mischbestand (Baum- und Bestandesebene)	198
	Bestandeszuwachs	198
	Einzelbaumzuwachs	200
5.3.4	Zuwachshypothese 2: Kurzfristiges witterungsbedingtes Zuwachsverhalten in Rein- und Mischbestand (Baum- und Bestandesebene)	202
	Einfluss wachstumsdeterminierender Monate auf das Zuwachsverhalten von Kiefer und Fichte	204
	Einfluss von Trockenjahren auf das Zuwachsverhalten von Kiefer und Fichte	204
	Auswirkung der Artmischung auf das witterungsabhängige Zuwachsverhalten von Kiefer und Fichte	207
5.4	Waldbauliche Konsequenzen und waldbaulicher Ausblick	209
	Aktuelle und künftige Vorkommen von Kiefern-Fichten-Mischbeständen	209
	Unterschiedliche Entwicklungstypen von Kiefern-Fichten-Mischbeständen	211
	Begründung und Mischungsregulierung in Kiefern-Fichten-Mischbeständen	214
	Steuerung der Mengen- und Wertleistung in Kiefern-Fichten-Mischbeständen	215
5.5	Forschungsausblick	219
6	Literatur	220
7	Anhang	240
7.1	Kronenkarten der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen (Triplets)	240

Liste der verwendeten Abkürzungen

<u>Abkürzung</u>	<u>Erläuterung</u>
Waldwachstumskundliche Größen	
bhd	Brusthöhendurchmesser, Baumdurchmesser in 1,3 m Höhe
bon	Bonität, Bestandeshöhe in definiertem Alter
dg	Durchmesser des Grundflächenmittelstammes
do	Durchmesser der 100 stärksten Bäume
EPS	Expressed population signal
Fi	Fichte
g	Für die Grundfläche wird in der vorliegenden Arbeit anstatt des sonst gebräuchlichen großen <i>G</i> das kleine <i>g</i> verwendet
GLK	Gleichläufigkeit
hd	HD-Verhältnis, Verhältnis von Baumhöhe zu Baumdurchmesser
ha	Hektar
hg	Höhe des Grundflächenmittelstammes
ho	Höhe der 100 stärksten Bäume
id	Durchmesserzuwachs; für Zuwachs (<i>z</i>) wird in der vorliegenden Arbeit der Buchstabe <i>i</i> als Abkürzung für das englische Wort <i>increment</i> verwendet
ig	Grundflächenzuwachs; für Zuwachs (<i>z</i>) wird in der vorliegenden Arbeit der Buchstabe <i>i</i> als Abkürzung für das englische Wort <i>increment</i> verwendet
iv	Volumenzuwachs; für Zuwachs (<i>z</i>) wird in der vorliegenden Arbeit der Buchstabe <i>i</i> als Abkürzung für das englische Wort <i>increment</i> verwendet
ka	Kronenansatz
kd	Kronendurchmesser
Kie	Kiefer
kl	Kronenlänge
LAI	Leaf Area Index (Blattflächenindex)
n	Für die Anzahl beziehungsweise Stammzahl wird in der vorliegenden Arbeit anstatt des sonst gebräuchlichen großen <i>N</i> das kleine <i>n</i> verwendet
SDI	Stand-Density-Index (Bestandesdichteindex nach REINEKE)
v	Für Volumen oder Vorrat wird in der vorliegenden Arbeit anstatt des sonst gebräuchlichen großen <i>V</i> das kleine <i>v</i> verwendet
Boden-/Waldernährungskundliche Größen	
Al	Aluminium
BS	Basensättigung
C	Kohlenstoff
CN	CN-Verhältnis, Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff
Ca	Calcium

<u>Abkürzung</u>	<u>Erläuterung</u>
Boden-/Waldernährungskundliche Größen (Fortsetzung)	
Fe	Eisen
K	Kalium
KAK	Kationenaustauschkapazität
Mg	Magnesium
Mn	Mangan
N	Stickstoff
Na	Natrium
nFK	nutzbare Feldkapazität
P	Phosphor
S	Schwefel
Versuchsstandorte	
ALB	Allersberg
ALZ	Alzenau
BOD	Bodenwöhr
GEI	Geisenfeld
SEL	Selb
SRO	Schrobenhausen
ULÜ	Unterlüß
WEI	Weiden i. d. Oberpfalz
Sonstiges	
BaSIS	Bayerisches Standortinformationssystem
BayWIS	Bayerisches Waldinformationssystem
BWI	Bundeswaldinventur
BZE	Bodenzustandserhebung
GIS	Geoinformationssystem
KWB	Klimatische Wasserbilanz
prec	precipitation, Niederschlag
SGH	Stress-Gradienten-Hypothese
temp	temperature, Temperatur
ÜBK	Übersichts-Bodenkarte
WG	Wuchsgebiet
WKS	Waldklimastation

Kurzzusammenfassung

- Die vorliegende Untersuchung vergleicht das Wachstum der Baumarten Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Fichte (*Picea abies* L. (Karst)) in Rein- und Mischbestand auf Bestandes- und Einzelbaumebene.
- Datengrundlage bilden waldwachstums-, boden- und waldernährungskundliche Analysen auf acht neu angelegten temporären Versuchsflächen (Triplets) sowie Daten der permanenten Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald und des Bayerischen Standortinformationssystems (BaSIS).
- Strukturhypothese: In den untersuchten Kiefern-Fichten-Mischbeständen kommt es im Vergleich zu den korrespondierenden Reinbeständen zu einer intensiveren Raumbesetzung und Ressourcennutzung. Unter den lichten Kiefernkronen wachsen zahlreiche unter- und zwischenständige Fichten. Die Bestandesdichte (Stand-Density-Index (SDI)) nimmt um 10 % zu. Durch eine höhere Mehrfachüberschirmung fällt die Summe der Kronenschirmflächen in den Mischbeständen um mehr als 20 % höher aus. Die Oberhöhenentwicklung der beiden Baumarten wird nicht durch ein Wachstum in Mischung beeinflusst. Im Allgemeinen ist die Baumart Fichte etwa 5 % höher als die Kiefer. Diese Höhenrelation wird von den Standorteigenschaften beeinflusst.
- Morphologiehypothese: Fichten weisen im Mischbestand um 10 % breitere und 37 % längere Kronen auf, Kiefern hingegen 6 % kleinere und 5 % kürzere. Die Ergebnisse zum Schlankheitsgrad (HD-Verhältnis) variieren mit Konkurrenzsituation und Bestandesalter. Fichten im Mischbestand sind im Alter von 20 Jahren tendenziell vollholziger und im Alter von 60 abholziger als im Reinbestand.
- Zuwachshypothese 1 (mittel- bis langfristiger Zuwachs): Auf Bestandesebene ergibt sich in den Mischbeständen (Alterspanne 35 bis 85 Jahre) eine Volumenmehrleistung von 4 %. Hierbei zeigt sich nur die Mehrleistung der Baumart Fichte als schwach signifikant (+ 5 %). Beim Grundflächenzuwachs weicht die Produktionsleistung in den Mischbeständen bei beiden Baumarten signifikant von den Reinbeständen ab: Fichte + 20 %, Kiefer - 7 %. Es resultiert ein Grundflächenmehrzuwachs in den Mischbeständen von 7 %. Hierbei wird das Verhältnis des Volumenzuwachses von Rein- und Mischbeständen von der lokalen Standortgüte beeinflusst. Die Baumart Fichte zeigt insbesondere auf produktiveren Standorten Mehrzuwächse in Mischbeständen. Auf weniger produktiven Standorten und mit nachlassender Dominanz der Fichte profitiert auch die Baumart Kiefer. In Summe verbleibt ein mit zunehmender Standortgüte ansteigender Mehrzuwachs in den Mischbeständen. Auch auf Einzelbaumebene (Alter 70 Jahre) profitiert mit Blick auf die lokale Konkurrenzsituation nur die Baumart Fichte von einem Wachstum in Mischung (+ 18 %). Eine durchschnittliche Kiefer büßt hingegen rund 7 % ihres jährlichen Volumenzuwachses ein. Im Zusammenwirken mit weiteren Einflussgrößen des Einzelbaumwachstums (lokale Bestandesdichte, Einzelbaumvolumen) kommt es auch auf Einzelbaumebene in den Mischbeständen in Summe zu Volumenmehrzuwächsen von etwa 7 % je Hektar und Jahr (Grundflächenzuwachs + 10 %).
- Zuwachshypothese 2 (kurzfristiger witterungsabhängiger Zuwachs): Das kurzfristige witterungsbedingte Zuwachsverhalten unterscheidet sich auf Baum- und Bestandesebene nur bei herrschenden Fichten signifikant zwischen Rein- und Mischbestand. Herrschende Fichten büßen in Trockenjahren im Mischbestand fast 10 % weniger an Zuwachs ein.
- Waldbauliche Konsequenzen: Durch ein gemeinsames Wachstum von Kiefer und Fichte ergeben sich aus waldwachstumskundlicher Sicht keine erkennbaren Nachteile für Holzqualität und -ausbeute sowie Produktionsdauer. Vielmehr ergeben sich in den Mischbeständen bei einzelstamm- beziehungsweise truppweiser Mischung produktionsrelevante Mehrzuwächse. Die Anzahl an wertbestimmenden Zukunftsbäumen kann geringfügig erhöht und das waldbauliche Handeln flexibilisiert werden.

Abstract

- The present study compares the growth of the tree species Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce (*Picea abies* L. (Karst)) in pure (in terms of mono-specific) and mixed stands at the stand and single tree level.
- Data rely on forest growth, soil and forest nutrition analyses on eight newly installed temporary experimental sites (triplets), as well as on data from the permanent forest inventory in the Bavarian State Forest and from the Bavarian Site Information System (BaSIS).
- Structural hypothesis: In the investigated mixed pine spruce stands an increased occupation of growing space and hence a higher use of resources can be observed. Under the sparse crowns of pine numerous suppressed and co-dominant spruces can grow. The stocking density in terms of the Stand-Density-Index (SDI) increases by 10 %. Mainly due to a higher multiple crown overlap, the sum of the crown projection area in the mixed stands is more than 20 % higher than in the pure stands. In contrast, the top height development of the two tree species is not influenced by growth in mixture. Generally, spruce is about 5 % higher than pine. This relation is modified by site characteristics.
- Morphology hypothesis: Spruce trees have 10 % wider and 37 % longer crowns in the mixed stands, while crowns of pine trees are 6 % smaller and 5 % shorter. The results on trunk slenderness (HD ratio) vary with competitive situation and stand age. Compared to pure stands, spruce trees in mixture tend to be more slender at the age of 20 years and less at the age of 60.
- Growth hypothesis 1 (medium to long-term growth): At the stand level, there is an increase (overyielding) of volume increment of 4 % in the mixed stands (age range 35 to 85 years). Only the performance of spruce was found to be weakly significant (+ 5 %). With regard to basal area increment, however, the production in the mixed stands deviates significantly from the pure stands in both tree species: spruce + 20 %, pine – 7 %. This leads to an overall increase (overyielding) in basal area increment in the mixed stands of about 7 %. The ratio of the volume increment of pure and mixed stands is influenced by the local site quality. Spruce displays higher overyielding in mixed stands especially at more productive sites. On less productive sites and with a decreasing dominance of spruce, also pine trees benefit from a growth in mixture. All in all, with an increase of site quality, also overyielding in pine-spruce-mixtures increases. In regard of local tree species competition, at the single tree level (average age of 70 years) only spruce benefits from a growth in mixture (+ 18 %). Unlike in mixture, an average pine tree loses around 7 % of its annual volume growth. In combination with other important factors influencing single tree growth (local population density, single tree volume), annual volume increment increases of about 7 % per hectare and year (basal area increment + 10 %).
- Growth hypothesis 2 (short-term climate-dependent growth): The short-term climate-related growth behaviour differs significantly between pure and mixed stands at tree and stand level only for dominant spruce trees. In drought years such spruce trees lose almost 10 % less in the mixed stands.
- Silvicultural consequences: With regard to the joint growth of pine and spruce, there are no identifiable disadvantages for timber quality and yield as well as production time, at least from a forest growth related point of view. In the case of single-stem or group-wise mixtures even higher annual increment (overyielding) can be achieved. Furthermore, the number of value-determining crop trees can slightly be increased and the silvicultural treatment can be supported.

Zusammenfassung

Mischbestände als forstliche Leitbilder und wissenschaftliche Forschungsobjekte

Mit dem insbesondere in Deutschland und Europa fortschreitenden Aufbau von Mischwäldern und der damit oftmals einhergehenden höheren Baumartendiversität sind eine ganze Reihe von Erwartungen und offenen forst- und naturschutzfachliche Fragen verbunden (Kapitel 1.1, Seite 28). Im Kern geht es um die Frage, wie sich gemischte Waldbestände im Vergleich zu Reinbeständen auf Art und Umfang der Holzproduktion und Kohlenstoffbindung auswirken sowie Stoffkreisläufe und Vorkommen von Tier- und Pflanzenarten und weitere Waldleistungen beeinflussen. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit ausgewertete Literatur zeigt, dass inzwischen umfangreiche Nachweise bestehen, dass sich die Baumartendiversität im Allgemeinen positiv auf die Produktionsleistung sowie weitere Leistungen von Wäldern auswirken kann (Kapitel 1.2, Seite 29). Insbesondere mit Blick auf die Produktionsleistung von artreinen und gemischten Waldbeständen greift die vorliegende Arbeit theoretische Überlegungen zur *Produktion unter Konkurrenz (competitive production)* (VANDERMEER 1992), zu *ökologischen Nischen* und *funktionalen Arteigenschaften (functional traits)* (BAUHUS et al. 2017, HUTCHINSON 1957, LOREAU et al. 2001, YACHI und LOREAU 1999) sowie zur *Stressgradientenhypothese (SGH)* (BERTNESS und CALLAWAY 1994) auf (Kapitel 1.3, Seite 35).

Kenntnisstand zu Vorkommen, Arteigenschaften und gemeinsamem Wachstum von Kiefer und Fichte

Im Fokus der vorliegenden Arbeit stehen die Baumarten Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Fichte (*Picea abies* L. (Karst.)). Die beiden Baumarten machen zusammen etwa ein Viertel der europäischen Waldfläche aus. In Deutschland und Bayern ist der nutzungsgeschichtlich vormals sehr hohe Anteil der Baumarten Kiefer und Fichte aufgrund klimatischer Veränderungen und aktiver Waldumbaubemühungen stark rückgängig. Mit einem Waldflächenanteil von rund 7,7 Mio. Hektar beziehungsweise etwa 50 %, zählen Kiefer und Fichte in Deutschland und auch in Bayern aber weiterhin zu den wichtigsten Baumarten. Noch weitaus größere und auch stabilere europäische Kiefern- und Fichtenvorkommen finden sich allerdings insbesondere in den nord- und osteuropäischen Ländern wie Norwegen, Schweden, Finnland, Polen, Tschechien, Weißrussland, Russland und im Baltikum. Sowohl in diesen Ländern und Regionen als auch in Deutschland kommt ein großer Teil der Kiefern und Fichten in Mischbeständen vor (Kapitel 1.4.2, Seite 43).

Das gemeinschaftliche Wachstum von Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) in Mischbeständen wird im hohen Maße von den spezifischen Eigenschaften der beiden Arten geprägt. Grundsätzlich weisen Kiefer und Fichte mit einer weiten ökologischen Amplitude und großen Überlappungsbereichen der natürlichen Vorkommen, eine Reihe von ähnlichen ökologischen Arteigenschaften auf (Kapitel 1.4.1, Seite 37). Dies betrifft sowohl die Nährstoffansprüche als auch die Frostresistenz und das isohydrische Verhalten, also die starke stomatoäre Kontrolle des Wasserverbrauchs bei eingeschränkter Wasserverfügbarkeit. Zum baumartenspezifischen Wasserverbrauch von Kiefer und Fichte gibt es bis dato sehr widersprüchliche Befunde, da dieser stark von Klima- und Witterungsparametern sowie von der Bestandesstruktur beeinflusst wird. Die Kiefer verfügt bekanntermaßen über ein tieferreichendes Wurzelwerk, wohingegen die Fichte insbesondere die obersten Bodenschichten intensiver durchwurzelt. Das oberirdische Wachstum der Kiefer ist durch eine geringere spezifische Blattmasse und einen geringeren Blattflächenindex gekennzeichnet. Folglich weist die Kiefer eine deutlich größere Kronentransparenz und einen geringeren Lichtextinktionsfaktor auf als die Fichte. Auch die Kronenplastizität, also die Variabilität der Kronenausdehnung fällt bei der Kiefer geringer aus als bei der Fichte. Mit Blick auf den altersabhängigen Zuwachsgang ist die Kiefer der Fichte nur in frühester Jugend im Höhen- und Volumenzuwachs überlegen.

Nicht nur aus forstwissenschaftlichen Gründen, sondern auch aus forstpraktischen und -wirtschaftlichen Erwägungen wurden bereits Ende des 19. beziehungsweise Anfang des 20. Jahrhunderts von SCHWAPPACH (1909), SCHILLING (1925) und WIEDEMANN (1939b) erste Versuche unternommen, das gemeinschaftliche Wachstum von Kiefer und Fichte zu analysieren und zu beschreiben. In Kapitel 1.4.3 ist das von damals bis heute entstandene waldwachstumskundliche Wissen zu Mischbeständen aus Kiefer und Fichte zusammenfassend dargestellt. Aus mehreren dieser Studien geht hervor, dass sich das gemeinschaftliche Wachstum von Kiefer und Fichte auf Bestandesstruktur und Einzelbaummorphologie auswirkt. Dabei werden offenbar insbesondere die Konkurrenzsituation und Bestandesdichte beeinflusst, die Höhenentwicklung der Einzelbäume und Bestände hingegen weniger. Im Vergleich zum gewichteten Mittel korrespondierender Reinbestände weist die Mehrzahl von Studien einen höheren relativen laufenden Volumenzuwachs für Kiefern-Fichten-Mischbestände nach. Dieser liegt zwischen + 20 und 40 %. Über das witterungsabhängige Zuwachsverhalten von Kiefer und Fichte in Rein- und Mischbestand ist hingegen bislang weniger bekannt. Auch ein belastbarer Vergleich der Produktionsleistung über ein gesamtes Bestandesleben (Gesamtwachstum) fehlt bisher.

Insgesamt ist es in den zurückliegenden hundert Jahren damit nur im begrenzten Umfang gelungen, allgemeingültige Aussagen zur Produktivität und Struktur von Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte zu treffen. Dies liegt insbesondere daran, dass vergleichende Untersuchungen mit erheblichem Aufwand und Schwierigkeiten verbunden sind. Hierzu zählen insbesondere die zu erfüllenden Ansprüche an die Alters-, Standort- und Strukturhomogenität der zu vergleichenden Bestände. Hinzu kommt die Tatsache, dass Mischungsreaktionen in hohem Maße vom Bestandesalter und den allgemeinen standörtlichen Rahmenbedingungen wie Boden und Klima abhängig sind.

Fragestellungen und Hypothesen der vorliegenden Untersuchung

Ausgehend von den nicht abschließend beantworteten wissenschaftlichen Fragen vergleicht die vorliegende Untersuchung das gemeinschaftliche Wachstum von Kiefer und Fichte in Mischbeständen mit dem Wachstum in korrespondierenden Reinbeständen. Hierbei wurde als übergeordnete Nullhypothese unterstellt, dass sich die Entwicklung, also der mittel- und kurzfristige Zuwachs (*Zuwachshypothesen 1 u. 2*) auf Einzelbaum- und Bestandesebene sowie die Bestandesstruktur (*Strukturhypothese*) und die Einzelbaummorphologie (*Morphologiehypothese*) der beiden Baumarten nicht zwischen Rein- und Mischbeständen unterscheidet (Kapitel 1.5, Seite 54). Ferner wurde unterstellt, dass hierauf auch die Standortbedingungen keinen Einfluss nehmen.

Material und Methoden der vorliegenden Untersuchung

Für einen baumartenbezogenen Vergleich von Rein- und Mischbeständen liefern grundsätzlich solche Versuchsflächen die beste Datengrundlage, die systematisch und nach statistischen Kriterien angelegt und langfristig beobachtet werden. Es gibt weltweit bislang allerdings nur sehr wenige solcher Versuche und die wenigen vorhandenen bilden überwiegend nur frühe Phasen der Bestandesentwicklung ab. Zudem umfassen die Versuche nur in einigen wenigen Fällen die Baumartenmischung von Kiefer und Fichte (s. Tabelle 3, Seite 47). Auch im bayerischen langfristigen ertragskundlichen Versuchsflächennetz mit seinen insgesamt 151 Versuchen, 934 Versuchsparzellen und 181 Hektar Fläche fehlen entsprechende Versuche weitestgehend. Mit Blick auf die Parametrisierung des einzelbaumbezogenen Waldwachstumssimulators SILVA (PRETZSCH et al. 2002) wurden Mitte der 1990er Jahre einige Mischbestandsversuche als Wuchserien (unechte Zeitreihenversuche) angelegt, darunter auch der einzige bayerische Mischbestandsversuch mit den Baumarten Kiefer und Fichte. Allerdings fehlen auch bei diesem Versuch die für einen bestandes-

weisen Vergleich erforderlichen standörtlich und altersmäßig vergleichbaren Reinbestände der beiden Arten. Insgesamt konnte in der vorliegenden Arbeit kein Vergleich des Wachstums von Kiefer und Fichte in Rein- und Mischbeständen auf Basis von langfristigen Versuchsflächen erfolgen.

Aufbauend auf den methodischen Überlegungen von KENNEL (1965), LEBOURGEOIS et al. (2013), PRETZSCH et al. (2010) und ZANG (2011) wurden daher im Rahmen der vorliegenden Arbeit in den Jahren 2013 und 2014 acht temporäre Versuche in etwa 70 jährigen Waldbeständen (60 bis 93 Jahre) angelegt (Kapitel 2.3.2, Seite 62). Alle acht Versuchsstandorte umfassen jeweils drei Parzellen und bilden sogenannte *Triplets*; darunter eine etwa 800 m² große Mischbestandsparzelle der Baumarten Kiefer und Fichte in überwiegend einzelstammweiser Mischung, sowie je Baumart eine etwa 400 m² große Reinbestandsparzelle. Sieben der Versuchsstandorte liegen in repräsentativen Wuchsräumen Bayerns und ein Versuchsstandort in der norddeutschen Tiefebene in Niedersachsen (siehe Karte in Abbildung 10, Seite 64).

Für Fragen, die auf Grundlage der temporären Versuchsflächen nicht beantwortet werden konnten, wurden ergänzend die Daten der systematischen Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald (BAYSF 2015) herangezogen. Diese Inventurdaten dienten ferner dazu das Standortspektrum der temporären Versuchsflächen zu ergänzen und die dort gewonnenen Erkenntnisse zu verproben.

Wenngleich die Triplets in bisher regulär bewirtschafteten Waldbeständen angelegt wurden, spiegeln die Versuche vergleichsweise hohe Bestandesdichten wider und zeigen ein weitgehend ungestörtes, anzunehmenderweise *natürliches* Bestandesgefüge. Um die Bestandesstruktur und die Einzelbaummorphologie auf Grundlage von konventionellen waldwachstumkundlichen Messmethoden möglichst umfassend beschreiben zu können, wurden an allen Parzellenbäumen unter anderem folgende waldmesskundliche Parameter erhoben: Baumart, Baumposition (Stammfußkoordinaten), Brusthöhen- und Stockdurchmesser, Baumhöhe, Kronenansatzhöhe und Kronenradius in vier Himmelsrichtungen (Kapitel 3.1.1, Seite 70). Um auch bewirtschaftungs- und mortalitätsbedingte Baumabgänge über einen möglichst langen Zeitraum abbilden zu können, wurden ergänzend zum stehenden Bestand auch der ausgeschiedene Bestand über eine Inventur der Baumstümpfe erfasst (Baumart, Baumposition, Ausscheidezeitpunkt). Die Entwicklung des stehenden Bestandes wurde rückblickend über maximal 30 Jahre anhand von Bohrkernen sowie auf Grundlage von Triebblängenrückmessungen an Fällungsbäumen rekonstruiert (Kapitel 3.1.3, Seite 72). Die Fällungsbäume wurden auch für die sektionsweise Gewinnung von Stammscheiben und die darauf aufbauenden Zuwachs- und Schaftformrekonstruktionen genutzt.

Zentrales Ziel der vorliegenden Arbeit war es, Wachstumsparameter wie Volumen- und Grundflächenzuwachs und Strukturparameter wie Grundfläche, Vorrat und Stammzahl aber auch Höhen- und Durchmesser- und Verteilung der Baumarten Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand sowohl auf Baumarten-, als auch auf Bestandesebene zu vergleichen. Insbesondere mit Blick auf die Wachstumskenngößen wurde hierzu auf *Bestandesebene* zum einen das rekonstruierte, also beobachtete Wachstum der Kiefern-Fichten-Mischbestände mit dem Wachstum rechnerischer Mischbestände verglichen. Dieses ließ sich aus den benachbarten Reinbeständen herleiten. Hierzu wurden je Versuchsstandort und Aufnahmezeitpunkt die jeweiligen Reinbestände von Kiefer und Fichte auf Basis der ermittelten Baumartenanteile im Mischbestand reduziert und zu einem rechnerischen Mischbestand aufsummiert. Damit entspricht der rechnerische Mischbestand der Linearkombination, die sich aus den beiden korrespondierenden Reinbeständen ergibt (*Erwartungswert des Mischbestandes*). Mit Blick auf die Baumartenebene lassen sich zum anderen die Anteile

von Kiefer und Fichte im Mischbestand analog zu rechnerischen Reinbeständen hochskalieren (*Erwartungswert des Reinbestandes*) und so mit den realen Reinbeständen vergleichen (Kapitel 3.1.7, Seite 78).

Wichtige Eingangsgröße bei beiden Vergleichen ist der Baumartenanteil im Mischbestand. Zur Berechnung der Baumartenanteile in Mischbeständen steht grundsätzlich eine Reihe von Methoden zur Verfügung. Hergebrachte Verfahren berücksichtigen allerdings überwiegend nicht, dass die verschiedenen Baumarten unterschiedliche Flächen (Standräume) für ihr Wachstum benötigen. Aufbauend auf den Überlegungen und Empfehlungen von DIRNBERGER und STERBA (2014), PRETZSCH und FORRESTER (2017, S. 137 ff.) und STERBA et al. (2014) zur Berücksichtigung des baumartenspezifischen Raumbedarfs, wurde der Anteil der Baumarten Kiefer und Fichte im Mischbestand in der vorliegenden Arbeit wie in der Untersuchung von PRETZSCH und SCHÜTZE (2015) auf Basis des artspezifischen *Stand-Density-Index (SDI)* nach REINEKE berechnet.

Auf Einzelbaumebene kann sich das zwischen Rein- und Mischbeständen gegebenenfalls veränderte Wachstum sowohl in der Baummorphologie als auch im Baumzuwachs niederschlagen. In der vorliegenden Arbeit wurden daher unter anderem auch folgende Einzelbaummerkmale analysiert: echte und unechte Formzahl, Verhältnis von Höhe zu Durchmesser (*HD-Verhältnis*), Höhe, Kronendurchmesser, Kronenlänge sowie Grundflächen und Volumenzuwachs. Der Einzelbaumzuwachs hängt im Allgemeinen von der Einzelbaumdimension, Standortgüte und lokalen Konkurrenzsituation ab. Mit Blick auf einen Vergleich von Rein- und Mischbestand kommt dabei der Beschreibung der lokalen Konkurrenzsituation eine besondere Bedeutung zu. In der vorliegenden Studie wurde ein Analyseansatz gewählt, der bereits in mehreren Studien zur Anwendung kam (PRETZSCH und BIBER 2010; DIELER und PRETZSCH 2012, 2013). Dieser Ansatz beschreibt die lokale Konkurrenzsituation (Bestandesdichte) in einem baumindividuellen Einzugsbereich und differenziert dabei zwischen inner- und zwischenartlicher Konkurrenz.

Die Witterungs- oder auch Klimasensitivität von Kiefer und Fichte in Rein- und Mischbeständen wurde auf Grundlage von Jahrringauswertungen an Bohrspänen und Stammscheiben sowie Auswertungen von jährlichen Witterungsdaten analysiert. Untersucht wurden hierbei allgemeine Witterungs-Zuwachsbeziehungen (*response coefficients/functions*) sowie Zuwachsverluste in Trockenjahren (Kapitel 3.1.8, Seite 81).

Die bodenbürtigen Standorteigenschaften der temporären Versuchspartellen wurden insbesondere auf Grundlage von Bodenproben analysiert. Die Ergebnisse der Bodenanalysen wurden durch walderkennungskundlichen Untersuchungen ergänzt. Sowohl die boden- als auch walderkennungskundlichen Aufnahmen und Auswertungen orientierten sich am Standard der bundesweiten Bodenzustandserhebung (BZE).

Standörtliche, walderkennungskundliche und klimatische Repräsentativität und Vergleichbarkeit der temporären Versuchsfelder

Die Humusschicht der temporären Versuchsfelder ist durchschnittlich 10,7 cm (Median 10,8 cm) mächtig und bewegt sich damit im Vergleich zum Untersuchungskollektiv der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II) im Bereich rohumusartiger Mineralbodenaufgaben. Die vorherrschende Mineralbodenarten auf den temporären walderkennungskundlichen Versuchsfeldern sind nach der Klassifizierung der Kartieranleitung 5 (KA5) (AG BODEN 2005) *reine Sande* und *schwach lehmige* oder *tonige Sande*. Diese Bodenarten gehören zur Bodenartengruppe der *Lehmsande* oder *Reinsande*. Über alle Standorte hinweg bewegt sich der Sandanteil im untersuchten Bodenraum bis 150 cm Tiefe bei durchschnittlich 86,3 % (Ton 7,8 %, Schluff 5,9 %). Im direkten Vergleich mit den Ergebnissen der BZE II zeigt sich, dass auf den

temporären Versuchsflächen ein vergleichsweise enger und homogener Texturausschnitt nährstoffarmer Braunerden untersucht wurde.

In Verbindung mit den geringen Tonanteilen fällt auch die Kationenaustauschkapazität der Versuchsstandorte niedrig aus ($456 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1}$). Die Versuchsflächen repräsentieren diesbezüglich das untere Viertel der bayerischen Waldstandorte. Auch die Basenausstattung der temporären Versuchsflächen liegt fast durchweg im sehr niedrigen Bereich (Median 12,5 %) und entspricht den untersten zehn Prozent der bayerischen Waldstandorte. Mit Blick auf die Basensättigung dominieren die Tiefenverlaufstypen vom Typ 4 und 5 (KÖLLING et al. 1996). Dies entspricht einer fast ausschließlichen Konzentration basischer Kationen in den obersten Bodenhorizonten und einer Bodenreaktion überwiegend im Aluminiumpufferbereich (mittlerer pH-Wert 4,02).

Auch der Gesamtstickstoff liegt an den temporären Versuchsstandorten mit $5,69 \text{ t ha}^{-1}$ deutlich unter dem bayernweiten Durchschnittswert von rund 10 t ha^{-1} und tendiert nach dem Bewertungsrahmen der forstlichen Standortaufnahme (FSA 2003) bereits in Richtung *gering*. Entsprechend liegen die Stickstoffwerte der temporären Kiefern-Fichten-Versuchsflächen fast ausschließlich im untersten Viertel aller bayerischen BZE-Punkte. Das CN-Verhältnis, also die Relation von Kohlenstoff- und Stickstoffvorräten der organischen Auflage und obersten 10 cm des Mineralbodens bewegt sich über alle Versuchsstandorte hinweg bei 29,3 und ist ein deutlicher Hinweis auf eine vergleichsweise niedrige Stoffabbaurate und Stickstoffverfügbarkeit.

Die waldernährungskundlichen Ergebnisse der temporären Versuchsflächen bestätigen im Vergleich mit den Nadelproben der BZE die geringere Nährstoffverfügbarkeit an den untersuchten Standorten. Darüber hinaus bestätigen die Ergebnisse auch die weitgehend ähnliche Nährstoffausstattung und damit die waldernährungs- und waldwachstumskundliche Vergleichbarkeit der Baumarten in Rein- und Mischbeständen.

Die vergleichsweise hochauflösenden boden- und waldernährungskundlichen Untersuchungen haben allerdings auch gezeigt, dass zwischen den Versuchspartellen einzelner Versuchsstandorte bemessene standörtliche Unterschiede bestehen. Aus waldwachstumskundlicher Sicht wurden diese Unterschiede als nachrangig eingestuft (s. hierzu Kapitel 4.1.4, Seite 121 ff.), da deren unmittelbare waldwachstumskundliche Ergebnisrelevanz gering ist. Zudem kann das Untersuchungskollektiv mit seinem engen Standortspektrum schon in sich als weitgehend miteinander vergleichbar eingestuft werden.

Mit Blick auf die bodenkundliche Repräsentativität der vorliegenden Untersuchung kann angeführt werden, dass das enge Standortspektrum der untersuchten *oligothrophen* (basenarmen), bestenfalls *mesotrophen* (mittelbasischen) Braunerden aus Flug-, Terrassen- und Geschiebesanden oder sandig verwitterndem Ausgangsgestein wie Sandstein oder Granit zugleich die häufigsten Bodentypengruppen in Mittel- und Nordeuropa abbildet. In Deutschland finden sich ähnliche Bodenverhältnisse auf großen Flächen in den süd- und mitteldeutschen Mittelgebirgen und in der gesamten norddeutschen Tiefebene. Alleine in Bayern macht die Gruppe der Braunerden und Podsol-Braunerden mit den spezifischen Textureigenschaften der untersuchten temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte etwa 150.000 Hektar beziehungsweise rund 6 % der Waldfläche aus.

Mit Blick auf die klimatische Repräsentativität bilden die temporären Versuchsstandorte, trotz ihrer aus einer gesamteuropäischen Perspektive geringen geografischen Ausbreitung, einen vergleichsweise großen

Teil des mitteleuropäischen Klimaraumes ab und bieten zahlreiche ökologische und waldwachstums-kundliche Anknüpfungsmöglichkeiten nach Nord- und Osteuropa. Die rechnerisch hergeleitete Länge der Vegetationszeit beträgt über alle Standorte hinweg 161 Tage (141 bis 174 Tage) und die Jahresdurchschnittstemperatur 8,2 °C (6,7 bis 9,3 °C). Die durchschnittliche Summe der Jahresniederschläge aller Versuchstandorte beträgt 746 mm (686 bis 808 mm).

Waldwachstumskundliche Repräsentativität und Vergleichbarkeit der temporären Versuchsflächen

In Ergänzung zu den standortkundlichen Analysen wurde in der vorliegenden Arbeit überprüft, inwieweit zwischen den neu angelegten temporären Versuchstandorten und –parzellen wachstumsrelevante systematische Abweichungen zum Beispiel im Hinblick auf Bestandesalter und zurückliegende Bewirtschaftung bestehen. Zugleich wurde analysiert inwieweit die Versuchsflächen nicht nur standortkundlich, sondern auch waldwachstumskundlich repräsentativ sind.

An sechs von acht der temporären Versuchstandorte weicht das Alter zwischen den Reinbeständen und dem korrespondierenden Mischbestand um weniger als 10 Jahre voneinander ab. Die Baumalter innerhalb der einzelnen Bestände variieren kaum. Auch die Entnahmemengen im Rahmen zurückliegender Durchforstungen unterscheiden sich kaum zwischen den Beständen und blieben deutlich hinter den Zuwächsen zurück. Die untersuchten Bestände weisen damit einheitlich vergleichsweise hohe Bestandesdichten auf, die über dem Durchschnitt der Daten der Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald liegen.

Ausgehend von den geringfügigen Standortunterschieden und Altersabweichungen zwischen den Versuchspartellen der jeweiligen Versuchstandorte zeigen sich zum Teil auch nachweisbare Unterschiede in der Höhenwuchsleistung der aufstockenden Bestände. Diese betragen zwischen Rein- und Mischbestandsparzellen über alle rekonstruierten Aufnahmezeitpunkte hinweg bei der Baumart Kiefer durchschnittlich 1,5 m und bei der Fichte 1,7 m. Positive und negative Abweichungen halten sich dabei die Waage und sind offenbar zufällig bedingt. Die zum Anlagezeitpunkt der temporären Versuchsflächen in den Jahren 2013 und 2014 beobachteten Unterschiede in der Oberhöhe fallen bei der Kiefer mit 1,5 m vergleichbar und bei der Fichte mit 2,0 m noch etwas höher aus. Auch bei diesen Werten ist die Richtung der Abweichung zwischen Rein- und Mischbeständen unsystematisch.

Mit Blick auf die Repräsentativität der vorliegenden Untersuchung wurden auch die Oberhöhenentwicklung sowie die Dichte-Zuwachsbeziehung der temporären Versuchsflächen mit Daten der permanenten Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald verglichen (Kapitel 4.1.4, Seite 128). Auf diese Weise konnte gezeigt werden, dass die temporären Versuchsflächen insgesamt einen zentralen, tendenziell aber etwas unterdurchschnittlichen Leistungsbereich des bayerischen Fichtenwachstums abbilden. Die Kiefer repräsentiert auf den Versuchsflächen hingegen eher durchschnittliche bis überdurchschnittliche Verhältnisse des bayerischen Kiefernwachstums.

Waldwachstumskundliche Ergebnisse zur Strukturhypothese (Bestandesstruktur in Rein- und Mischbestand)

Die waldwachstumskundlichen Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zu Bestandesdichte, Durchmesser- und Höhenverteilung und Kronenschirmfläche belegen, dass die in Kapitel 1.5 formulierte *Strukturhypothese* (Nullhypothese) unter den untersuchten Wachstumsbedingungen verworfen werden muss. Es bestehen statistisch nachweisbare Unterschiede in der Bestandesstruktur von Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte.

Die Bestandesdichte (*Stand-Density-Index (SDI)* nach REINEKE) steigt in den untersuchten Mischbeständen gegenüber den korrespondierenden Reinbeständen um 10 % an. Hierzu tragen mit + 13 % die Baumart Fichte und mit + 8 % in geringeren Umfang auch die Kiefer bei (Kapitel 4.2.1, Seite 137). Auch die Durchmesser-Verteilung in den Kiefern-Fichten-Mischbeständen wird maßgeblich von der schattentoleranteren Baumart Fichte beeinflusst. Unter den vergleichsweise lichten Kieferkronen wächst im Mischbestand eine größere Anzahl von lebensfähigen schwächeren Fichten und es ergeben sich rechtsschiefe Durchmesser-Verteilungen (Kapitel 4.2.2, Seite 141) mit signifikant höheren Spannweiten (PRETZSCH und SCHÜTZE 2015). Entsprechend fällt der Mitteldurchmesser der Baumart Fichte mit durchschnittlich 18,4 cm über alle Aufnahmezeitpunkte und Standorte hinweg um 15 % niedriger aus als in den Reinbeständen. Das Kiefernkollektiv in den Mischbeständen zeigt hingegen bei einem beobachteten durchschnittlichen Mitteldurchmesser von 25,5 cm und einem mittleren Durchmesser der 100 stärksten Bäume von 32,9 cm einen jeweils signifikanten Anstieg um 6 %.

Ferner kommt es in den Mischbeständen zu einer ausgeglicheneren Verteilung der Baumhöhen über alle Höhenstufen hinweg (Kapitel 4.2.2, Seite 141). Nach den weiterführenden Analysen des hier untersuchten Datenmaterials bei PRETZSCH und SCHÜTZE (2015) weisen nach den Durchmesser-Verteilungen auch die Höhen-Verteilungen der Mischbestände eine größere Spannweite auf. Der höhere Anteil kleinerer Fichten führt auf den untersuchten temporären Versuchsflächen dazu, dass die Mittelhöhe der Fichte in den Mischbeständen über alle Aufnahmezeitpunkte und Standorte hinweg mit durchschnittlich 18,6 m um 11 % niedriger ausfällt als in den benachbarten Reinbeständen (Seite 143). Bei der Kiefer zeigte sich hingegen kein signifikanter Unterschied zwischen Rein- und Mischbeständen. Bei der Oberhöhe konnte für beide Baumarten kein Unterschied festgestellt werden.

Neben der baumartenspezifischen Oberhöhenentwicklung in Rein- und Mischbeständen wurden in dieser Arbeit auch die allgemeine Höhenrelation zwischen Kiefer und Fichte analysiert. Anknüpfend an andere Studien liegt diesen Analysen die Annahme zugrunde, dass die Höhenrelation als ein guter Weiser für die alters- und standortabhängige Konkurrenzrelation zwischen den beiden Baumarten dienen kann. Die hierfür ausgewerteten Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald belegt, dass die Fichte alters- (ohne Jungbestände < 30 Jahre) und standortübergreifend durchschnittlich etwa 5 % höher ist als die Kiefer (Kapitel 4.1.4, Seite 130). Differenziert man die Standorte stärker, so nimmt die Dominanz der Fichte erwartungsgemäß mit zunehmender Basenausstattung der Standorte zu. Da die Basenausstattung maßgeblich an Texturmerkmale wie die Korngrößenzusammensetzung geknüpft ist, konnte ebenfalls gezeigt werden, dass die Fichte bei einem Sandanteil von etwa 60 % und entsprechend niedrigen Ton- und Schluffanteilen allenfalls die Höhe der Kiefer erreicht, diese aber nicht mehr überwachsen kann.

Mit Blick auf die Konkurrenzrelation und Raumbesetzung in Kiefern-Fichten-Mischbeständen bietet die vorliegende Arbeit im Unterschied zu vorangegangenen Studien einen weiterführenden Einblick in den Kronenraum. Sie liefert damit einen mechanistischen Erklärungsbeitrag zur Produktivitätsrelation der untersuchten Rein- und Mischbestände (Kapitel 4.2.2, Seite 146). Auf den artreinen Kiefern- und Fichtenparzellen macht die Summe der Kronenschirmfläche 108 % beziehungsweise 121 % der Parzellenfläche aus, in den Mischbeständen hingegen fast 143 %. Ein Mehr an Bäumen sowie breitere (+ 10 %) und längere (+ 37 %) Fichtenkronen und nur unwesentlich kleinere (- 6 %) und kürzere (- 5 %) Kieferkronen führen zu einem Anstieg der Mehrfachüberschirmung und der relativen Kronenschirmflächensummen und damit schlussendlich zu einem Anstieg der photosynthese- und produktionsrelevanten Kronenfläche. In Anlehnung an die Überlegungen von KELTY (1992, Seite 192) werden hierbei offenbar vergleichsweise

ineffiziente Teile der Schattenkrone der Lichtbaumart Kiefer durch effizientere Schattenkronenteile der Halbschattbaumart Fichte ersetzt. Dadurch erhöht sich nicht nur die Gesamtmenge des absorbierten Lichts, sondern auch dessen effizientere Nutzung. Der beobachtete Verlust an Kronenfläche der Kiefer hat mit Blick auf die gesamte Raumbesetzung in den Mischbeständen nur eine untergeordnete Bedeutung, da die Kiefer nur 34 % zur Gesamtüberschirmung beiträgt, wohingegen die im Kronenraum der Mischbestände profitierende Baumart Fichte 66 % beisteuert.

Waldwachstumskundliche Ergebnisse zur *Morphologiehypothese (Einzelbaummorphologie in Rein- und Mischbestand)*

Auch die in Kapitel 1.5 formulierte *Morphologiehypothese* (Nullhypothese) muss in weiten Teilen auf Basis der vorliegenden Ergebnisse verworfen werden. Auf Ebene der Baumarten bestehen zwischen Rein- und Mischbeständen erkennbare Unterschiede in der Einzelbaummorphologie, die neben der bereits zuvor beschriebenen Kronenausformung (Kapitel 4.2.3, Seite 149) auch die Schaftform und den Schlankheitsgrad der Bäume umfassen (Kapitel 4.2.3, Seite 151 ff.). Letztlich konnten aber nur die zuvor genannten Ergebnisse zur Kronenausdehnung statistisch abgesichert werden, wohingegen anhand des HD-Verhältnisses (*Schlankheitsgrad*) nur Tendenzen aufgezeigt werden konnten. Demnach verändern sich im Mischbestand die baumartenspezifischen Schlankheitsgrade in Abhängigkeit von Konkurrenzsituation beziehungsweise Bestandesalter. Beispielsweise sind Fichten im Alter von 20 Jahren im Mischbestand schlanker als korrespondierende Fichten im Reinbestand. Im Alter von etwa 60 Jahren verhält es sich genau umgekehrt. Aufgrund einer geringeren Lichtkonkurrenz durch die beigemischte Kiefer, bilden Fichten in diesem Altern in Mischbeständen längere Kronen und weniger schlanke Stämme aus.

Waldwachstumskundliche Ergebnisse zur *Zuwachshypothese 1 (Mittel- bis langfristiger Zuwachs auf Baum- und Bestandesebene in Rein- und Mischbestand)*

Aufgrund der veränderten Konkurrenz- und Wachstumsbedingungen in den Kiefern-Fichten-Mischbeständen musste auch die formulierte *Zuwachshypothese 1* (Nullhypothese) verworfen werden. Im Vergleich zu den korrespondierenden Reinbeständen kommt es in den Mischbeständen der acht temporären Versuchstandorte sowohl auf Bestandes-, als auch auf Einzelbaumebene zu einem veränderten Zuwachsverhalten und in der Summe zu Mehrzuwächsen.

Bei einem mittleren jährlichen Volumenzuwachs von $17,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ergibt sich gegenüber dem gewichteten Mittel der korrespondierenden Reinbestände (*Erwartungswert*) eine Volumenmehrleistung von 4,0 % (*overyielding*) (Kapitel 4.2.1, Seite 134). Für die abgedeckte Alterspanne von etwa 35 bis 85 Jahren zeigt sich allerdings nur die Mehrleistung der Baumart Fichte auf dem 10 %-Niveau als signifikant (+ 5 %). Die Kiefer zeigt auf dem ausgewählten Standortspektrum lediglich indifferente Ergebnisse. Beim Grundflächenzuwachs weicht die Produktionsleistung in den Mischbeständen hingegen bei beiden Baumarten signifikant von den Reinbeständen ab: Fichte + 20 %, Kiefer - 7 % (Kapitel 4.2.1, Seite 133). Unter Berücksichtigung der höheren Mischungsanteile der Fichte resultiert für die Mischbestände letztlich ein Grundflächenmehrzuwachs von 7 % (*overyielding*).

Auf Grundlage der umfassenden bodenkundlichen Untersuchungen konnte in der vorliegenden Arbeit zudem nachgewiesen werden, dass das Verhältnis des laufenden periodischen Volumenzuwachses von Rein- und Mischbeständen von der lokalen Standortgüte beeinflusst wird. Die Baumart Fichte zeigt insbesondere auf produktiveren Standorten Mehrzuwächse in den Mischbeständen (Kapitel 4.2.1, Abbildung 49, Seite 137). Auf weniger produktiven Standorten profitiert mit nachlassender Dominanz der Fichte im

bemessenen Umfang auch die Baumart Kiefer von einem Wachstum in Mischung. Durch das artspezifische Zusammenwirken von Kiefer und Fichte verbleibt am Ende ein mit zunehmender Standortgüte ansteigender Mehrzuwachs in den Mischbeständen. Anders als zunächst anzunehmen, stehen diese Befunde nicht im Widerspruch zur *Stress-Gradienten-Hypothese (SGH)*. Dazu ist zu berücksichtigen, dass mit zunehmender Standortgüte und Wuchskraft insbesondere das Licht als wachstumslimitierender Faktor (*Stressor*) wirkt und dieser Stress insbesondere für die Baumart Fichte durch ein gemeinschaftliches Wachstum mit der Kiefer abgemildert wird.

Die offenbar konkurrenzreduzierende Wirkung der Kiefer auf die Baumart Fichte ließ sich in der vorliegenden Untersuchung auch anhand des modellbasierten Einzelbaumzuwachses zum Anlagezeitpunkt der temporären Versuchsflächen in den Jahren 2013 und 2014 nachweisen (Kapitel 5.3.3, Seite 200). Danach profitiert in der Altersphase von durchschnittlich 70 Jahren nur die Fichte von einer lokalen Beimischung der anderen Art. Eine Fichte mit einem Einzelbaumvolumen von 1 m³ und einer 50 %igen Kiefernbeimischung in unmittelbarer Nachbarschaft verfügt über einen um etwa 18 % gesteigerten jährlichen Volumenzuwachs. Eine vergleichbare Kiefer mit einer 50 %igen Fichtenbeimischung in der unmittelbaren Umgebung büßt hingegen rund 7 % ihres jährlichen Zuwachses ein. Durch das Zusammenwirken von wachstumsfördernden Effekten (Kiefernkonkurrenz für Fichte, höheres Einzelbaumvolumen der Kiefern) und wachstumshemmenden Effekten (Fichtenkonkurrenz für Kiefer, höhere Bestandesdichte) kommt es in den Mischbeständen bei überwiegend einzelbaumweiser Betrachtung zu Volumenmehrzuwachsen von etwa 7 % je Hektar und Jahr (Grundflächenzuwachs + 10 %).

Waldwachstumskundliche Ergebnisse zur Zuwachshypothese 2 (Kurzfristiges, witterungsbedingtes Zuwachsverhalten auf Baum- und Bestandesebene in Rein- und Mischbestand)

Anknüpfend an etablierte Praxiseinschätzungen (BECK et al. 2012) und wissenschaftliche Studien (ZANG 2011) zeigte sich auch auf den temporären Versuchsflächen (Triplets), dass der Durchmesser- beziehungsweise Grundflächenzuwachs der Baumart Fichte sensitiver auf Witterungseinflüsse wie Temperatur und Niederschlag reagiert als der der Kiefer. Der in Kapitel 4.2.5 (Seite 177) für den Zeitraum der Jahre 1940 bis 2013 ermittelte allgemeine Zusammenhang von witterungsbedingter Wasserverfügbarkeit und Baumzuwachs zeigte, dass bei der Fichte ein Trockenereignis wie beispielsweise das Jahr 2003 zu einem beobachteten Rückgang des Durchmesserzuwachses um durchschnittlich 16,3 % führt. Wohingegen der Zuwachsrückgang bei der Kiefer nur 13,8 % ausmacht. Drastischer stellt sich die Situation dar, wenn man nur den Grundflächenzuwachs der Baumart Fichte in den Trockenjahren 1947, 1952, 1959, 1964, 1976, 2003 betrachtet (Seite 180). Die Fichte leistete in diesen Jahren durchschnittlich nur noch etwa 81 % des Zuwachses der dreijährigen Zuwachsperiode vor dem Trockenjahr, die Kiefer hingegen immerhin noch fast 88 %. Sowohl bei Betrachtung der allgemeinen Witterungs-Zuwachsbeziehung als auch bei ausschließlicher Betrachtung von extremen Trockenjahren war allerdings statistisch kein Unterschied zwischen Rein- und Mischbestand nachweisbar. Bei alleiniger Betrachtung der herrschenden Fichten zeigte sich in Trockenjahren jedoch sehr wohl ein statistisch nachweisbarer Unterschied zwischen Rein- und Mischbeständen. Im Reinbestand büßen herrschende Fichten rund 38 % ihres vorherigen Zuwachses ein (Seite 181). Im Mischbestand beträgt der Zuwachsverlust hingegen nur rund 29 %. Die Kiefer büßte mit durchschnittlich 17 % im Misch- und 15 % im Reinbestand deutlich weniger an Zuwachs ein. Sie zeigte dabei auch keinen nachweisbaren Unterschied zwischen den Bestandestypen.

Überträgt man das durchmesserabhängige Zuwachsverhalten von herrschenden und unter- und zwischenständigen Bohrungsbäumen in einem Trockenjahr wie dem Jahr 2003 auf das gesamte Bestandeskollektiv

eines Hektars, so zeigt sich folgendes Bild: Gerade Fichten-Reinbestände erleiden bei einem hohem initialen Zuwachsniveau und hohem prozentualen Zuwachseinbruch große absolute Zuwachsverluste in Trockenjahren. Der absolute Zuwachsverlust im Trockenjahr und den darauffolgenden zwei Verlustjahren betrug insgesamt $0,8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ und entspricht in dieser Altersphase dem Verlust von etwa 70 % eines durchschnittlichen Zuwachsjahres. Der korrespondierende rechnerische Verlust im Mischbestand fiel hingegen mit $0,7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ geringer aus, wenngleich der Unterschied nicht statistisch signifikant war. Gepaart mit einem noch geringeren Zuwachseinbruch der Baumart Kiefer von etwa $-0,2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ führt dies in den Fichten-Mischbeständen ($-0,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) zu einer signifikanten Abpufferung von trockenheitsbedingten Zuwachsverlusten.

Schlussendlich muss die *Zuwachshypothese 2* aber weitgehend beibehalten werden und kann nur für herrschende Fichten verworfen werden. Deren kurzfristiges witterungsbedingtes Zuwachsverhalten unterscheidet sich auf Baum- und Bestandesebene signifikant zwischen Rein- und Mischbestand.

Waldbauliche Konsequenzen und waldbaulicher Ausblick

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bieten zahlreiche Anknüpfungspunkte für die Begründung und Behandlung verbleibender oder noch entstehender Kiefern-Fichten-Mischbestände. Bedeutung dürften die Ergebnisse auch für Kiefern-Fichten-Vorkommen in anderen europäischen Ländern haben. Die vorliegende Untersuchung hat zum Beispiel etabliertes wissenschaftliches und forstpraktisches Wissen bestätigt, wonach die Verbreitung von Kiefern-Fichten-Mischbeständen und deren lokale Ausprägung im hohen Maße von den jeweils herrschenden Boden- und Klimabedingungen abhängig ist.

Grundsätzlich können in Anlehnung an die Beobachtungen von SCHILLING (1925), SCHULZE (1972) und SCHWAPPACH (1909) anhand der Bestandesstruktur folgende drei Entwicklungstypen von Kiefern-Fichten-Mischbeständen unterschieden werden: $\text{Kie} \approx \text{Fi}$, $\text{Kie} > \text{Fi}$ und $\text{Kie} < \text{Fi}$ (siehe auch Kapitel 5.4, Seite 212). Der Typ $\text{Kie} \approx \text{Fi}$ spiegelt weitgehend ausgeglichene Konkurrenzverhältnisse von Kiefer und Fichte wider und ist in Mittel- und Nordeuropa grundsätzlich auf den meisten mäßig nährstoff- und wasserversorgten, schwach lehmigen oder tonigen Sanden möglich. Auf nährstoffärmeren flachgründigen oder sandigeren sowie sehr feuchten Standorten nimmt die Höhenwuchsleistung der Fichte stärker ab als die der Kiefer, so dass die Kiefer von der Jugend an dominiert; es resultieren Bestände vom Typ $\text{Kie} > \text{Fi}$. Auf feuchteren und nährstoffreicheren, in der Regel lehmigeren Standorten bildet sich der Entwicklungstyp $\text{Kie} < \text{Fi}$ aus. In diesem Bestandestypus dominiert die Fichte die Höhenentwicklung deutlich früher im Bestandesleben (ab ca. 50-70 Jahren); unter besonders günstigen Bedingungen in Mitteleuropa zum Teil sogar bereits ab der frühesten Jugend. Mit zunehmender Höhenüberlegenheit der Fichte gerät die Kiefer unter Lichtkonkurrenz und wird in ihrer seitlichen Kronenentwicklung eingeengt, was schließlich bis zu ihrem Ausfall führen kann.

Hinweise auf derzeitige und künftige bayerische Vorkommen des Bestandestypus $\text{Kie} \approx \text{Fi}$ konnten in der vorliegenden Arbeit näherungsweise aus dem baumartenspezifischen Anbaurisiko BECK et al. (2012) und dem von FALK et al. (2015) modellierten Höhenwachstumspotenzial der Baumarten Kiefer und Fichte abgeleitet werden. Ein Wachstum *auf Augenhöhe* mit der Fichte ist der Kiefer anzunehmenderweise nur in den für sie besonders günstigen Wuchsräumen in Nord- und Nordostbayern und am südlichen und nordwestlichen Jura- und westlichen Keuperrand möglich. Dort zeigt die Kiefer vergleichsweise hohes relatives Höhenwachstum. Umgekehrt fällt das relative Höhenwachstum der Kiefer in dem durch kalkhaltige alpine

Schotter und Lösseinwirkung und vergleichsweise hohe Jahresniederschläge gekennzeichnete westliche Alpenvorland geringer aus. Ähnliches gilt für den südostbayerischen Raum (Bayerischer Wald).

Mit Blick auf die waldbauliche Behandlung vorhandener oder künftig entstehender Kiefern-Fichten-Mischbestände stand in der vorliegenden Arbeit der Typus Kie \approx Fi im Fokus, da dieser zum einen von hoher flächenmäßiger und waldbaulicher Relevanz ist und zum anderen auch im Wesentlichen dem hier untersuchten Typus entspricht.

In Beständen vom Typ Kie \approx Fi unterscheiden sich Kiefer und Fichte in der Jugend in der Höhenentwicklung. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung haben gezeigt, dass die Kiefer der Fichte in der ersten Hälfte des Bestandeslebens (bis zum Alter von etwa 35 Jahren) in der Höhenentwicklung überlegen ist. Im fortgeschrittenen Bestandalter gleichen sich die Höhen aber an und die Arten koexistieren ohne schwerwiegende gegenseitige Beeinträchtigungen. Die in der Jugend verringerte Konkurrenz durch die Fichte fördert in den untersuchten Mischbeständen die Einzelbaumstabilität junger Kiefern. Mit Blick auf die Schneebruchanfälligkeit von jungen Kiefern, dürfte das gemeinschaftliche Wachstum mit der Fichte damit stabilitätsfördernd wirken und könnte dazu beitragen, arbeitsintensive Pflegemaßnahmen zu reduzieren.

Gegebenenfalls abweichend von etablierten waldbaulichen Verfahren und bisherigen Zielvorstellungen sollten etwaige künftige Kiefern-Fichten-Mischbestände auch bei zusätzlicher Beteiligung der in besonderer Weise waldbaubrelevanter Baumart Buche weniger auf eine räumliche (kleinbestandsweise) Trennung der Baumarten abzielen, sondern auf deren möglichst enge räumliche Verzahnung. Denn wie in der vorliegenden und in weiteren Untersuchungen gezeigt werden konnte, resultieren Mischbestandseffekte vornehmlich aus zwischenartlichen Nachbarschaftsbeziehungen. Diese führen in den hier untersuchten Kiefern-Fichten-Mischbeständen zu einer höheren Zahl unter- und zwischenständiger Fichten sowie zu hauptständigen Fichten mit tendenziell breiteren und längeren Kronen. Nach den hier gewonnenen Erkenntnissen sollten unter- und zwischenständige Fichten im Rahmen von Durchforstungseingriffen erhalten bleiben. Wenngleich die Wirkung von unter- und zwischenständigen Bäumen auf den Hauptbestand noch nicht abschließend geklärt ist, zeichnen sich diese bei der Baumart Fichte in Trockenjahren durch geringere Zuwachseinbrüche als hauptständige Bäume aus (s. a. PRETZSCH et al. 2018) und wirken sich anzunehmenderweise auch positiv auf das Bestandesinnenklima aus (Licht, Temperatur). Über den Erhalt oder die Entnahme des Fichten-Unter- und -Zwischenstands lässt sich ferner sehr gezielt die Lichteinwirkung auf den Boden und so die Verjüngungsaktivität steuern. Aufgrund unter- und zwischenständiger Bäume, sind Kiefern-Fichten-Mischbestände im Vergleich zu Reinbeständen besser in der Lage, management- oder störungsbedingte Grundflächenabsenkungen abzupuffern.

Mit Blick auf geeignete Grundflächenhaltungen von Kiefer und Fichte in Rein- und Mischbeständen konnte in der vorliegenden Arbeit anhand von ausgewählten Inventurpunkten im bayerischen Staatswald (BAYSF 2015) veranschaulicht werden, dass sich zum Beispiel eine *zuwachsoptimale* Grundflächenhaltung der Kiefern-Fichten-Mischbestände auf dem ausgewählten Standortspektrum in einem engen Bereich von etwas über $40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ im Alter von 30 bis 40 Jahren und über $60 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ im Alter von 70 bis 80 Jahren bewegt. In Kiefern-Reinbeständen zeigt die abgeleitete Dichte-Zuwachs-Beziehung im Alter von 70 bis 80 Jahren über ein relativ breites Grundflächenspektrum ($40\text{-}55 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) weitgehend konstante Kiefernzuwächse von etwa $9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Drastische Grundflächenabsenkungen führen in den Kiefernbeständen allerdings zu Zuwachsverlusten. Die Absenkung der Grundfläche von *zuwachsoptimalen* $46 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ auf unter $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (ca. - 40 %) führt zu jährlichen Zuwachsrückgängen von rund 15 %. Bei der Fichte stellt sich ein

vergleichbarer Zuwachsrückgang ab einer Grundfläche von etwa $40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ein; in den ausgewerteten Kiefern-Fichten-Mischbeständen bei rund $37 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. 40 %ige Grundflächenabsenkungen führen letztlich zunächst in fast allen untersuchten Bestandestypen zu einer etwa 15 %ige Zuwachsreduktion. Durch die Beimischung haupt- sowie unter- und zwischenständigen Fichte sind Kiefern-Fichten-Mischbestände allerdings besser in der Lage Grundflächenabsenkungen zu kompensieren.

Neben der Flächenleistung sind für waldbauliche Behandlungskonzepte von Kiefer und Fichte auch einzelstammbezogene vermarktungstechnische Vorgaben zu Stammdimensionen und Holzqualität ausschlaggebend. Die Anzahl von zu pflegenden und zu entwickelnden Zukunftsbäumen (Z-Bäume) orientiert sich hierbei maßgeblich an den baumartenspezifischen Standraumansprüchen. In Relation zu anderen Baumarten weisen Kiefer und Fichte ähnliche Standraumansprüche auf (PRETZSCH und ZENNER 2017). In Kiefern-Fichten-Mischbeständen kann die Anzahl an Z-Bäumen aufgrund der höheren Tragfähigkeit der Mischbestände etwas über dem Mittelwert der beiden Arten im Reinbestand liegen. In Anlehnung an die Z-Baumzahlen in den waldbaulichen Behandlungsgrundsätzen der Bayerischen Staatsforsten (BAYSF 2014a, 2014b) erscheinen in Kiefern-Fichten-Mischbeständen Größenordnungen von $125\text{-}140 \text{ N ha}^{-1}$ als denkbar. Dies entspricht durchschnittlich einem Standraum pro Baum von etwa $70 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ und einem Abstand zwischen den Z-Bäumen von etwa 8,5 m.

Mit Blick auf die angestrebte sogenannte *Zielstärke* sehen die Behandlungsgrundsätze im Staatswald für die Fichte einen Durchmesser von 45 cm vor. Ab dieser Dimension wird folglich mit der Endnutzung der Hauptwertträger des Bestandes begonnen. Bei der Kiefer gelten Orientierungswerte von ebenfalls mindestens 45 cm auf besseren (*Kiefern-*)Standorten und von 40 cm auf schwächeren Standorten. Die jeweils hundert stärksten Bäume der hier untersuchten temporären Versuchsflächen ($\approx 5\text{-}15\%$ der Parzellenbäume) erreichen diese Zielvorgaben auf den wuchskräftigeren Standorten nach etwa 65-80 Jahren. Auf den schwächeren Standorten dauert es bei dem vorgefundenen Behandlungsregime etwa 90-110 Jahre bis zum Eintritt in die möglich Zielstärkennutzung. Eine Differenzierung zwischen Rein- und Mischbeständen muss nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung nicht vorgenommen werden. Aufbauend auf den Ergebnissen von SPATZ (2015) und in Anlehnung an die Auswertungen von PRETZSCH und RAIS (2016) ergeben sich bei den Holzeigenschaften der herrschenden Bäumen in den Mischbeständen als maßgebliche Wertträger nur geringfügige Qualitätsunterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen. Auch hinsichtlich der Ausbeute (Formzahl = Vollformigkeit) zeigt sich kein Unterschied zwischen den Bestandestypen.

Fazit und Ausblick

In der vorliegenden Arbeit konnte für ein repräsentatives Standortsspektrum gezeigt werden, dass das gemeinschaftliche Wachstum von Kiefer und Fichte in Mischbeständen bis ins fortgeschrittene Bestandesalter ohne größere wechselseitige Beeinträchtigungen möglich ist. Dies führt zu einer intensiveren Raumbesetzung sowie Ressourcennutzung und folglich zu einem Mehrzuwachs. Getragen wird diese Mehrleistung maßgeblich von der Baumart Fichte, die durch eine verminderte zwischenartliche Konkurrenz durch die Baumart Kiefer vom gemeinschaftlichen Wachstum profitiert. Im Einklang mit der Stressgradientenhypothese nimmt die positive Wirkung der Mischbestände mit zunehmender Wuchskraft der Standorte und damit zunehmender Konkurrenz um die wachstumslimitierende Ressource Licht (Stressor) zu. Herrschende Fichten zeigen im Mischbestand zudem sogar eine höhere Trockenheitstoleranz in Extremjahren.

Ungeachtet des Wissenszugewinns durch die vorliegende Arbeit, besteht weiterhin Bedarf an vergleichenden Untersuchungen in Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte insbesondere in

folgenden Themengebieten: mittel- bis langfristiger Einfluss der Baumarten auf Humus und Mineralboden, standortabhängiger Wasserhaushalt, Mortalitätsanalysen zum Beispiel im Hinblick auf Bestandesdichte, Insekten und Sturm, Mischung mit weiteren Baumarten (Mehrartenmischungen).

Summary

Mixed-species forests as guiding principles in forestry and scientific research objects

In Germany and other parts of Europe pure, mono-specific forest stands are widely being converted into mixed-species forests with a larger share of broadleaved trees and often a higher tree species diversity. In the field of forestry and nature conservation high expectations, but also a lot of open questions are linked to mixed forests (chapter 1.1, page 28). Some of the most pressing questions are how mixed-species forests influence wood-production, carbon-sequestration, nutrient and water cycling, as well as the abundance of other plants and animals, and the provision of other forest goods and services.

According to the extensive literature review of this work there is strong evidence that tree-species diversity has a predominantly positive effect on forest productivity and other forest services (Chapter 1.2, page 29). Referring to the methodological framework established in the reviewed literature, the present study adopts considerations on *competitive production* (VANDERMEER 1992), *ecological niches* and *functional traits* (BAUHUS et al. 2017, HUTCHINSON 1957, LOREAU et al. 2001 and YACHI and LOREAU 1999), as well as the *Stress Gradient Hypothesis (SGH)* (BERTNESS and CALLAWAY 1994) (chapter 1.3, page 35)

State of knowledge: species occurrences and characteristics and common growth of Scots pine and Norway spruce

The present study focusses on the two tree species Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce (*Picea abies* L. (Karst.)). Pure (mono-specific) and mixed stands of Scots pine and Norway spruce together constitute about a quarter of the European forest area. The share of pine and spruce is continuously decreasing, due to climatic changes and strong efforts in converting vulnerable mono-specific coniferous forests into more stable mixed-species forests. With a share of about 7.7 million hectares pine and spruce still represent more than 50 % of Germany's forest coverage and, thereby, still are the most important tree species. However, the largest and far more stable occurrences of Scots pine and Norway spruce can be found in northern, specifically north-eastern, European countries, such as Norway, Sweden, Finland, Poland, Czech Republic, Belarus, Russia, and the Baltic states. In these countries and regions, as well as in Germany, large parts of the pine and spruce occurrences can be found in mixed forest stands (chapter 0, page 43).

The growth of mixed stands of Scots pine and Norway spruce is strongly influenced by the individual growth characteristics and specific interactions of both species. According to their wide ecological niches and large overlap of their natural distributions, both species share many common growth requirements and characteristics, such as nutrition, frost hardiness, and isohydric behaviour in case of water shortage (chapter 1.4.1, page 37). Though, regarding the species-specific overall water consumption, there are still many uncertainties remaining, especially due to the strong interaction of this variable with site, climate, and stand-characteristics. Nevertheless, it has been proven that pine trees generally have a deeper reaching root system, whereas spruce trees preferably root in the upper humous soil layers. Furthermore, the aboveground growth of pine is characterised by a smaller specific leaf mass and a smaller leaf area index (*LAI*), compared to spruce. Consequently, pine has a higher crown transparency and a lower light extinction factor (page 40). Also, the crown plasticity, in terms of the horizontal and vertical crown expansion potential, remains smaller for pine. Regarding the age-dependant height and volume growth, pine is able to outcompete spruce only in the very early development stages (youth).

From the late 19th to the early 20th century famous forest scientists like SCHWAPPACH (1909), SCHILLING (1925) and WIEDEMANN (1939b) were the first to apply systematic scientific approaches towards the common growth of Scots pine and Norway spruce in mixed stands. The majority of the growth-related scientific knowledge gathered from then onwards can be found in an overview in chapter 1.4.3 on page 46. A series of studies indicate that the joined growth of pine and spruce influences stand structure and single tree morphology. It appears that especially single tree competition and overall stand density is affected. In contrast, height growth on tree or stand level seems to be less or not affected at all. Consequently, the majority of the reviewed studies indicate a 20 % to 40 % higher relative annual volume growth of pine-spruce-mixtures, compared to the weighted mean of the corresponding mono-specific stands. However, far less is known about the weather or climate dependant growth reactions of mixed or mono-specific stands of pine and spruce. Also, a reliable comparison of the overall production of a whole rotation period (*total yield*) is lacking so far.

Hence, in the last hundred years the scientific approaches were not able to comprehensively answer all the questions regarding the comparison of the productivity and structure of mixed and mono-specific stands of Scots pine and Norway spruce. Certainly, the complexity and demanding prerequisites of comparative yield studies have contributed to this issue. Some of the essential requirements are the comparability of soil, orology and main stand characteristics like age and structure. Additionally, mixing reactions are strongly influenced by stand development stage and general site characteristics like soil and climate.

Questions and hypotheses of the present study

Based on the whole range of scientific questions that are still not answered conclusively, the present study compares the joint growth of Scots pine and Norway spruce in mixed stands with the growth in corresponding pure (mono-specific) stands. Here, as a superordinate null hypothesis, it was assumed that the development, i.e. the medium- and short-term growth (*growth hypotheses 1 and 2*) at individual tree and stand level, as well as the stand structure (*structural hypothesis*) and single tree morphology (*morphology hypothesis*) of the two tree species, does not differ between pure and mixed stands (Chapter 1.5, page 54). Furthermore, it was assumed that the site conditions do not have any influence on that.

Material and methods of the present investigation

Reliable growth comparisons of pure and mixed forest stands generally require randomised, longterm, and replicated experiments across several study sites. To date, however, there are only few such experiments worldwide and they, so far, only represent early stages of stand development. Furthermore, these experiments only occasionally include the tree species mixture of Scots pine and Norway spruce (see table 3, page 47). Even within the 151 trials and 934 experimental plots of the Bavarian network of long-term yield experiments, such mixing trials are so far largely missing. Only with regard to the parameterization of the single-tree based forest growth simulator SILVA (PRETZSCH et al. 2002), a series of mixed stand trials (spurious time series trials) was created in the mid-1990s, including the only Bavarian mixed stand trial with pine and spruce. Unfortunately, due to its single tree-based approach, comparable pure stands of the two species are missing at this experimental site. Overall, the present study could not compare the growth of pine and spruce in pure and mixed stands on the basis of long-term experimental trials.

Building on the methodological considerations of KENNEL (1965), LEBOURGEOIS et al. (2013), PRETZSCH et al. (2010) and ZANG (2011), in the years 2013 and 2014 eight temporary forest yield experiments were established in 70 years (60 - 93) old forest stands (chapter 2.4.2, page 51). All eight test sites comprise three

plots (so-called *triplets*); one 800 m² *mixed plot* comprising both tree species (pine and spruce) as a single-tree mixture, as well as two separate 400 m² *pure plots* of the two species. Seven out of eight experimental sites are located in representative geographical regions in Bavaria. Additionally, one triplet is located in the lowlands of northern Germany (Lower Saxony) (see map in figure 10, page 64).

In regard to questions that could not be resolved based on the temporary experimental sites (triplets), data from the permanent systematic random sample inventory in the Bavarian State Forest (BAYSF 2015) were used. This inventory data also served as a supplement to the site spectrum of the temporary experimental sites and to verify the knowledge gained there.

Although the triplets were established in previously regularly managed forest stands, the experiments still reflect comparatively high stocking densities and more or less undisturbed, presumably *natural*, stand structures. To be able to describe the stand structure and the single tree morphology as comprehensively as possible, the following forest parameters were surveyed on all plot trees: tree species, tree position (stem foot coordinates), breast height and pole diameter, tree height, crown base and crown radius in four cardinal directions (chapter 3.1.1, page 70). Removed and dead trees were recorded via an inventory of tree stumps (tree species, tree position, time of excretion) to document management and mortality-related tree withdrawals over the longest period of time possible. The development of the standing stock was retrospectively reconstructed for a maximum of 30 years on the basis of wood cores taken at breast height and on the basis of length measurements of annual shoots of felled trees (chapter 3.1.3, page 72). The felled trees were also used for the section-wise extraction of stem discs and subsequent trunk-form reconstructions.

The main aim of the present work was to compare growth parameters, such as volume and basal area growth, structural parameters, such as basal area, standing timber stock, and stem number, as well as height and diameter distribution of pine and spruce tree species in pure and mixed stands at tree species level and at stand level. In particular, with regard to the growth parameters at stand level, the reconstructed, i.e. observed, growth of the mixed pine-spruce stands was compared to the growth of estimated mixed stands at the stand level. These estimated stands were derived from the neighboring pure stands. For this purpose, for each experimental site and reconstructed survey time, the respective pure stand of pine and spruce were reduced on the basis of the observed tree species shares in the corresponding mixed stand and summed up to a computational mixed stand. Thus, the estimated mixed stand corresponds to the linear combination that results from the two corresponding pure stands (*expected value of the mixed stand*).

Conversely, with regard to the tree species level, the share of pine and spruce in the mixed stand can be upscaled analogously to a computational pure stand of one hectare (*expected value of the pure stand*) and, thus, compared with the observed results of the pure stands (chapter 3.1.7, page 78). Important inputs for both comparisons are the individual proportions of the tree species in the mixed stands. In principle, a whole array of different methods is available for calculating tree species shares in mixed stands. However, methods commonly used in the past did not consider the differing growing space requirements of the various tree species. Based on the considerations and recommendations of DIRNBERGER and STERBA (2014), PRETZSCH and FORRESTER (2017) and STERBA et al. (2014) the present study calculated the proportion of pine and spruce in the mixed stands following the methodology of PRETZSCH and SCHÜTZE (2015), on the basis of the species-specific stand-density index SDI according to REINEKE.

At the individual tree level, the potentially differing growth between pure and mixed stands may be reflected both in tree morphology and in tree growth. Among other things, the following individual tree features were analysed in the present study: true and spurious stem taper, height-to-diameter ratio (HD ratio), height, crown diameter, crown length as well as basal area and volume increment. Single tree growth generally depends on the individual tree dimension, site quality and local competitive situation. With regard to a comparison of pure and mixed stands, the description of the local competitive situation is of particular importance. The present study selected an analytical approach that has already been used in other studies (PRETZSCH and BIBER 2010, DIELER and PRETZSCH 2012, 2013). This approach describes the local competitive situation in a tree-specific catchment area as the local Stand-Density-Index and the local intra- and inter-specific competition (local mixing proportion).

The climatic sensitivity of pine and spruce in pure and mixed stands was analysed based on year ring width of wood cores and stem discs and annual weather data from the years 1940 to 2013. The analyses focused on general weather-growth-relationships (*response coefficients/functions*), as well as on specific growth losses in drought years (chapter 3.1.8, page 81).

The soil-borne site characteristics of the temporary trial plots were analysed on the basis of soil samples. The results of the soil survey were supplemented by forest (needle) nutrition analyses. Fieldwork and analyses were performed according to the standards of the national soil survey (Bodenzustandserhebung, BZE)

Site characteristics, forest nutrition and climatic representativeness and comparability of the temporary trial areas

The average horizontal thickness of the humus layer of the temporary experimental sites is 10.7 cm (median 10.8 cm). According to the data of the second soil survey in Bavaria (BZE II), this mainly represents raw-humus-like mineral soil coverings. The prevalent mineral soil types on the experimental sites are pure sands and weakly clayey or loamy sands, according to the classification of the German national Soil Mapping Guide 5 (*Kartieranleitung 5*) (AG BODEN 2005). These soil types belong to the group of sands or loam-sands. Across all locations, the proportion of sand in the examined soil horizons up to a depth of 150 cm averages about 86.3 % (clay 7.8 %, silt 5.9 %). In comparison to the overall results of the BZE II, it can be seen that in the present study a comparatively narrow and homogeneous texture section of nutrient-poor brown earths was investigated.

In accordance with the low clay content, the cation exchange capacity of the test sites is fairly low ($456 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1}$). Thereby, the triplets represent the lower quarter of the Bavarian forest sites. Also, the base saturation of the temporary experimental sites is very low (median 12.5 %) and represents the lowest ten percent of the Bavarian forest sites. In regard to the base saturation in the different soil horizons, the type 4 and 5 of the depth gradients after KÖLLING et al. (1996) dominate. The mean pH-value of 4.02 indicates soil reactions mainly in the so-called *aluminum buffer range*.

With a total nitrogen stock of 5.69 t ha^{-1} the temporary experimental sites are well below the Bavarian average of around 10 t ha^{-1} . According to the forest site classification framework (FSA 2003) the observed soil-based nitrogen stock can almost be classified as low. Accordingly, the nitrogen values of the temporary pine spruce trial areas are almost exclusively in the lowest quarter of all Bavarian BZE points. The CN ratio, i.e. the ratio of carbon and nitrogen reserves of the organic soil layer and the top 10 cm of the mineral soil, is 29.3 over all test sites.

Compared to the Bavarian BZE needle samples, the nutritional results of the temporary experimental sites confirm the low soil-based nutrient availability at the sites investigated. In addition, the results also confirm the similar nutritional properties and, thus, the comparability of the tree species in pure and mixed stands. Nevertheless, the soil and needle nutrition analyses have also shown slight site differences between the individual plots of some of the six analysed experimental sites. From a forest-growth point of view, these differences were finally classified as negligible (see chapter 4.1.4, page 121), as their direct relevance to forest growth was shown to be low. Conversely, from a more global perspective the research collective as a whole with its very restricted site spectrum can be considered comparable per se.

However, in terms of the pedological representativeness of this study, the narrow site spectrum depicts the most common soil types in central and northern Europe. Here these are *oligotrophic* (low basic), at best *mesotrophic* (middle basic), brown earths from eolian, fluvial and moraine sands or sandy weathering material from sandstone or granite. In Germany, similar soil conditions can be found on large areas in the southern and central German low mountain ranges and in the entire northern German lowlands. In Bavaria alone, the group of brown earths and podsol brown earth with the specific texture properties of the investigated temporary experimental sites accounts for around 6 % of the forest area or about 150,000 hectares.

Also, regarding the climatic representativeness, the temporary experimental sites cover a comparatively large part of the Central European climate area and thus offer numerous links for ecological and forest-growth research work in Northern and Eastern Europe. The calculated length of the vegetation period is about 161 days across all experimental sites (141 - 174 days) and the average annual temperature 8.2 °C (6.7 – 9.3 °C). The average total annual rainfall of all trial sites is 746 mm (686 - 808 mm).

Forest growth representativeness and comparability of the temporary experimental sites

In addition to the site-specific analyses, this study also examined the extent to which there are systematic growth-related differences between the temporary experimental sites and plots, for example with regard to stand age and past management. At the same time, it was examined to what extent the trial sites are representative regarding the forest growth level.

At six out of eight of the temporary trial sites, the age between the pure stands and the corresponding mixed stand does not differ by more than 10 years. The tree ages within the individual stands hardly varied. Also, the removal quantities of past thinnings barely differed between the stands and remained clearly below the annual increment. The survey consistently indicated comparatively high stocking densities, which were higher than the average of the data of the random sample inventory in the state forest.

Based on the minor differences in site conditions and stand age, the plots at the individual experimental sites also show some detectable differences in height growth. These height differences between pure and mixed plots amount to an average of 1.5 m for pine and 1.7 m for spruce over the whole reconstructed observation period of 30 years. Positive and negative deviations are in balance and appear to be random. The even more precise height measurements at the time of installation of the temporary trials in the years 2013 and 2014 also show a comparable magnitude of deviation, with 1.5 m for pine and 2.0 m for spruce. In regard to the forest-growth related representativeness of this study, the top-height development as well as the density-increment relationship of the temporary experimental sites was compared to data from the permanent sample inventory in the Bavarian State Forest (chapter 4.1.4, page 128). In this way, it could be shown that the temporary experimental sites show a common, but slightly below average, performance

range of Bavarian spruce growth. In contrast, investigated pine trees tend to represent average to above-average conditions of Bavarian pine growth.

Forest-growth-related results on the structure hypothesis (stand structure in pure and mixed stands)

The forest-growth-related results of the present work on population density, diameter, and height distribution and crown projection area show that the stand structure hypothesis (null hypothesis) formulated in Chapter 1.5 must be discarded under the investigated growth conditions. There are statistically demonstrable differences in the stand structure of pure and mixed stands of the tree species pine and spruce.

For example, the stocking density (Stand-Density-Index (SDI) according to REINEKE) in the examined mixed stands increases by 10 % compared to the corresponding pure stands. Spruce (+ 13 %) is primarily contributing to this and as is, to a lesser extent, pine (+ 8 %; chapter 4.2.1, page 137). The distribution of diameters in the pine-spruce mixed stands is also significantly influenced by the more shadow-tolerant spruce trees. Beneath the comparatively light pine crowns, a larger number of viable, weaker spruces are found in the mixed stands, resulting in right-skewed diameter distributions (chapter 4.2.2, page 141) with significantly higher spans (PRETZSCH and SCHÜTZE 2015). Accordingly, with 18.4 cm the mean diameter of spruce is, across all reconstructed survey periods and locations, on average about 15 % lower than in the pure stands. In contrast to an average mean diameter of 25.5 cm and a mean diameter of the 100 strongest trees of 32.9 cm, the pine collective in the mixed stands shows a significant increase of 6 %.

Furthermore, in the mixed stands a more even distribution of tree heights across the different height levels can be observed (chapter 4.2.2, page 141). According to the further analyses of the present data material examined at PRETZSCH and SCHÜTZE (2015), the height-distributions of the mixed stands show a generally wider span. The higher proportion of smaller spruces in the mixed stands on the investigated temporary experimental plots leads to a significantly lower mean height of spruce. The average mean height of spruce of about 18.6 m over all observation periods and locations equals - 11 %, when compared to the adjacent pure stands (page 143). The mean height of pine showed no significant difference between pure and mixed stands. For both tree species top-height development up to the observed mean age of about 70 years showed no differences between pure and mixed stands.

In addition to the question of tree-specific top-height development in pure and mixed stands, a series of evaluations were made in this work on the general height relation between pine and spruce. These analyses were based on the assumption that the height relation can be a good guide to the age- and site-dependent competition relation between the two tree species. Data from the Bavarian State Forest inventory show that spruce is on average (without young stock < 30 years) more than 5 % higher than pine (chapter 4.1.4, page 130).). As expected, the dominance of spruce continues to increase with increasing base saturation of sites. Base saturation is strongly linked to texture features such as the grain size composition. Hence, in this study it could be shown that up to a maximum sand content of approximately 60 % spruce is still able to reach the height of pine but is no longer able overgrow and outcompete it.

In regards to the competition relation and growing space occupation in mixed pine and spruce stands, this thesis offers, for the first time, deeper insights into the canopy and thus provides a contribution to a mechanistic understanding of the productivity relation of the examined pure and mixed stands (chapter 4.2.2, page 146). On the pure experimental plots of the temporal experimental sites, the sum of the crown projection area is about 108 % of the parcel area for pine and 121 % for spruce but almost 143 % in the mixed

stands. An increase in tree numbers, wider (+ 6 %) and longer (+ 37 %) spruce crowns, and only marginally smaller (- 6 %) and shorter (- 5%) pine crowns, increase the multiple overlap and, hence, the sum of crown projection area; thus, there ultimately is an increase in the photosynthetic and production-relevant crown surface. Referring to the considerations of KELTY (1992, page 192), comparatively inefficient parts of the lower crown of the light-demanding tree species (i.e., pine) are replaced by more efficient crown parts of the more shade tolerant spruce trees. This does not only increase the total amount of absorbed light, but also it's more efficient use. The observed reduction of crown projection area of pine in the mixed stands has only a minor significance regarding its share of the total growing space occupancy in the mixed stands. Pine only accounts for about 34 % of the total crown projection area, whereas spruce contributes the remaining 66 % and strongly benefits in the canopy of mixed stands.

Forest-growth-related results on the morphology hypothesis (single-tree morphology in pure and mixed stands)

On the basis of the present results the *morphology hypothesis* (null hypothesis) formulated in Chapter 1.5 also has to be rejected in large parts. At the tree species level there are recognizable differences in the single tree morphology between pure and mixed stands. Differences include the crown shape described in the section above (see also chapter 4.2.3, page 149), as well as stem taper and slenderness (chapter 4.2.3, page 151). However, only the above mentioned results for crown shape could be statistically verified, whereas for the HD-ratio (slenderness) only the following trends could be shown. The tree species-specific slenderness levels in the mixed stands vary depending on the competitive situation and stand age. For example, at the age of 20 years spruce trees in the mixed stands tend to be more slender than corresponding trees in the pure stands. At the age of approximately 60 years, it is the other way around. Apparently, due to the reduced light competition from the admixed pine trees, spruce trees have longer crowns and less slender trunks in mixture.

Forest-growth-related results on the growth hypothesis 1 (medium to long-term growth at tree and stand level in pure and mixed stands)

Due to the changes in competition and growth in the pine-spruce mixtures, the formulated *growth hypothesis 1* (null hypothesis) also had to be rejected. In comparison to the corresponding pure stands, the mixed stands at the eight temporary experimental sites showed a significant change in growth, both at the stand level, and at the individual tree level (overyielding).

With an average annual volume production of $17.1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ the mixed stands were characterised by an increase (*overyielding*) of about 4.0 % in comparison to the weighted mean of the corresponding pure stands (*expected value*) (chapter 4.2.1, page 134). However, on the selected site spectrum and the covered age-span of about 35 - 85 years, only the overyielding of spruce (+ 5 %) was found to be significant at the 10 % level. No significant changes in volume growth in pure and mixed stands were detected for pine trees. In terms of basal area growth, however, the production output in the mixed stands differed significantly from the pure stands in both tree species: spruce + 20 %, pine - 7 % (chapter 4.2.1, page 133). Taking into account the higher mixing proportions of spruce, the mixed stands on average showed an over yielding in basal area growth of about + 7%.

On the basis of the extensive soil analyses of the present work, it could also be shown that the ratio of the annual periodic volume increment of pure and mixed stands is influenced by local site quality. According to this, spruce displays an enhanced volume increment in mixed stands, especially on more productive sites

(chapter 4.2.1, page 137). At less productive sites, with a declining dominance of spruce, pine also benefits from a growth in mixture to a certain extent. Together, this leads to an increasing mixing effect with an increase in site fertility. Contrary to our previous understanding, these findings are not in contradiction to the *stress gradient hypothesis* (SGH), considering that with an increase in site quality and vigour, light, in particular, becomes the limiting factor (stressor). Especially concerning the growth of spruce, this stressor is obviously strongly mitigated by the admixed and less light absorbing pine trees.

The competition-reducing effect of pine on spruce could also be detected in the present study by using the model-based single tree growth in the years 2013 and 2014 (chapter 5.3.3, page 200). Accordingly, at the age of approximately 70 years, only spruce will benefit from a local admixture. A spruce tree with a single tree volume of 1 m³ and a 50 % pine admixture in its immediate vicinity has an annual increase in volume growth of about 18 %. In contrast, a comparable pine tree with a 50 % spruce admixture in its immediate vicinity loses around 7 % of its annual growth. Due to the combination of growth-promoting effects (pine competition for spruce, higher individual tree volume of pine trees) and growth-inhibiting effects (spruce competition for pine, higher stand density), the mixed stands show an increase in volume increment of about 7% per hectare and year (basal area increment + 10 %).

Forest-growth-related results on the growth hypothesis 2

(Short-term, climate-related growth behaviour at tree and stand level in pure and mixed stands)

Referring to established practice assessments (BECK et al. 2012) and scientific studies (ZANG 2011), the temporary experimental sites (triplets) of the present study demonstrated that, compared to pine, the diameter and basal area increment of spruce reacts more sensitive to climate respectively weather conditions, such as temperature and precipitation. The general correlation of weather-related water availability and tree growth, which in chapter 4.2.5 (page 177) was determined for the period of the years 1940 to 2013, revealed that a drought event, such as in the year 2003, leads to an observed decline in diameter growth of spruce by 16.3 %; meanwhile, the decline of pine growth measures only about 13.8 %.

The effects are even more drastic when only assessing the basal area increment of spruce trees in the drought years 1947, 1952, 1959, 1964, 1976, 2003 (page 180). In these years spruce only produced an average of 81 % of the increment of three preceding years prior to the drought event. Pine, however, still produces almost 88 % in these years. Statistically, no difference between pure and mixed stands was detectable, both when considering general weather-growing relationships and when considering only extreme drought years. However, when only considering dominant spruce trees, a statistically significant difference between pure and mixed stands was evident in drought years. In pure stands, dominant spruce trees lose around 38 % of their previous growth (page 181). However, in the mixed stands the decrease in growth is only around 29 %. Conversely, dominant pine trees lose about 17 % in mixed and 15 % in pure stands and show no significant differences between the stand types correspondingly.

Transferring the diameter-dependent growth of the cored dominant, suppressed, and intermediate trees in a drought year, like the year 2003, on the entire collective of trees of the experimental plots, then the following picture emerges: Especially pure spruce stands with a high initial growth level and a high decrease in growth show a large absolute growth loss in drought years. The absolute growth loss in the drought year 2003 and the subsequent two years totalled 0.8 m² ha⁻¹ and equals a loss of about 70 % of an average growth year in this age phase. By contrast, the corresponding growth loss of spruce of 0.7 m² ha⁻¹ in the mixed stands was somewhat lower, although the difference was not statistically significant. Nevertheless, in

addition to an even smaller decline of pine growth of about $0.2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, the observed difference leads to a noticeable buffering of drought-related growth losses in mixed stands of pine and spruce ($0.5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$).

Despite these observations, the *growth hypothesis 2* (null hypothesis) must be retained or can only be discarded for dominant spruce trees. Accordingly, the short-term weather-related growth behaviour at tree and stand level differs only in dominant spruce trees between pure and mixed stands.

Silvicultural consequences and silvicultural outlook

The results of this work provide valuable input for the establishment and treatment of remaining or emerging mixed stands of Scots pine and Norway spruce in Bavaria and Germany. The results are also likely to be relevant for pine spruce occurrences in other European countries. For example, the present study has confirmed established scientific and practical knowledge, according to which the distribution of mixed pine and spruce stands and their character are highly dependent on prevailing local soil and climatic conditions.

Generally, based on the early observations of SCHILLING (1925), SCHULZE (1972) and SCHWAPPACH (1909), the following three types of mixed Scots pine – Norway spruce stands can be distinguished based on their stand structure: $pi \approx sp$, $pi > sp$ und $pi < sp$ (chapter 5.4, page 212). The type $pi \approx sp$ represents a more or less balanced regime of competition between pine and spruce and occurs in Central and Northern Europe on most moderately nutrient- and water-fed, slightly loamy or clayey sands. In contrast, on nutrient-poor, shallow, or extremely sandy as well as very wet locations, the height growth performance of spruce decreases more than that of pine, so that pine dominates from early stand development phases onwards; this results in stands of the type $pi > sp$. In well water-fed (not too wet), nutrient-rich, and usually loamier locations, the stand development results in the type $pi < sp$. In this type, spruce dominates the height development much earlier (from about 50 to 70 years onwards); under particularly favourable conditions in Central Europe, sometimes even from earliest stand development phases on. With increasing height superiority of spruce, pine suffers under light competition and is narrowed in its lateral crown expansion, which can eventually even lead to a dieback of pine trees.

The present and future occurrences of mixed stands of the type $pi \approx sp$ in Bavaria can be approximated from the species-specific climate induced future cultivation risk assessed by BECK et al. (2012) and the modelled height growth potential assessed by FALK et al. (2015). An equal growth of the two tree species can probably be only found in north and north-eastern Bavaria and on the southern and north-western borders of the *Franconian Jura* and the western border of the *Fraconian Keuper*. In these regions, pine shows a comparatively high relative height growth. Conversely, the relative height growth of pine is comparatively low in the western *Alpine Foreland*, which is characterised by calcareous alpine gravel and eolian silt and relatively high annual precipitation. The same applies to the south-eastern region of the *Bavarian Forest*.

In regard to the silvicultural treatment of the described existing and developing mixed pine spruce stands, the present study focussed on stands of the type $pi \approx sp$. This is due to the fact that this stand type is of special relevance in terms of area and forestry focus and very much corresponds to the examined stand type of the analysed temporal experimental sites (triplets) of the present work.

In stands of the type $pi \approx sp$, pine and spruce only differ in height in early stand development stages. The results of the present study have shown that pine is superior in height during the first half of stand life (approx. up to the age of 35 years). However, in later stages of the stand development height growth levels are similar and the species coexist without serious mutual interference. In the analysed mixed stands the

low competition of spruce in early stand development stages obviously has a positive effect on the individual tree stability of young pine trees. For example, regarding the snow break susceptibility of young pines, the common growth with spruce is likely to promote stability and could also help to reduce labour-intensive care.

Deviating from established silvicultural treatments and objectives, any future mixed pine and spruce stands, even with an additional involvement of beech, should aim less at a spatial (small-scale) separation of the tree species, but rather at their closest possible spatial intermingling. Because, as shown in the present and related investigations, mixing effects mainly result from inter-species neighbourhood relations. In the investigated mixed pine spruce stands these neighbourhood relations lead to a higher number of understorey spruces and dominant spruces with tendentially wider and longer crowns. According to these findings, suppressed and intermediate spruces should be preserved during silvicultural thinning operations. Although the effect of understorey trees on the dominant trees could not be fully unravelled, it was demonstrated that understorey spruce trees are less prone to drought-related growth reductions (see also PRETZSCH et al. 2018) and, presumably, also have a positive effect on the inner stand climate (light, temperature). In addition, the light exposure to the soil and, thus, ultimately the rejuvenating activity can be controlled in a very targeted manner by obtaining or removing spruce understorey trees. Due to the intermediate and understorey spruce trees, mixed pine spruce stands are also able to better buffer management or hazard induced disturbances e. g. in terms of drastic basal area reductions.

In the present work optimal basal areas of pine and spruce in pure and mixed stands were analysed on the basis of selected data from the permanent inventory plots in the Bavarian State Forest (BAYSF 2015). On the selected sandy and relatively poor site spectrum an optimal growth on the mixed inventory plots could be observed in a narrow range of basal area of about $40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ at the age of 30-40 years and $60 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ at the age of 70-80 years (page 217). At the same age the density-growth-relationship in pure pine stands shows a quite constant annual increment of about $9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ over a relatively broad spectrum of basal areas ($40\text{-}55 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). However, in pine stands a drastic basal area reduction leads to noticeable growth losses. E. g. a basal area reduction from $46 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ to less than $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (- 40%) leads to decline in annual growth of about 15%. In the case of spruce, a comparable decline in annual growth occurs at a basal area of about $40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$; in the analysed pine spruce mixtures at around $37 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. In the end, in almost all examined stand types a 40% reduction in basal area leads to a reduction in annual growth of approximately - 15%. Nevertheless, due to the admixture of spruce in the upper canopy, as well as in the understorey, mixed stands of pine and spruce are better able to compensate such basal area reductions.

Silvicultural and forest management concepts for pine and spruce are not just focussing on basal area or overall volume production but also on single tree attributes such as marketable timber dimensions and wood quality. The number of potential crop trees to be cultivated and developed is largely dependent on the species-specific growing space requirements. In relation to other tree species, pine and spruce have comparatively similar growing space requirements (PRETZSCH und ZENNER 2017). In mixed pine-spruce stands, the number of crop trees may be slightly higher than the mean of the pure stands, due to the detected higher carrying capacity of the mixed stands. Referring to the crop tree numbers in the silvicultural treatment principles of the Bavarian State Forest (BAYSF 2014a, 2014b), a number of about 125-140 N ha^{-1} appears to be conceivable in mixed pine-spruce stands. This would mean a theoretical average growing space per crop tree of about 70 m^2 and an average distance of about 8.5 m.

Concerning marketable dimensions of spruce crop trees (diameter at breast height), the silvicultural guidelines in the Bavarian State Forest aim at a diameter of 45 cm. Once these dimensions are reached by a larger number of crop trees a successive harvesting of these trees takes place. At the temporal experimental sites of the present study and under the past growing conditions and silvicultural treatment dominant spruce trees (approx. 5-15 % of the plot trees) reach the desired dimensions approximately at the age of 70 years at better sites and 100 years at poorer sites. The corresponding silvicultural guidelines for pine aim at a diameter of at least 45 cm under better growing conditions and at 40 cm on poorer sites. The hundred strongest pine trees at the temporary experimental sites reach these diameters after about 65-80 years on richer sites. At the weaker sites it takes about 90-110 years (p. 219). According to the similar diameter development of the examined dominant trees of the temporal experimental sites no differentiation in silvicultural treatment between pure and mixed stand has to be made. Taking into account the general considerations of PRETZSCH and RAIS (2016) and the analyses of the present data material by SPATZ (2015), only minor differences in wood quality between pure and mixed stands have to be expected for spruce and pine. This also applies for stem taper and, hence, for timber yield.

Conclusion and outlook

In the present work it was demonstrated that in a representative range of forest sites pine and spruce can grow in mixed stands without major mutual adverse effects. The joint growth leads to a more intensive occupation of growing space and a higher resource use and, hence, to an increase of viable trees. This increase in stem number and volume production can be largely attributed to spruce trees. In comparison to pure stands, especially spruce benefits from a reduced interspecific competition in mixed stands. This leads to a higher drought tolerance of dominant spruce trees in extreme years. Furthermore, the observed production related positive mixing effects increase with increasing vigour of sites and, thus, increasing competition for light. Notably, regarding light as the growth-limiting resource and dominant stressor on productive forest sites the previous findings are in line with the stress-gradient-hypothesis.

In addition to the present work future comparative investigations in pure and mixed stands of Scots pine and Norway spruce should focus on the following fields: medium to long-term influence of tree species on humus and mineral soil, site-dependent water balance, mortality analyses, for example with regard to population density, insects and storm, mixture with other tree species (multi-species mixtures). Combined with the novel insights gained from the present work this would lead to a holistic understanding of growth and functioning of pine-spruce-mixtures. This is of particular importance, with the ever-increasing pressures associated with loss of biodiversity, global warming, growing demand for timber and other ecosystem services.

1 Einführung

1.1 Rein- und Mischbestände als forstliche Leitbilder

Im Wald gehören Reinbestände der Vergangenheit an; Mischbestände sind die Gegenwart oder zumindest die Zukunft! Mit diesem Satz könnte man den heutigen ökologischen und waldbaulichen Zeitgeist in Deutschland und europäischen Nachbarländern beschreiben. Nachdem das Bild der Forstwirtschaft in Europa in den zurückliegenden 100 Jahren maßgeblich durch Nadelholzreinbestände geprägt war, könnte man den einleitenden Satz in Zweifel ziehen oder zumindest fragen, wie es im Laufe der Zeit zu diesem Paradigmenwechsel in der Waldbewirtschaftung kam. Um hierauf Antworten zu finden, muss man einen Blick in die deutsche und europäische Geschichte werfen, denn die Umwandlung der einstmals in Deutschland und Europa dominierenden Buchen- und Eichenwälder ist eng mit der Siedlungs- und Nutzungsgeschichte verknüpft. Haben die ersten Schritte der Besiedlung und Urbarmachung Nord- und Mitteleuropas die Waldlandschaft noch wenig verändert, so hinterließ spätestens das Mittelalter mit seiner anwachsenden Bevölkerung und später auch beginnenden *Industrialisierung* tiefe Spuren in den Wäldern. Zwar wurde die europäische Bevölkerung durch den Dreißigjährigen Krieg und verheerende Seuchen wieder drastisch reduziert, doch führten spätestens die kriegerischen Auseinandersetzungen des 17. Jahrhunderts und deren Folgen zu einer unregelmäßigen und ausufernden Wald- und Holznutzung. Die starke Beanspruchung der Wälder schürte in Deutschland ab dem 18. Jahrhundert Ängste und Befürchtungen über eine drohende Holznot (HASEL und SCHWARTZ 2006). Dem vielerorts desolaten Waldzustand und der Gefahr einer Holznot begegnete man unter anderem mit der systematischen Anlage von Reinbeständen, insbesondere mit verjüngungsfreudigen und ertragreichen Nadelbaumarten wie Kiefer und Fichte (HASEL und SCHWARTZ 2006). Auf vielen durch Übernutzung verarmten Standorten blieb oft auch keine andere Wahl.

Die fortschreitende systematische ertragskundliche und betriebswirtschaftliche Erforschung (siehe z. B. HARTIG 1800) sowie die Industrialisierung der Forstwirtschaft führten im 19. Jahrhundert zu einer weiteren Begünstigung von Reinbeständen. Allerdings gab es unter anderem mit COTTA (1828) und GAYER (1886) bereits Verfechter einer Abkehr von der Reinbestandswirtschaft und eine stärkeren Orientierung an einer naturnahen Waldentwicklung. Seit Ende des 19. Jahrhunderts mehrten sich große Schadereignisse in den großflächigen kiefern- und fichtendominierten Reinbeständen. Sturm, Feuer, Schnee und Insekten vernichteten nennenswerte Teile dieser Bestände. Diese Entwicklung hält mit den Sturmereignissen der 1990er und 2000er Jahre und den oftmals folgenden Massenvermehrungen von Schadinsekten bis in die aktuelle Zeit an. Hinzu kam in den 1980er Jahren das sogenannte *Waldsterben*. Nach mehrheitlicher wissenschaftlicher Meinung führte der Eintrag von Schadstoffen über die Luft beziehungsweise über die Niederschläge (*Saurer Regen*) zu einer nachhaltigen Schädigung der Waldökosysteme, gerade in den nadelholzdominierten Hochlagen der deutschen und osteuropäischen Mittelgebirge. Die Minderung des Schadstoffausstoßes von Industrie und Autoverkehr war die eine Reaktion (SCHÄFER und METZGER 2009), die langfristige Sanierung und Umwandlung betroffener Waldökosysteme die Andere.

Angesichts von Witterungsextremen wie den Trockenjahren 2003, 2015 und 2018, einer allgemeinen klimatischen Erwärmung sowie weiteren atmosphärischen Veränderungen (LINDNER et al. 2010) hat die Umwandlung von klimasensitiven Nadelholzreinbeständen auch außerhalb der Mittel- und Hochgebirgslagen in den zurückliegenden Jahren neuerliche Aktualität erfahren (BOLTE et al. 2009, FRITZ 2006). In Deutschland wird der angestrebte Waldumbau durch die Bundesländer unterstützt und umgesetzt. Im Privat- und Körperschaftswald geschieht dies unter anderem durch staatliche Förderung und Beratung (STMELF

BAYERN 2015, MUKLV HESSEN 2015, MLUV BRANDENBURG 2015, MULE SACHSEN-ANHALT 2016, MELV NIEDERSACHSEN 2015). Auch in den Landes- und Bundeswäldern findet durch die Betriebe ein großflächiger Umbau risikobehafteter Waldbestände statt. Folgt man den Waldbaugrundsätzen der einzelnen Bundesländer (BAYSF 2014a, 2014b HESSEN FORST 2016, NLF 2011) geht es hierbei aber nicht um die flächendeckende Rückkehr zu vormittelalterlichen Buchen- und Eichen-Reinbeständen, sondern um den Aufbau von produktiven und artenreichen Mischwäldern. Damit versucht Deutschland einerseits, seiner nach der europäischen FFH-Richtlinie (EU 1992) bestehenden Schutzverantwortung für Tier- und Pflanzenarten der Buchen- und Eichenwaldgesellschaften gerecht zu werden und andererseits die Wirtschafts- und Sozialfunktionen der Wälder durch ausreichende Nadelholzanteile aufrechtzuerhalten (BMEL 2017).

1.2 Rein- und Mischbestände als wissenschaftliche Forschungsobjekte

Forst- und naturschutzfachliche Forschungsthemen

Mit dem begonnenen Aufbau von Mischwäldern und der Rückkehr zu einer höheren Baumartendiversität sind eine ganze Reihe von zum Teil sehr unterschiedlichen Erwartungen und aber auch offenen wissenschaftlichen Fragen verbunden (s. hierzu u. a. CARNOL et al. 2014). Die Antworten werden dabei oftmals schon von der Betrachtungsebene abhängen. Eine kleinräumige Betrachtung auf Ebene eines einzelnen Waldbestandes wird andere Ergebnisse hervorbringen, als die Untersuchung einer ganzen Waldlandschaft (WAIDE, R. B. et al. 1999). Unabhängig von der Betrachtungsebene und der Anzahl an beteiligten Arten geht es im Kern um die Frage, wie sich gemischte Waldbestände im Vergleich zu Reinbeständen auf Art und Umfang der Holzproduktion und Kohlenstoffbindung auswirken. Offen ist aber auch, wie dies Stoffkreisläufe, Tier- und Pflanzenarten sowie weitere Waldeleistungen beeinflusst?

Die mit der Rückkehr zu mehr Baumartendiversität in Wirtschaftswäldern verbundenen forst- und naturschutzfachlichen Fragen und Untersuchungen treffen hierbei auf das weite, schwerpunktmäßig naturschutzfachliche und umweltpolitische Forschungsfeld des weltweiten Arterhalts. Zahlreiche Einzel- und Übersichtsstudien versuchen die Auswirkungen eines weltweiten Artenschwundes auf wichtige Ökosystemfunktionen zu beschreiben und zu quantifizieren. Mit Blick auf Waldökosysteme stehen insbesondere die Auswirkungen eines Baumartenschwundes auf andere Artengruppen sowie auf die Produktionskraft und die damit verbundene Kohlenstoffbindung im Fokus. Letztlich betrachten die forstfachlichen und die naturschutzfachlichen Forschungsfragen aus unterschiedlichem Blickwinkel ein und dieselbe Beziehung: Die Auswirkungen der Baumartendiversität auf die Mechanismen und Leistungen von Waldökosystemen.

Produktivität von Rein- und Mischbeständen

Aus einem überwiegend ökologischen Blickwinkel zeigt beispielsweise eine globale Studie auf Grundlage von Waldinventuren aus 44 Ländern, darunter auch Deutschland, dass mit dem Rückgang der Baumartendiversität ein weltweiter Rückgang der Biomasseproduktion einhergeht (LIANG et al. 2016). Aus forstwirtschaftlicher Sicht bedeutet dies im Umkehrschluss, dass mit dem Erhalt und Aufbau von Mischbeständen realistische Chancen auf eine Produktivitätssteigerung verbunden sind. LIANG et al. (2016) belegten, dass der Effekt einer zu- oder abnehmenden Baumartendiversität relativ gesehen gerade unter den harschen Wachstumsbedingungen der borealen Breiten besonders hoch ausfällt. Dies wiesen auch PAQUETTE und MESSIER (2011) in ihrer umfangreichen Inventurstudie in sechs bioklimatischen Regionen Kanadas nach. Für eine weitere bioklimatische Region Nordamerikas bestätigten auch LIANG et al. (2007) eine gesteigerte Produktivität in Mischbeständen. Ebenfalls aufbauend auf Daten von Stichprobeninventuren zeigten DEL

RÍO und STERBA (2009) und VILÀ et al. (2003) für eine begrenztere Anzahl von Baumarten beziehungsweise Artmischungen, dass sich ein Wachstum in Mischung auch unter südeuropäischen mediterranen Wachstumsbedingungen positiv auf die Gesamtproduktivität auswirkt.

Neben den beschriebenen Auswertungen von Inventurdaten lieferten in den temperierten Breiten Europas und Nordamerikas eine Reihe von wissenschaftlichen Untersuchungen von überwiegend langfristigen Versuchsflächen wichtige Ergebnisse zur höheren Produktivität von Artmischungen: Fichte-Kiefer (JONSSON 2001, LINDÉN und AGESTAM 2003, MASON und CONNOLLY 2013), Kiefer-Buche (PRETZSCH et al. 2015), Buche-Eiche (PRETZSCH et al. 2013a), Fichte-Buche (PRETZSCH et al. 2010), Buche-Douglasie (THURM und PRETZSCH 2016), Douglasie-Hemlock (AMOROSO und TURNBLOM 2006), Tanne-Kiefer (GARBER und MAGUIRE 2004). Übergreifende Produktivitätsanalysen für die wirtschaftlich bedeutsamsten Baumarten in Deutschland finden sich bei DĂNESCU et al. (2016) sowie bei PRETZSCH et al. (2013b, 2016b).

In der Fülle an Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Baumartendiversität und Produktivität zeigen einzelne Studien, dass auch neutrale oder negative Auswirkungen von Artmischungen möglich sind (BINKLEY 2003, EDGAR und BURK 2001, FIRN et al. 2007, FRIVOLD und FRANK 2002, JACOB et al. 2010). Offenbar führt das Wachstum in Mischbeständen nicht bei allen Baumarten und Baumartenkombinationen und nicht auf allen Standorten und in allen Altersphasen zu einer Mehrleistung (FORRESTER 2014). Zum Beispiel zeigten CAVARD et al. (2011) und LEI et al. (2009), dass sich die baumartenspezifische Mehr- oder Minderproduktion im Laufe des Bestandeslebens ändert. Und BINKLEY (2003), BOUILLET et al. (2013), BOYDEN et al. (2005), CAVARD et al. (2011) und PRETZSCH et al. (2010) belegten, dass die beobachtete Mischungsreaktion stark von Standorteigenschaften wie Wasser, Wärme und Nährstoffen abhängt.

Ungeachtet der standort-, alters- und baumartenabhängigen Produktivitätsrelation zwischen Rein- und Mischbeständen, belegen übergreifende Auswertungen von Literaturquellen, sogenannte *Metaanalysen*, dass sich die Baumartendiversität insgesamt positiv auf die Produktionsleistung von Wäldern auswirkt. Beispielsweise zeigte PIOTTO im Jahr 2008 auf Grundlage von 14 Studien, überwiegend aus Südamerika, Asien und Australien, dass das Wachstum in Mischung keinen Einfluss auf die Höhenwuchsleistung der Baumarten hat, gleichwohl aber das Durchmesserwachstum der Baumarten begünstigt. Dies gilt insbesondere für solche Baumarten, die mit stickstoffbindenden Arten in Mischung wachsen. Auch THOMPSON et al. (2009) ermittelten auf Grundlage von 21 Studien aus den temperierten, borealen und tropischen Breiten einen positiven Diversitätseffekt.

Aufbauend auf den Studien von PIOTTO (2008) und THOMPSON et al. (2009) analysierten NADROWSKI et al. (2010) Untersuchungen zu Mischbeständen. Hierbei richteten sie den Fokus auf Studien ab dem Jahr 2007 und Artmischungen mit mehr als zwei Baumarten. Mit Blick auf die Produktionsleistung identifizierten auch NADROWSKI et al. (2010) eine positive Wirkung von Artmischungen. Eine der aktuellsten und umfassendsten Metaanalysen zur Produktivitätswirkung von Artmischungen findet sich bei ZHANG et al. (2012). Auf Grundlage des veröffentlichten Datenmaterials aus 54 Studien und umfangreichen ergänzenden Recherchen, analysierten ZHANG et al. (2012) die Produktivitätsrelation zwischen Misch- und Reinbeständen. Den Ergebnissen zufolge wird die Bestandesproduktivität maßgeblich von der Anzahl und Anteilsgleichheit der Artvorkommen (*species evenness*), der unterschiedlichen Schattentoleranz und dem Bestandesalter bestimmt. Die Anzahl der Arten (*species richness*) trägt zwar auch zur Erklärung bei, hat gegenüber der *evenness* aber einen deutlich geringeren Einfluss. Zudem zeigten sich ab sechs Arten ein signifikanter Sättigungseffekt und ein abnehmender Erklärungsbeitrag.

Neben der Produktionsleistung steht seit geraumer Zeit auch die allgemeine Resilienz (*resilience*) von gemischten Waldbeständen im Fokus der Wissenschaft (THOMPSON et al. 2009). Beide Größen sind eng miteinander verknüpft und stehen in Beziehung zu anderen Ökosystemleistungen. Als Resilienz wird im Allgemeinen die Widerstandskraft (*resistance*) und Erholungsfähigkeit (*recovery*) von Waldbeständen bei Störungen verstanden (LLORET et al. 2011). Verbreitete Störungen in Waldbeständen sind abiotische Ereignisse wie Sturm, Trockenheit, Überschwemmungen und Feuer oder biotische wie Pilz- und Insektenbefall.

Trockenheitsreaktion von Rein- und Mischbeständen

Durch die aktuellen weltweiten klimatischen Veränderungen dürfte gerade das baumartenspezifische Verhalten bei Trockenheit von Interesse sein. Im Fokus steht dabei die Frage, ob die Trockenheitsreaktion durch ein Wachstum in Mischung modifiziert wird. Bis dato liegen nur wenige Studien mit zudem widersprüchlichen Ergebnissen vor. Beispielsweise beobachteten METZ et al. (2016) und PRETZSCH et al. (2013c) in Mischbeständen bei der Baumart Buche eine größere Trockenheitsresistenz. THURM et al. (2016) hingegen stellten bei der Buche in Mischung mit Douglasie längere Erholungszeiten nach Trockenereignissen fest. LÉBOURGEOIS et al. (2013) wiederum konnte für die Baumart Tanne in gemischten Beständen in den Vogesen einen geringeren Zuwachseinbruch in Trockenjahren feststellen. Ungeachtet dieser uneindeutigen Befunde zur Wirkung von Artmischungen in Trockenjahren erscheint es denkbar, dass ein modifiziertes Verhalten in Trockenjahren zu einer mittel- bis langfristigen Stabilisierung der Produktionsleistung von gemischten Waldbeständen beiträgt. Ohne die Ursachen und kausalen Zusammenhänge abschließend identifizieren zu können, wiesen JUCKER et al. (2014) anhand von sechs Versuchsstandorten in Europa nach, dass Artmischungen zur Stabilisierung der oberirdischen Holzproduktion beitragen.

Insekten- und Pilzbefall in Rein- und Mischbeständen

Mit Blick auf die mittel- bis langfristige Stabilisierung der Produktionsleistung von Waldbeständen könnte neben einer besseren Reaktionsfähigkeit auch eine niedrigere Mortalitäts- beziehungsweise Befallsrate ausschlaggebend sein (MORIN et al. 2011, NEUNER et al. 2015). Besondere Bedeutung dürfte hierbei den Auswirkungen von Insekten- oder Pilzbefall zukommen. Auch hierzu liegen zahlreiche wissenschaftliche Untersuchungen vor, wenngleich auch diese ein uneindeutiges Bild von den Wirkungen von Artmischungen zeichnen. JACTEL et al. wiesen in ihrer Metaanalyse aus dem Jahr 2005 einen signifikanten positiven Einfluss der Artdiversität nach. Dabei war der Effekt davon abhängig, wie weit die Baumarten im Mischbestand funktional als Wirtspflanze voneinander entfernt lagen und wie groß deren jeweiliger Mischungsanteil war (JACTEL und BROCKERHOFF 2007). Diese Ergebnisse wurden auch von CASTAGNEYROL et al. in einer neueren Metaanalyse aus dem Jahr 2014 bestätigt. HAASE et al. (2015) konnten hingegen für drei in Europa angelegte jüngere Mischungsexperimente keinen reduzierten Insektenbefall beziehungsweise keine reduzierten Schädigungen durch Insekten feststellen. Stattdessen beobachteten sie zum Teil sogar höhere Beeinträchtigungen in den Artmischungen (mit Blick auf den beteiligten Standort in Frankreich siehe auch CASTAGNEYROL et al. 2013). Aufbauend auf einem weiter gefassten europäischen Gradienten und der Methodik der europaweiten Waldzustandserhebungen konnten GUYOT et al. (2016) hingegen nachweisen, dass sich die Baumartendiversität positiv auf die fraßbedingten Blatt- und Nadelverluste auswirkten. Das insgesamt heterogene Bild zur Wirkung einer zunehmenden Baumartendiversität setzt sich auch mit Blick auf pilzliche Pathogene fort. PAUTASSO et al. (2005) schilderte hierzu in einer Übersichtsstudie die gegensätzlichen Befunde von Untersuchungen in den temperierten und borealen Breiten Nordamerikas und Europas.

Sturmschadensrisiko in Rein- und Mischbeständen

Weltweit, insbesondere aber auch in Europa, wird die Produktionsleistung von Wäldern nicht nur durch Schaderreger beeinflusst, sondern immer wieder auch durch schwerwiegende Sturmereignisse (SCHELHAAS et al. 2003). Aufgrund des großen Schadenspotenzials der in Europa auftretenden atlantischen Winterstürme und der häufig folgenden Borkenkäfermassenvermehrungen bei der Baumart Fichte gibt es eine Mehrzahl von Studien, die versuchen, die wesentlichen Risikofaktoren von Sturmschäden zu identifizieren und vorbeugende Handlungsmöglichkeiten aufzeigen (HANEWINKEL et al. 2015). Als zentrale Risikofaktoren dominieren erwartungsgemäß meteorologische Parameter wie zum Beispiel die allgemeine Wind- und Böengeschwindigkeit sowie die Windrichtung (SCHMIDT et al. 2010). Daneben haben aber auch Boden- und Bestandescharakteristika einen erheblichen Einfluss auf das Schadensrisiko. Baumart und –höhe sowie die zurückliegende Bestandesbehandlung sind hierbei die bedeutendsten Kenngrößen (ALBRECHT et al. 2012). Gemäß der Übersichtsstudie von HANEWINKEL et al. (2015) ergibt sich aus der Vielzahl an Untersuchungen folgende Reihung der baumartenspezifischen Risikoeinschätzung von hoch nach niedrig: Fichte > Weisstanne/Douglasie > Waldkiefer/Europäische Lärche > Buche/Eiche > sonstige Laubbäume. Bereits aus dieser Reihung, lässt sich die Wirkung einer zunehmenden Baumartendiversität auf Landschafts- und Bestandesebene ableiten. DHÔTE (2005) sieht diese Wirkung weniger in der wechselseitigen Stabilisierung der Baumarten, sondern in einem verringerten Schadensumfang und in einer günstigeren Schadensverteilung.

Unabhängig von den zugrundeliegenden Wirkmechanismen bestätigten GRIESS und KNOKE (2011) in einer Übersichtsstudie die allgemein positive Wirkung von Artmischungen. Auch VALINGER und FRIDMAN (2011) zeigten in einer Studie für Südschweden, dass bereits die Beimischung von 25 bis 30 % Laubholz die Wahrscheinlichkeit von Sturmschäden in Fichtenbeständen um 50 % senkt. Ähnliche Größenordnungen wurden auch von INDERMÜHLE et al. (2005) angegeben. In einer finnischen Simulationsstudie zeigten ZENG et al. (2010), dass in einer zunächst hälftig aus Kiefer und Fichte bestehenden Waldlandschaft das Risiko um 7 % gemindert wird, wenn der Kiefernanteil um 15 % erhöht wird.

Ein verringertes Sturmschadensrisiko erhöht die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Baumart beziehungsweise eines Waldbestandes und wirkt sich somit unmittelbar auf die naturale und monetäre Produktionssicherheit aus (KNOKE et al. 2005). Dieser Aspekt ist für die ertragskundliche und ökonomische Bewertung der Wirkung von Mischbeständen von grundlegender Bedeutung. Wenn beispielsweise eine weniger produktive Art einer produktiven Art beigemischt wird, führt dies zunächst zu einer verringerten Gesamtproduktivität. Verfügt die beigemischte Baumart allerdings über eine höhere Überlebenswahrscheinlichkeit und begünstigt sie zudem noch die Überlebenswahrscheinlichkeit der anderen Baumart, wirkt sich das positiv auf die Produktionssicherheit aus. Der veranschlagte Produktionsverlust wird aufgefangen. GRIESS et al. (2012) wiesen nach, dass eine 50 %ige Artbeimischung die Überlebenswahrscheinlichkeit der Baumart Fichte um 17 Prozentpunkte anhebt. Nach den Ergebnissen von NEUNER et al. (2015) erhöht sich die Überlebenswahrscheinlichkeit bei einem Fichtenanteil von unter 80 % bei schlechten Bodenbedingungen sogar um 27 % und unter guten Bodenbedingungen um 23 %. Bei einer betrieblichen Entscheidung für oder gegen den Anbau von Mischbeständen ist neben der naturalen Produktionssicherheit auch das Preisrisiko durch Holzpreisvolatilität von Bedeutung. Asynchrone Holzpreisentwicklungen der verschiedenen Arten eines Mischbestandes führen im Idealfall zur Abpufferung von Ertragsrückgängen bei einzelnen Arten (KNOKE et al. 2008).

Einfluss von Rein- und Mischbeständen auf den Waldboden

Mit der Bewertung der Produktionsleistung von Rein- und Mischbeständen ist häufig auch die Frage nach den baumarten- und bestandesspezifischen Nährstoffkreisläufen verbunden. Hauptnährelemente wie Stickstoff (*N*), Phosphor (*P*), Calcium (*Ca*), Kalium (*K*) und Magnesium (*Mg*) und Spurennährelemente wie Eisen (*Fe*), Mangan (*Mn*) oder Schwefel (*S*) sind neben Wasser, Licht und Wärme wesentliche Wachstumsdeterminanten. Mit Blick auf Mischbestände geht es zum einen um die Frage, welche spezifischen Anforderungen und Beiträge die beteiligten Baumarten mitbringen. Zum anderen interessiert, ob die Baumarten mit ihren spezifischen Nährstoffeigenschaften im Mischbestand lediglich additiv, oder gegebenenfalls sogar multiplikativ wirken? Im Falle einer multiplikativen Wirkung können sich die Baumarten durch ihre spezifische Nährstoffnutzung und -nachlieferung gegenseitig begünstigen oder hemmen. Im Fokus steht dabei der baumartenspezifische Einfluss auf Stoffdeposition, Mineralverwitterung, Streufall- und Streuabbau (Mineralisation), Bodenazidität, Nährelementaustrag und Bodenfauna. Diese sind nicht nur von den Eigenschaften der Baumarten abhängig, sondern unterliegen auch einer ausgeprägten standörtlichen Variation. Unter anderem resultiert diese aus räumlich variierenden atmosphärischen Stoffdepositionen sowie aus unterschiedlichen klimatischen und geologischen Ausgangsbedingungen. Aufgrund der Komplexität des Forschungsfeldes haben sich bislang nur wenige Studien mit der Frage der bodenbezogenen Wirkung von Mischbeständen befasst. Die Mehrzahl der Untersuchungen analysierte vielmehr ausschließlich den baumartenspezifischen Einfluss auf ausgewählte Stoffflüsse.

Im Jahr 2002 fassten AUGUSTO et al. das bis zu diesem Zeitpunkt vorliegende Wissen zu oben genannten Fragen rund um das Thema Boden für wirtschaftlich bedeutsame Baumarten Mittel- und Nordeuropas zusammen. Demnach haben Nadelbaumarten eine deutlich höhere Kroneninterzeption und begünstigen somit die atmosphärische Stoffdeposition. Die Interzeption wird dabei unter anderem von Baumhöhe, Nadel- oder Laubfläche, Lebensdauer der Blätter und Nadeln sowie der Kronenstruktur determiniert. Die immergrünen Nadelbaumarten Fichte und Kiefer verursachen beispielsweise eine Schwefeldeposition, die zwei- bis dreimal über korrespondierenden Freilandwerten liegt. Buche und Eiche verursachen hingegen deutlich geringere Depositionswerte. Die Menge an Streufall variiert zwischen den Baumarten nur wenig und wird offenbar im Wesentlichen von wachstumsdeterminierenden geografischen Variablen beeinflusst. Die vergleichbaren Mengen an Streu werden in Nadelholzbeständen allerdings deutlich langsamer abgebaut. Dies hat unter anderem mit einem abweichenden Bestandesinnenklima, einer ungünstigeren Elementzusammensetzung der Streu sowie einem ungünstigeren Säuremilieu zu tun. Dies führt auch zu einer verringerten Abbauaktivität durch Bodenlebewesen (AUGUSTO et al. 2002).

SCHRIJVER et al. führten im Jahr 2007 den erweiterten Kenntnisstand zu Bestandesniederschlag, Stammabfluss und Versickerung für wichtige mittel- und nordeuropäische sowie einige nordamerikanische Baumarten in einer weiteren Übersichtsstudie zusammen. Die Auswertungen bestätigten die bei Nadelbaumarten höhere Auskämmwirkung sowie die höhere Konzentration von Nitrat und Sulfat im Sickerwasser. Damit verbunden sind eine Auswaschung von basischen Kationen und eine zunehmende Bodenversauerung. Nach GLEIXNER et al. (2005) hat der baumartenabhängige Bodenchemismus maßgebliche Auswirkungen auf die Kohlenstoffspeicherkapazität von Waldböden. Diese wird allerdings auch wesentlich vom Bodenausgangssubstrat und von der Kohlenstoffnachlieferung, also der Produktivität des aufstockenden Bestandes beeinflusst. Mit Blick auf den Einfluss unterschiedlicher Baumarten auf die Kohlenstoffspeicherung von Waldböden präzisierten VESTERDAL et al. (2013), dass der baumartenspezifische Einfluss zwischen humosem Oberboden und Mineralboden sehr unterschiedlich sein kann. Die Wirkungen sind nicht zwingend additiv,

sondern heben sich zum Teil auf und erschweren allgemeine Aussagen zum Baumarteneinfluss auf die Kohlenstoffspeicherung.

Ungeachtet der Schwierigkeiten und Unsicherheiten bei der Analyse des Wirkkomplexes *Baumart-Boden* untersuchten HÄTTENSCHWILER (2005), RICHARDS et al. (2010) und ROTHE und BINKLEY (2001) in Übersichtsstudien, ob sich die baumartenspezifischen Auswirkungen auf den Boden zwischen Rein- und Mischbeständen unterscheiden lassen. In der Arbeit von ROTHE und BINKLEY (2001) zeigten sich bei Stoffdeposition, Streufall und -abbau sowie Bodennährstoffen überwiegend lineare und damit additive Effekte einer Baumartenmischung. Lediglich bei der Stickstoffernährung der Baumart Fichte war der Mischungseffekt offenbar multiplikativ. Im Vergleich zu Reinbeständen zeigten Fichten in Mischung mit Buche eine tendenziell bessere Stickstoffversorgung. Auch RICHARDS et al. (2010) wiesen in über 50 % der untersuchten Studien höhere Stickstoff- und Phosphorgehalte nach. Dies könnte unter anderem auf ein verbessertes Oberbodenmilieu in den Mischbeständen und damit einen verbesserten Stoffumsatz und verringerten Kationenverlust zurückzuführen sein. Diese Überlegungen stehen im Einklang mit einer Reihe von Arbeiten, die in der Übersichtsstudie von HÄTTENSCHWILER (2005) wiedergegeben sind. Im gleichen Umfang finden sich dort aber auch Untersuchungen, die keinen oder sogar einen verlangsamten Streuabbau und Stoffumsatz belegen.

Wasserhaushalt von Rein- und Mischbeständen

Neben den Nährstoffkreisläufen ist auch der Wasserverbrauch von Waldbeständen im hohen Maße von den aufstockenden Baumarten (MÜLLER 2009, ZIMMERMANN et al. 2008) und den Bestandesstrukturen (LUNDBLAD und LINDROTH 2002) abhängig. Näherungsweise könnte man den Wasserverbrauch von Mischbeständen über den baumartenspezifischen Wasserverbrauch und die Mischungsanteile der beteiligten Baumarten herleiten. Dies würde unterstellen, dass wie von MEIBNER et al. (2012) in einer Laubholzmischung beobachtet, kein Unterschied im Wasserverbrauch von artreinen und gemischten Bestandespartien besteht. Damit bliebe allerdings unberücksichtigt, dass in anderen insbesondere stärker komplementären Mischungskonstellationen die Mischbestände häufig abweichende Bestandesstrukturen und eine höhere Produktionsleistung aufweisen und damit erwartungsgemäß auch mehr Wasser verbrauchen dürften. Im Extremfall wäre sogar ein wie von SCHUME et al. (2004) für die Baumarten Fichte und Buche beobachteter überproportionaler Wasserverbrauch denkbar. Oder es könnte umgekehrt zu einer wie von FORRESTER et al. (2010) in einer Eukalyptus-Akazien-Mischung beobachteten gesteigerten Wassernutzungseffizienz der Baumarten oder wie von ZAPATER et al. (2011) in einer Eichen-Buchen-Mischung zu einem verstärkten Wasseraufstieg aus tieferen Bodenschichten (*hydraulic lift*) kommen. Damit würde der in den Mischbeständen durch eine gesteigerte Biomasseproduktion entstehende rechnerische Mehrverbrauch an Wasser letztlich nur unterproportional ansteigen. Die wenigen und zum Teil widersprüchlichen Ergebnisse zum Wasserverbrauch von Rein- und Mischbeständen zeigen, dass hierzu auf Grundlage des Forschungsstandes keine allgemeingültigen Aussagen getroffen werden können und noch Forschungsbedarf besteht.

Tier- und Pflanzenvorkommen in Rein- und Mischbeständen

In den vorangegangenen Abschnitten wurde eine Reihe von möglichen positiven Wirkungen von Baumartenmischungen skizziert. Insbesondere vor dem Hintergrund der erwarteten intensiveren Raumbesetzung und Ressourcennutzung erscheint es plausibel, dass sich gemischte strukturreiche Waldbestände auch positiv auf das Vorkommen von Tier- und Pflanzenarten auswirken können. In der Ökologie wird dieser Zusammenhang durch die *Umwelt- oder Habitat-Heterogenitäts-Hypothese (environmental or habitat-heterogeneity-hypothesis)* beschrieben (TEWS et al. 2004). Mit Blick auf die Allgemeingültigkeit dieser

Hypothese gibt es in der ökologischen Forschung kontroverse Diskussionen. In einer Übersichtsstudie zeigten TEWS et al. (2004) beispielsweise, dass die Ergebnisse zur *Habitat-Heterogenitäts-Hypothese* im hohen Maße von der gewählten Artengruppe, der räumlichen Betrachtungsebene und den gewählten Indikatoren zur Beschreibung der Struktur- und Baumartendiversität abhängen.

Mit einer globalen Metaanalyse von 192 Einzelstudien konnten STEIN et al. (2014) nachweisen, dass neben abiotischen Faktoren wie Boden, Klima und Topographie auch die Struktur- und Artheterogenität der Vegetation einen signifikanten Einfluss auf das Vorkommen von Tier- und Pflanzenarten hat. Einen solchen Zusammenhang bestätigten auch ZELLWEGER et al. (2015, 2016) in einer repräsentativen Auswertung von Daten der schweizer Wald- und Biodiversitätsinventur sowie von korrespondierenden Klima- und Oberflächen-Daten. ZELLWEGER et al. (2016) wiesen nach, dass sich die Heterogenität der Vegetations- und Bestandesstruktur im Allgemeinen positiv auf das Vorkommen der ausgewählten Artengruppen der Schmetterlinge, Schnecken und Vögel auswirken. Der Einfluss der ausgewählten Variablen fiel hierbei zwischen den Artengruppen sehr unterschiedlich aus. Die Wirkung von gemischten Waldbeständen hängt folglich nicht nur von den betrachteten Tier- und Pflanzenarten, sondern auch im hohen Maße von den beteiligten Baumarten und damit verbunden von Bestandesstruktur und Stoffkreisläufen ab.

Weitere Ökosystemdienstleistungen von Rein- und Mischbeständen

Wie zuvor dargestellt, gibt es zahlreiche Nachweise, dass gemischte Waldbestände die Biomasseproduktion, Kohlenstoffspeicherung, Wasserspende, Stoffkreisläufe und Lebensraumfunktion für Tier- und Pflanzenarten positiv beeinflussen. Neben diesen Funktionen gibt es noch weitere Ökosystemdienstleistungen wie Erholung, Gesundheit, Sport, Jagd und Wildbret oder Waldfrüchte, die ebenfalls von der Waldstruktur und Baumartenzusammensetzung beeinflusst werden können. Auf Grundlage einer ökosystemübergreifenden globalen Metaanalyse von 530 Einzelstudien wiesen HARRISON et al. (2014) nach, dass sich eine Zunahme von Artvorkommen, -anzahl und -diversität positiv auf die Erholungsfunktion von Ökosystemen auswirkt. Ähnliches gilt auch für die Landschaftsästhetik, wenngleich hier nicht das Vorkommen von Arten im Vordergrund steht, sondern das Vorhandensein bestimmter Habitatstrukturen und -flächen. Eine ganze Reihe überwiegend jüngerer Einzelstudien zu Waldökosystemen bestätigte diese allgemeinen Befunde von HARRISON et al. (2014). Beispielsweise zeigten BASTIAN et al. (2015), CARNOL et al. (2014), GRILLI et al. (2016) und GUNDERSEN und FRIVOLD (2008), dass gemischte Waldbestände von der Bevölkerung und von Erholungssuchenden besonders positiv wahrgenommen werden.

1.3 Theorien der Mischbestandsforschung

Mit Blick auf die Fragen zu Vorkommen, Wirkung, Fitness, Stabilität und Produktivität von Artmischungen wurde insbesondere in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts eine Reihe von wissenschaftlichen Theorien entwickelt. Viele dieser Überlegungen entstammen der landwirtschaftlichen und ökologischen Forschung.

Produktion unter Konkurrenz

VANDERMEER (1992) formulierte am Beispiel von Ackerfrüchten zwei bedeutende Grundprinzipien der Artinteraktion in Mischung. Wie in Monokulturen, konkurrieren Pflanzen auch in Artmischungen um Ressourcen wie Licht, Wasser und Nährstoffe. VANDERMEER (1992) beschrieb dieses Prinzip als *competitive production* (Produktion unter Konkurrenzbedingungen). Im Vergleich zu Monokulturen (*intraspecific competition*) können in Mischungen gänzlich veränderte Konkurrenzbedingungen herrschen (*interspecific*

competition). Die entstehenden Konkurrenzbedingungen sind dabei maßgeblich von den spezifischen Art-eigenschaften der beteiligten Arten und den herrschenden Umweltbedingungen abhängig.

Niscentheorie und funktionale Divergenz

Die generellen artspezifischen Ansprüche an Licht, Nährstoffe, Wasser und Wärme beschreiben in der Ökologie die *fundamentale Nische* einer Art. Die fundamentale Nische spiegelt dabei das potenzielle Vorkommen einer Art wider. Demgegenüber beschreibt die *realisierte* oder *ökologische Nische* das tatsächliche Vorkommen einer Art (HUTCHINSON 1957). Die realisierte Nische wird maßgeblich durch die Konkurrenz durch andere Arten bestimmt. Wenn Arten abweichende Eigenschaften und Ansprüche aufweisen und unterschiedliche ökologische Nischen besetzen, spricht man von *Nischenkomplementarität*. Dies kann bei einem gemeinschaftlichen Wachstum im günstigsten Fall zu folgenden Effekten führen: Es kommt zu einer höheren Ressourcenverfügbarkeit (*resource supply*), zum Beispiel wenn durch Artmischung Wasser aus tieferen Bodenschichten bereitgestellt, atmosphärischer Stickstoff gebunden oder in der organischen Auflage gebundene Nährstoffe mobilisiert werden. Darüber hinaus kann eine Artmischung auch zu einer besseren Ausschöpfung vorhandener Ressourcen (*resource use*) führen, beispielsweise wenn einfallendes Licht durch eine intensivere Raumbesetzung genutzt oder Bodennährstoffe durch sich ergänzende Wurzelsysteme besser erschlossen werden. Zu einer höheren Nutzungseffizienz (*resource use efficiency*) kann es kommen, wenn beigemischte Arten in der Lage sind, vorhandene Ressourcen effizienter zu nutzen. Dies könnte zum Beispiel der Fall sein, wenn eine Art über eine höhere Photosyntheseleistung je eingesetzter Einheit Wasser, Licht oder Nährstoffe verfügt. Bei Schatt- oder Halbschattbaumarten ist dies im Vergleich zu Lichtbaumarten regelmäßig der Fall, da Erstere in der Lage sind, auch niedrigere Lichtintensitäten wirkungsvoll in Assimilate umzusetzen (s. a. FORRESTER und BAUHUS 2016). Eine höhere Ressourcenverfügbarkeit, -nutzung und -nutzungseffizienz führen in Artmischungen häufig zu einer Konkurrenzreduktion (*competition reduction*) oder sogar zu einer gegenseitigen Begünstigung (*facilitation*) (KELTY 1992).

Die vorgenannten Theorien zeigen, dass Artmischungen erheblichen Einfluss auf die Produktivität von Ökosystemen haben können. Wie in Kapitel 1.2 dargestellt, belegen eine Reihe von Studien, dass die Produktivität von Ökosystemen mit steigender Anzahl an Arten (*species richness*) beziehungsweise steigender Anzahl und Verteilung an Arten (*species evenness*) zunimmt. Mit Blick auf die Artenanzahl besagt die *Redundanzhypothese* (LOREAU et al. 2001), dass eine zunehmende Artenzahl die Leistungen eines Ökosystems nicht in jedem Fall positiv beeinflusst. Werden dem Ökosystem redundante Arten hinzugefügt, also solche Arten, die den vorhandenen Arten in ihren Eigenschaften sehr ähnlich sind, entsteht nur noch ein geringer oder sogar gar kein zusätzlicher Gewinn. Unabhängig von dieser Feststellung könnte sich im Fall von Störungen allerdings sehr wohl ein Mehrwert von zunächst redundanten Arten ergeben. Im Sinne der (*Biodiversitäts-*)*Versicherungstheorie* könnte beispielsweise der Ausfall einer Art durch eine andere redundante Arten aufgefangen werden (YACHI und LOREAU 1999). Anders als die Redundanzhypothese geht die *Komplementaritätshypothese* davon aus, dass grundsätzlich jede weitere in einem Ökosystem vorkommende Art, einen positiven Beitrag zur Gesamtleistung des Systems beiträgt. Diese Überlegung stützt sich auf die Annahme, dass jede Art durch komplementäre und begünstigende Eigenschaften förderlich wirkt.

Aufbauend auf diesen Überlegungen zu Artmischungen fokussieren jüngere Untersuchungen nicht ausschließlich auf Artanzahl oder -anteile, sondern stärker auf die originären funktionalen Eigenschaften einer Art (*functional traits*). Entsprechende Analyseansätze liefern ein mechanistischeres Verständnis der Wirkungszusammenhänge in Mischbeständen. Im Grundsatz fällt der Zusammenhang von Antwortvariablen von Ökosystemfunktionen (*response variables*) und der Baumartendiversität gerade dann besonders hoch

aus, wenn zwischen den beteiligten Arten eine hohe funktionale Divergenz besteht (BAUHUS et al. 2017). Die *competition-trait similarity* Hypothese betrachtet denselben Zusammenhang aus einem anderen Blickwinkel. Demnach nimmt der Konkurrenzdruck zweier Arten mit abnehmender Nischendistanz in Form der absoluten Merkmalsdifferenz zu. Auf Grundlage von zentralen Artmerkmalen wie zum Beispiel Blattmasse und Holzdicke zeigten KUNSTLER et al. (2012) für ausgewählte Baumarten, dass die Konkurrenzsituation zweier Arten weniger von der absoluten, als von der hierarchischen Distanz der funktionalen Merkmale abhängig ist (*competition-trait hierarchy hypothesis*). Die Position in der Konkurrenzhierarchie ist dabei nach MAYFIELD und LEVINE (2010) von den artspezifischen funktionalen Merkmalen abhängig, da diese über die Akquisition erforderlicher knapper Ressourcen entscheiden.

Stressgradientenhypothese (SGH)

Nach der *Stressgradientenhypothese (SGH)* von BERTNESS und CALLAWAY (1994) fällt der positive Effekt von Artmischungen nicht nur bei großer funktionaler Divergenz groß aus, sondern insbesondere unter zunehmend harschen Umweltbedingungen (s. hierzu auch HE et al. 2013). BERTNESS und CALLAWAY (1994) und HE et al. (2013) stützen ihre Aussagen zur SGH unter anderem auf Untersuchungen in Meeres- oder Offenlandökosystemen. Dabei wird ein Wachstum mit und ohne Nachbar (*no neighbour*) verglichen. In Waldökosystemen mit geschlossenen Baumbeständen bildet der *no-neighbour*-Fall eher die Ausnahme. Allenfalls finden sich solche Fälle an der zonalen und azonalen Baumgrenze. Die SGH fokussiert damit ohne konkurrierende Nachbarn einseitig auf den Effekt eines gegenseitigen Schutzes unter harschen Umweltbedingungen und damit maßgeblich auf eine gegenseitige Begünstigung (*facilitation*) der beteiligten Arten (FORRESTER und BAUHUS 2016). Wie oben dargestellt, spielt in geschlossenen gemischten Waldbeständen aber gerade die Konkurrenzreduktion (*competitive reduction*), zum Beispiel bei allen licht-, nährstoff- und wasserbezogenen Prozessen, eine wichtige Rolle.

FORRESTER und BAUHUS (2016) stellten vor diesem Hintergrund heraus, dass sich in den bis heute vorliegenden forstlichen Studien die Effekte von Konkurrenzreduktion und Begünstigung nicht klar trennen lassen. Ferner zeigte eine Mehrzahl von forstlichen Untersuchungen, dass die Mischungsreaktion (*Komplementarität*) gerade unter günstigen standörtlichen oder klimatischen Bedingungen zunimmt (FORRESTER 2014, JACTEL et al. 2018). Dies scheint zunächst im Widerspruch zur SGH zu stehen. FORRESTER (2014) zeigte allerdings auf, dass dieser Zusammenhang keineswegs einen Widerspruch darstellt. Günstige standörtliche und klimatische Bedingungen führen zu einem höheren Wachstum und rufen damit in geschlossenen Waldbeständen eine Verschärfung der Konkurrenzbeziehungen der Bestandesglieder hervor. Die der SGH zugrunde liegenden Stressoren sind damit nicht die harschen standörtlichen Ausgangsbedingungen, sondern das für die Photosynthese erforderliche wachstumslimitierende Sonnenlicht.

1.4 Rein- und Mischbestände der Baumarten Kiefer und Fichte

1.4.1 Arteigenschaften der Baumarten Kiefer und Fichte

Wie in den vorangegangenen Kapiteln dargestellt, werden das gemeinschaftliche Wachstum und die Wirkung von gemischten Waldbeständen maßgeblich von den Arteigenschaften der beteiligten Arten geprägt. In Tabelle 1 sind wichtige Arteigenschaften der Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.) und der Gemeinen Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) gegenübergestellt. In der Tabelle sind die entsprechenden Fundstellen in der Literatur angegeben, sodass in den folgenden Abschnitten im Allgemeinen auf die neuerliche Nennung der Quellen verzichtet wird.

Kiefer und Fichte weisen mit einer weiten ökologischen Amplitude und mit großen Überlappungsbereichen der natürlichen Vorkommen, zahlreiche ähnliche ökologische Arteigenschaften auf. Entsprechend ihres Verbreitungsschwerpunktes in den borealen Breiten verfügen beide Baumarten über eine ausgeprägte Frostresistenz, wenngleich die Fichte sensibler auf Spätfröste reagiert (s. ELLENBERG und LEUSCHNER 2010). Auch gegenüber Trockenheitsereignissen zeigt sich die Baumart Fichte sensibler. Bei dieser Bewertung der Trockenheitssensitivität muss zwischen einer primären physiologisch-wachstumsrelevanten Trockenheitsreaktion und einer sekundären physiologisch-waldschutzrelevanten Beeinflussung durch eine erhöhte Disposition gegenüber Schadinsekten differenziert werden (s. hierzu a. ELLENBERG und LEUSCHNER 2010, S. 114 ff.). Letztere ist bei der Fichte deutlich höher einzustufen und führt häufig nicht nur zu einer Vitalitätseinschränkung und zu Zuwachsverlusten, sondern sogar zu einem mortalitätsbedingten Ausfall der Bäume.

Im Hinblick auf die physiologisch-wachstumsrelevante Trockenheitssensitivität und den dafür verantwortlichen bauminternen Wasserhaushalt zeichnen sich sowohl Kiefer als auch Fichte durch ein *isohydrisches* Verhalten aus. Das heißt beide Baumarten versuchen bei eingeschränkter Wasserversorgung durch rechtzeitiges Schließen der Spaltöffnungen (*Stomata*) einer fortwährenden Wasserabgabe an die Atmosphäre und einer damit verbundenen möglichen Schädigung des Leitungsgewebes (*Emboliebildung*) vorzubeugen. Unabhängig davon ist die Trockenheitstoleranz der Kiefer mit Blick auf das Transpirations- und Zuwachsverhalten im Vergleich zur Fichte als größer einzustufen. Dies ist nach derzeitigem Wissensstand auf mehrere Ursachen zurückzuführen, wenngleich diese noch nicht abschließend erforscht sind. Diskutiert wird zum Beispiel, dass die die tiefreichenden Kiefernwurzeln Bodenwasserressourcen besser erschließen können. Darüber hinaus kommen auch Unterschiede im Gesamtwasserverbrauch der Baumarten Kiefer und Fichte als Erklärungsansatz in Betracht. Zum baumartenspezifischen Wasserverbrauch gibt es bislang aber sehr widersprüchliche Befunde, da dieser stark von Klima- und Witterungsparametern sowie von der Bestandesstruktur überlagert wird. PECK und MAYER (1996) wiesen auf Basis einer Zusammenstellung von Studien aus sehr unterschiedlichen Wuchsräumen einen allgemein höheren Transpirationsbedarf der Kiefer nach. MITSCHERLICH (1971, S. 300) gibt hingegen an, dass Fichtenbäume und -bestände einen höheren jährlichen Wasserbedarf aufweisen. Diese Einschätzung erscheint nachvollziehbar, da der Wasserverbrauch je Gramm Nadelmasse bei der Lichtbaumart Kiefer zwar höher ist als bei der Fichte, die gesamte Nadelmasse je Baum und Bestand gleichzeitig aber deutlich geringer. Dies hat auch Unterschiede in der Gesamtverdunstung (*Evaporation + Transpiration*) der Baumarten Kiefer und Fichte zur Folge. Durch die höhere Wasserinterzeption in Fichtenkronen fällt die Gesamtverdunstung in Fichtenbeständen höher aus (PECK und MAYER 1996).

Die geringere spezifische Blattmasse und der niedrigere Blattflächenindex der Kiefer resultieren aus einer im Vergleich zur Fichte geringeren Benadelung in der Lichtkrone und keiner ausgeprägten Schattenkrone. Die Kiefer weist folglich eine deutlich größere Kronentransparenz und einen geringeren Lichtextinktionsfaktor auf als die Fichte. Dies ist für die Bestandesstruktur und das Zuwachsverhalten von Kiefern-Fichten-Mischbeständen von besonderer Bedeutung. Weiterhin haben Kiefern (*Lichtbaumart*) gegenüber Fichten (*Halbschattbaumart*) einen deutlich höheren Lichtkompensationspunkt. Dies bedeutet, dass Kiefern erst ab einer höheren Lichtintensität eine positive Photosynthesebilanz erzielen können. Zudem ist die Kronenplastizität der Kiefer deutlich geringer als die der Fichte. Der geringere Blattflächenindex der Kiefer führt zu einer gegenüber der Fichte verringerten Lichtextinktion und wird nur durch eine höhere Netto-Photosyntheserate je Einheit Blattfläche kompensiert.

Legt man die in Tabelle 2 aufgeführten Ertragstafeln zugrunde, leistet die Kiefer in der Gesamtwuchsleistung bis zum Alter 70 im oberen Ertragsniveau nur etwa 65 % des Volumens der Fichte; für das untere Ertragsniveau sind es nur knapp 60 %. Diese Ergebnisse decken sich mit den Befunden von EKÖ et al. (2008), die für Südschweden ebenfalls eine Produktivitätsrelation von Kiefer zu Fichte von 60 % angeben. Für Nordschweden verschiebt sich diese Produktivitätsrelation aber eindeutig zugunsten der Baumart Kiefer (95 %). Eine Verschiebung, die sich auch für ärmere und trockenere Standorte in Polen feststellen lässt. Wird die im Vergleich zur Fichte höhere Holzdichte der Kiefer berücksichtigt, liegen die Zuwachsleistungen beider Arten enger beieinander. Umgerechnet in Trockenstoffmasse beträgt die Gesamtwuchsleistung der Kiefer für das obere Leistungsspektrum etwa 75 % der Fichte. Auf ärmeren und trockeneren Standorten ist die Kiefer der Fichte in der Trockenstoffproduktion sogar überlegen.

Mit Blick auf den altersabhängigen Zuwachsgang ist die Kiefer der Fichte nur in frühesten Jugend im Höhen- und Volumenzuwachs überlegen. Bei der Kiefer kulminieren der Höhenzuwachs im Alter von 20 Jahren und der Volumenzuwachs im Alter von 30 bis 35 Jahren. Damit erreicht die Kiefer (Alter 30 Jahre) ihre maximalen Zuwächse 10 bis 20 Jahre früher als die Baumart Fichte (Alter 40 Jahre). Diese Werte gelten für mäßig durchforstete Reinbestände I. Bonität nach den Ertragstafeln von WIEDEMANN (1949a, 1949b). Auf ungünstigeren Standorten verschieben sich die Kulminationsalter nach hinten, die artspezifischen Unterschiede von 10 bis 20 Jahren bleiben aber bestehen. Auf Standorten I. Bonität braucht die Fichte dabei mindestens bis zum Alter von 35 Jahren um die Kiefer in der Höhenwuchsleistung einzuholen.

Im Hinblick auf das Wurzelwachstum von Kiefer und Fichte ist über die zeitliche Dynamik weniger bekannt als über den strukturellen Aufbau und die räumliche Ausdehnung. Die Baumart Fichte verfügt über eine um 7 % höhere Feinwurzelmasse. Nach KALLIOKOSKI (2011) findet sich bei beiden Baumarten ein Großteil der Feinwurzelmasse im Humus und in den oberen 10 cm des Mineralbodens. 80 % der Grobwurzelmasse befinden sich in den oberen 30 cm des Mineralbodens. Unabhängig von diesem artübergreifenden Schwerpunkt, zeichnen sich die Wurzelhauptachsen von Fichten durch eine horizontale Ausdehnung im obersten Mineralboden aus. Kiefern erschließen hingegen darunter liegende Mineralbodenhorizonte und erreichen so im Vergleich eine insgesamt tiefere Durchwurzelung.

Die Nährstoffansprüche der Baumarten Kiefer und Fichte sind weitgehend vergleichbar, wenngleich die Fichte tendenziell etwas höhere Ansprüche hat. Auch der Streuanfall unter Kiefer und Fichte ist annähernd gleich. Zum Einfluss der jeweiligen Nadelstreu auf den Boden gibt es in der Literatur aber zum Teil unterschiedliche Befunde. Von besonderem Interesse sind die Auswirkungen auf den Humus- und Mineralbodenzustand, zum Beispiel mit Blick auf die Abbaugeschwindigkeit, die Akkumulation schwer abbaubarer Bestandteile (maximale Abbaugrenzwerte) und die Veränderung des Chemismus.

Nach den Studien in Tabelle 1 weist die Fichte im Vergleich zur Kiefer trotz günstigerer CN- und Lignin/N-Verhältnisse geringere maximale Abbauraten der Streu auf. Dies kann zu einer stärkeren Humusakkumulation unter Fichte führen. Gegebenenfalls hat hierauf auch das spezifische Bestandesinnenklima (höhere Beschattung, niedrigere Temperatur, geringere Feuchtigkeit) in Fichtenbeständen einen Einfluss. Abweichende pH-Werte der organischen Auflage aufgrund von Baumartenunterschieden konnten auf Grundlage der vorliegenden Literaturquellen nicht eindeutig ausgemacht werden.

Tabelle 1: Wichtige Arteigenschaften von Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) (Keimlings- und Jungpflanzenstadium nicht berücksichtigt)

Merkmal		Kiefer	Fichte	Quelle	
PHYSIOLOGIE					
Trockenheitssensitivität	Allgemein	gering	groß	ELLENBERG und LEUSCHNER 2010, S. 103 ff.	
	Saftfluss und Transpiration	Kiefer < Fichte (bei beiden Baumarten isohydrisches Verhalten auf grundwasserfernen Standorten)		BRÉDA et al. 2004; CIENCIALA et al. 1997; LAGERGREN und LINDROTH 2002; ;LUNDBLAD und LINDROTH 2002; ;OBERHUBER et al. 2015	
	Jahrringwachstum	Kiefer < Fichte		CIENCIALA et al. 1997; PICHLER und OBERHUBER 2007; SCHUSTER und OBERHUBER 2013;;ZANG et al. 2011	
Frostsensitivität	Spätfrost	gering	mittel (u. a. aufgrund Johannistriebbildung)	ELLENBERG und LEUSCHNER 2010, S. 103 ff.	
	Winterfrost	gering	gering		
Nährstoffsensitivität		gering	gering-mittel	s.o.	
Lichtkompensationspunkt		27 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$	20 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$	s.o.	
Netto-Photosyntheserate		32 - 44 $\text{nmol CO}_2 \text{g}^{-1}\text{s}^{-1}$	19 - 32 $\text{nmol CO}_2 \text{g}^{-1}\text{s}^{-1}$	s.o.	
Wasserverbrauch	Transpiration (Baumstand)	342 mm a^{-1}	287 mm a^{-1}	PECK und MAYER 1996	
		240 - 300 mm a^{-1}	390 - 450 mm a^{-1}	MITSCHERLICH 1971, S. 300	
	Interzeption (Baumbestand o. Bodenvegetation)	25 % (n=15)	35 % (n=19)	MITSCHERLICH 1971, S., S. 205	
		30 %	34 %	AUSSENAC 1968	
		28 %	32 %	PECK und MAYER 1996	
Evapotranspiration	576 mm a^{-1}	609 mm a^{-1}	s.o.		
MORPHOLOGIE					
Nadeln und Krone	Spezifische Blattmasse	210 g m^{-2}	255 g m^{-2}	s.o.	
	Blattflächenindex (LAI)	1,8 - 3,0 $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$	5,9 - 6,8 $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$	s.o.	
	Lichttransmissionskoeffizient	0,2	0,8	PRETZSCH 2001, S. 220	
	Kronenplastizität (CPL)	3,7 (niedrig)	4,2 (mittel)	PRETZSCH 2014	
Stamm	Holzdicke	430,7 kg m^{-3}	377,1 kg m^{-3}	PRETZSCH 2009, S. 67	
Wurzel	Form	Pfahlwurzel mit horizontalen Abzweigungen sowie Hauptseitenwurzeln bis:	Horizontalwurzelwerk mit Senkerbündeln bis:	MAYER 1984, S. 119, 66	
	Durchwurzelungstiefe	1,80 - 2,50 m	1,00 - 1,50 m	s.o.	
		2,91 m	2,65 m	KALLIOKOSKI 2011	
	Masse	Grobwurzel	-	-	-
		Feinwurzel	277 g m^{-2}	297 g m^{-2}	FINÉR et al. 2007
		Schwerpunkt	Grobwurzel	oberste 30 cm	KALLIOKOSKI 2011
		Feinwurzel	Humus und oberste 10 cm	KALELA 1949 KALLIOKOSKI 2011	

PRODUKTIVITÄT

(s. Tabelle 2)

Fortsetzung Tabelle 1: Wichtige Arteeigenschaften von Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) (Keimlings- und Jungpflanzenstadium nicht berücksichtigt)

Merkmal		Kiefer	Fichte	Quelle
<u>WACHSTUMSDYNAMIK</u>				
Allgemein		Pionierbaumart, frühkultinierend	Klimaxbaumart, spätkultinierend	
Durchmesser	Kulmination	-	-	-
	Saisonalität	Früherer Beginn, späteres Ende 142 Tage	Späterer Beginn, früheres Ende 122 Tage	HENHAPPL (1965) in ELLENBERG und LEUSCHNER 2010, S. 110 f.
Höhe	Kulmination	20 Jahre	30 Jahre	WIEDEMANN 1949a, 1949b
	Saisonalität	April/Mai/Juni	Mai/Juni/Juli	LYR et al. 1992, S., S. 401
Volumen	Kulmination	30 - 35	40	WIEDEMANN 1949a, 1949b
<u>GEFÄHRDUNGEN</u>				
Abiotisch	Sturm	Kiefer < Fichte		PELTOLA et al. 2000; VALINGER und FRIDMAN 2011
	Schnee	groß, alle Altersklassen	groß, alle Altersklassen	ELLENBERG und LEUSCHNER 2010, S. 103 ff.; ALTENKIRCH et al. 2002, S. 183, 197
	Feuer	Gefährdung insbesondere bis Alter 50	Gefährdung gering; nur Alter 30 - 50	ALTENKIRCH et al. 2002, S. 183, 197
Biotisch		mittel bis groß	groß	ELLENBERG und LEUSCHNER 2010, S. 103 ff.
	Insekten	Rüsselkäfer, Waldgärtner, Kiefernprachtkäfer, Kiefern-Spanner, Forleule, Kiefern-Spinner, Nonne, Blattwespe	Rüsselkäfer, Nonne, Blattwespen, Borkenkäfer	ALTENKIRCH et al. 2002, S. 183, 185, 197 f.
	Pilze	Kiefernschütte, Kienzopf, Stockfäule	Hallimasch, Wurzelschwamm (Rotfäule)	ALTENKIRCH et al. 2002, S. 192 f., 199 f.
<u>RÜCKWIRKUNG</u>				
<u>BODEN</u>				
Humus- und Oberbodenzustand	Atmosphärische Deposition	Kiefer < Fichte		LWF 2016b
	Streufallmenge	Kiefer ≈ Fichte		AUGUSTO et al. 2002; HANSSON et al. 2011
	Ligningehalt	Kiefer < Fichte		BERG und McCLAUGHERTY 2003, S. 63; SARIYILDIZ 2003 (<i>Pinus sylvestris</i> - <i>Picea orientalis</i>)
	N-Gehalt	Kiefer < Fichte		BERG und McCLAUGHERTY 2003, S. 63; BERG 2000b; HANSSON et al. 2011; OVERTON 1953, 1954 in MILES 1986
	CN-Verhältnis	Kiefer > Fichte		AUGUSTO et al. 2002; HANSSON et al. 2011
	Lignin/N-Verhältnis	Kiefer > Fichte		BERG und McCLAUGHERTY 2003, S. 63
	pH-Wertveränderung	Kiefer ≈ Fichte (Tendenz: Kiefer < Fichte)		AUGUSTO et al. 2002; MILES 1986;
	Feuchtigkeit	Kiefer > Fichte		PALUCH und GRUBA 2012
	Abbaugeschwindigkeit und -umfang	Kiefer > Fichte		BERG 2000a, 2000b; SARIYILDIZ 2003 (<i>Pinus sylvestris</i> - <i>Picea orientalis</i>)
Humusmächtigkeit	Kiefer < Fichte		HANSSON et al. 2011; PALUCH und GRUBA 2012; WELLHAUSEN und PRETZSCH 2016	
Boden-/Lufttemperatur	Kiefer > Fichte		s. o.	

Tabelle 2: Ertragstafelbasierter Vergleich der allgemeinen Produktivität von Kiefer und Fichte im Reinbestand, Bezugsalter 70 Jahre, Festmeterangaben in Vorratsfestmeter mit Rinde (Derbholz).

	Region	Ertragsklasse	Ober- höhe	Mit- tel- höhe	Stamm- zahl	Grund- fläche	Vorrat	lf. Zuwachs	Durchs. Gesamt- zuwachs	Gesamt- wuchs- leist.
			ho	hg	n	g	v	iv	dgz	gwl
			m	m	N ha ⁻¹	m ² ha ⁻¹	m ³ ha ⁻¹	m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹	m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹	m ³ ha ⁻¹
Oberes Produktivitätsniveau										
Kiefer										
WIEDEMANN 1949b	Norddeutschland, Polen, Litauen, Russland	I. Ertragsklasse		22,8	586	33,5	349	8,1	7,9	553
LEMBCKE et al. 1976/2000	Ostdeutschland	I. Ertragsklasse (M28; 1,0)	24,3	23,2	599	38,1	399	9,7	8,9	623
MARSCHALL und STERBA 1974	Österreich, Litschau	Ertragsklasse 8	25,3	24,1	670	41,8	427	9,3	8,6	605
Fichte										
WIEDEMANN 1949a	Norddeutschland, Polen, Litauen, Russland	I. Ertragsklasse		26,4	787	44,7	615	14,0	11,9	830
ASSMANN und FRANZ 1963	Süddeutschland	Oberhöhenbonität 36	30,0	27,1	865	52,0	651	17,2	13,6	951
GUTTENBERG et al. 1974	Österreich, Weitra	Ertragsklasse 13	31,3	28,3	697	54,4	698	15,8	13,5	946
Mittleres bis Unteres Produktivitätsniveau										
Kiefer										
WIEDEMANN 1949b	Norddeutschland, Polen, Litauen, Russland	III. Ertragsklasse		15,8	1027	30,1	238	5,2	4,4	311
LEMBCKE et al. 1976/2000	Ostdeutschland	III. Ertragsklasse (M20; 1,0)	17,4	16,1	1020	31,4	236	6,5	4,9	343
MARSCHALL und STERBA 1974	Österreich, Litschau	Ertragsklasse 4	18,6	17,2	1027	28,7	210	5,5	4,3	301
Fichte										
WIEDEMANN 1949a	Norddeutschland, Polen, Litauen, Russland	III. Ertragsklasse		20,2	1148	38,5	418	9,6	7,2	501
ASSMANN und FRANZ 1963	Süddeutschland	Oberhöhenbonität 28	24,7	22,0	993	44,3	454	10,5	7,9	627
GUTTENBERG et al. 1974	Österreich, Weitra	Ertragsklasse 7	24,0	20,9	953	39,9	389	7,7	7,2	504

1.4.2 Vorkommen von Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte

Die Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Gemeine Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) zählen in Mittel- und Nordeuropa zu den weitest verbreiteten und wirtschaftlich bedeutsamsten Baumarten. Rein- und Mischbestände mit führender Kiefer und Fichte machen zusammen etwa 26 % der europäischen Waldfläche aus (abgeleitet aus BRUS et al. 2012). In Deutschland haben die nutzungsgeschichtlich sehr hohen Flächenanteile der beiden Baumarten im letzten Jahrzehnt um etwa 327 Tsd. Hektar beziehungsweise 11,4 % abgenommen (THÜNEN-INSTITUT 2016). Mit einem Waldflächenanteil von 7,7 Mio. Hektar beziehungsweise 52,5 % zählen Kiefer und Fichte allerdings weiterhin zu den wichtigsten Baumarten in Deutschland. Etwa ein Drittel (34 %) der deutschen Kiefern- und Fichtenfläche ist durch die Beimischung anderer Baumarten gekennzeichnet, davon alleine fast 770 Tsd. Hektar (13,5 %) mit Nadelbeimischung und rund 1,2 Mio. Hektar (21,3 %) mit Laub- und Nadelbeimischung. Den größten Anteil der Nadelmischbaumarten stellen wechselseitig Kiefer und Fichte dar.

Die Klimahüllen von Kiefer und Fichte in Abbildung 1 zeigen, dass die anthropogen geprägte Verbreitung der beiden Baumarten in Europa weit über die natürliche Verbreitung hinausgeht. Dies betrifft bei der Fichte insbesondere den Temperaturbereich von über etwa 8,5 °C und bei der Kiefer den Bereich von über 10,0 °C in niederschlagsarmen und mehr als 8,0 °C in niederschlagsreichen Regionen. Deutlich wird außerdem, dass die aktuelle Verbreitung der Kiefer bei einer durchschnittlichen Jahresniederschlagssumme von mehr als 850 mm erkennbar hinter der angenommenen natürlichen Verbreitung zurückbleibt. In diesem Klimaraum wird die Kiefer ohne waldbauliche Eingriffe offenbar von Klimaxbaumarten wie Fichte, Buche oder Eiche verdrängt.

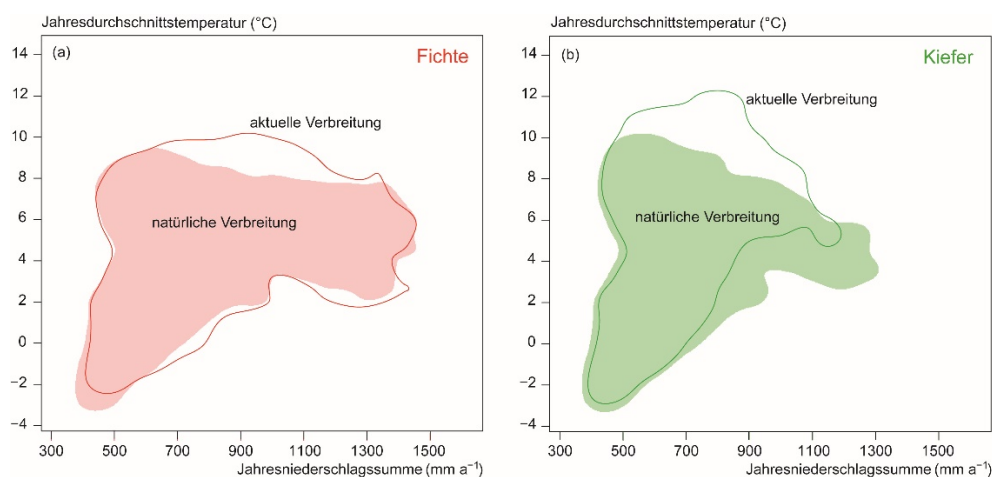


Abbildung 1: Klimahüllen für die Baumarten Kiefer (a) und Fichte (b) (nach KÖLLING 2007). Die natürliche Verbreitung (farbige Fläche) wurde dabei aus den Artverbreitungskarten von BOHN et al. (2003) abgeleitet und die reale Verbreitung (farbige Linie) aus den europäischen Level I Daten (ICP FORESTS). Zugrundeliegende jährliche Niederschlagsmenge und Jahresmitteltemperatur wurden aus dem WorldClim Datensatz von HUMANS et al. (2005) abgeleitet.

Das natürliche Hauptverbreitungsgebiet der Kiefer reicht von Nordskandinavien und Russland bis in das südliche Frankreich. Hinzu kommen *Inselvorkommen* in Spanien, Frankreich, Italien, Schottland und auf dem Balkan, die sich in ihrer genetischen Ausstattung aber zum Teil deutlich von den Hauptvorkommen unterscheiden (PRUS-GŁOWACKI et al. 2012; TAEGER et al. 2013). Natürliche Vorkommen der Fichte sind ursprünglich auf die submontanen bis alpinen Lagen der europäischen Mittel- und Hochgebirge beschränkt.

Die natürlichen Hauptverbreitungsgebiete der beiden Baumarten überschneiden sich damit insbesondere im Boreal und den Übergängen zu den Mittelgebirgen der temp. Breiten (EUFORGEN 2009a, 2009b).

Kiefern-Reinbestände dominieren in der aktuellen Verbreitung auf trockeneren und nährstoffärmeren Standorten Skandinaviens und den trockenen Bereichen Nordostdeutschlands, Polens, Weißrusslands und der Ukraine sowie in den spanischen Pyrenäen, in Bulgarien und in Süddeutschland (s. Abbildung 2). Die Fichte dominiert hingegen auf niederschlagsreicheren und nährstoffkräftigeren Standorten Skandinaviens und den Mittel- und Hochgebirgslagen Mittel- und Osteuropas. Insbesondere in Süd- und Mittelschweden sowie in Südfinnland finden sich große Bereiche mit Kiefern-Fichten-Mischbeständen. Hinzu kommen Mischbestände in Lettland, Weißrussland, Tschechien und Bulgarien. In Deutschland liegt der Verbreitungsschwerpunkt der Kiefern-Fichten-Mischbestände in Bayern.

Im europäischen Vergleich liegt Bayern zwar am südwestlichen Rand des großen Kiefern-Hauptvorkommens, weist aber gemäß der BWI III mit 417 Tsd. Hektar noch fast ein Fünftel der gesamten Kiefernfläche der Bundesrepublik Deutschland auf (THÜNEN-INSTITUT 2016). Eine weiterführende Analyse der Ergebnisse von IMMITZER et al. (2015) zeigt, dass die Kiefer in Bayern dabei auf etwa 137 Tsd. Hektar in Mischung mit Fichte vorkommt und nur auf rund 87 Tsd. Hektar im Reinbestand. Der aktuelle Verbreitungsschwerpunkt der Kiefern-Fichten-Mischbestände liegt in Nordostbayern (s. Abbildung 3).

Wie auf Bundesebene ist der Anteil der Kiefer auch in Bayern weiterhin stark rückgängig. Dies ist insbesondere auf standörtliche *Verbesserungen* nach abschließender Aufgabe der Streunutzung in den 1950er Jahren und dem Rückgang der Schwefeldepositionen in den späten 1980er Jahren sowie der fortwährend hohen Stickstoffdeposition und waldbaulichen Begünstigung von schattentoleranten Klimaxbaumarten zurückzuführen. Weiterhin findet besitzartenübergreifend ein Umbau von Kiefern- und Fichtenbeständen in laubholzreichere Folgebestockungen statt. Diese Umbaubemühungen stützen sich unter anderem auf Einschätzungen des zukünftigen, im Wesentlichen klimainduzierten Anbaurisikos der beiden Baumarten (BECK et al. 2012; KÖLLING et al. 2009; KÖLLING und ZIMMERMANN 2007). Demnach sind in Bayern weite Teile des in Abbildung 3 dargestellten Überlappungsbereichs von Kiefern- und Fichtenvorkommen durch ein erhebliches Anbaurisiko für die Baumart Fichte gekennzeichnet (s. hierzu auch Abbildung 87a auf Seite 211). Ausgenommen sind hierbei kühlere und niederschlagsreichere Mittelgebirgslagen. Für die Baumart Kiefer stellt sich das Anbaurisiko für das Jahr 2100 günstiger dar. Dennoch existieren Risikogebiete in Bayern, zum Beispiel in Teilen Mittel- und Unterfrankens (s. hierzu auch Abbildung 87b auf Seite 211). Unabhängig von einer gesteigerten Verjüngungsfreudigkeit der Baumart Fichte dürften daher in den dargestellten Regionen die derzeit noch vorherrschenden Rein- und Mischbestände mit Kiefer und Fichte langfristig in weiten Teilen durch laubholzreichere Mischbestände abgelöst werden.

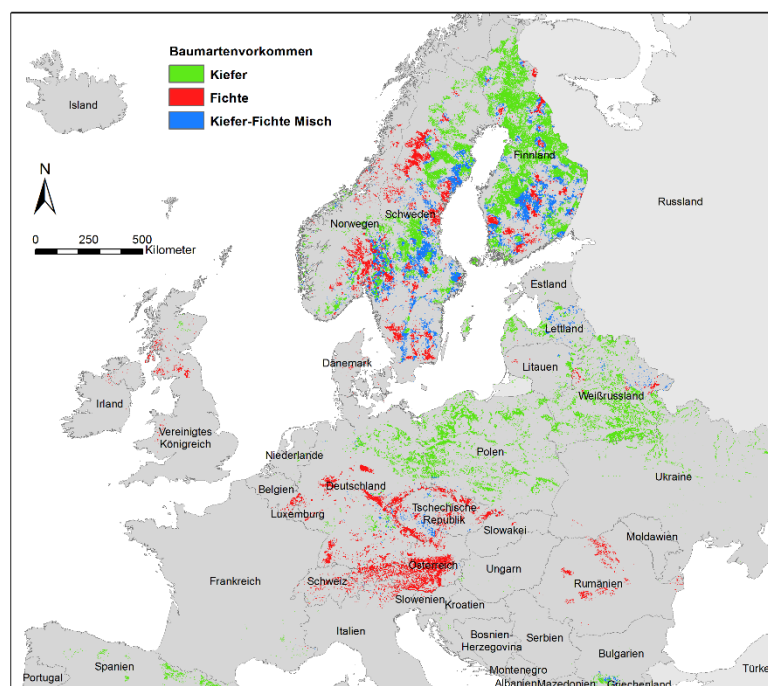


Abbildung 2: Europäische Vorkommen von Kiefer und Fichte, abgeleitet aus den von BRUS et al. (2012) auf Basis von europäischen LEVEL I und nationalen Waldinventuren entwickelten Baumartenverbreitungskarten in 1x1 Kilometer Auflösung. Rasterzellen mit führender Kiefer (grün) und Fichte (rot) wurden hierbei ab einem Baumartenanteil von mehr als 50 % ausgewiesen. Zellen mit Kiefer und Fichte in Mischung (blau) mit einem Anteil der beiden Baumarten zwischen 30 und 70 % (maximal 40 % weitere Mischbaumarten möglich).

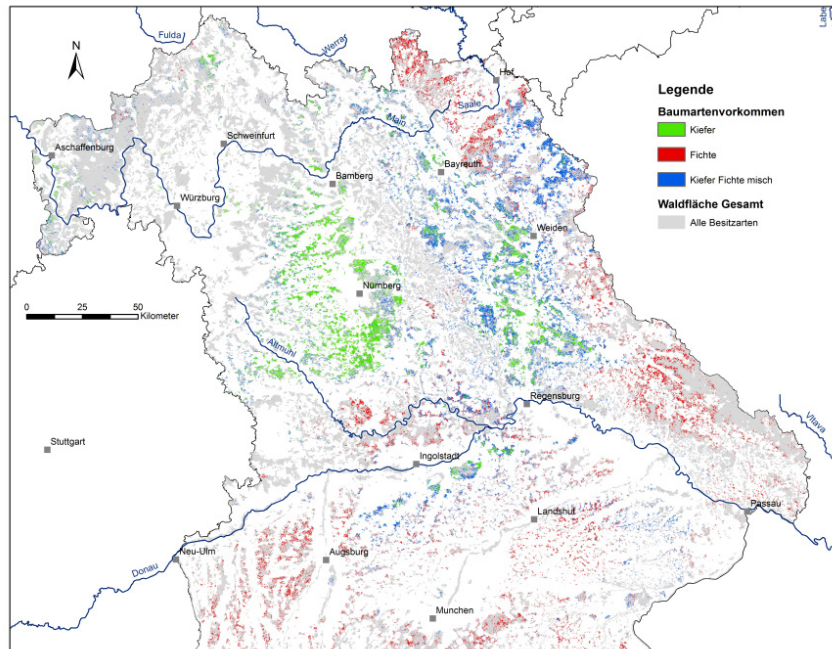


Abbildung 3: Vorkommen von Kiefer und Fichte in Bayern (aus Darstellungsgründen ohne Alpenvorland und Alpen), berechnet auf Basis der von IMMITZER et al. (2015) aus WorldView2- und Landsat-Satellitendaten in der Auflösung von einem Hektar abgeleiteten realen Baumartenvorkommen. Rasterzellen mit führender Kiefer (grün) und Fichte (rot) wurden dabei ab einem Baumartenanteil von mehr als 50 % ausgewiesen. Zellen mit Kiefer und Fichte in Mischung (blau) mit einem Anteil der beiden Baumarten zwischen 30 und 70 % (maximal 40 % weitere Mischbaumarten möglich).

1.4.3 Vergleichende waldwachstumskundliche Untersuchungen und Wissensstand zu Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte

Das Wachstum von Kiefer und Fichte in Mischbeständen ist schon seit langem Gegenstand waldbaulicher Diskussionen (SCHMIDT-MEININGEN 1895) und zahlenbasierter Untersuchungen (SCHWAPPACH 1908). In Tabelle 3 sind maßgebliche aus der Literatur bekannte, überwiegend waldwachstumskundliche Versuche in Kiefern-Fichten-Mischbeständen zusammengestellt. Der DEUTSCHE VERBAND FORSTLICHER FORSCHUNGSANSTALTEN (DVFFA) hat schon auf den Jahresversammlungen im Jahr 1890 in Gießen und 1905 in Baden-Baden die Untersuchung von Mischbeständen in den Arbeitsplan für Ertragsuntersuchungen aufgenommen. Im Jahr 1926 schrieb er konkrete Ziele und Anforderungen für vergleichende Versuche in Mischbeständen aus Kiefer und Fichte sowie weiteren wirtschaftlich und ökologisch bedeutsamen Baumarten fest. Im Vordergrund standen Fragen zur Ertragsleistung, waldbaulichen Behandlung und zum Einfluss der Baumarten auf den Boden. Als Vergleichsmaßstab sollten wenn möglich korrespondierende Reinbestände der im Mischbestand beteiligten Arten dienen (DVFFA 1926).

Als Leiter der preußischen Versuchsanstalt setzte SCHWAPPACH die Überlegungen des DVFFA bereits vor dem Jahr 1926 in einer Reihe von Versuchen um (SCHWAPPACH 1909, 1914). SCHILLING wertete im Jahr 1925 die nach dem ersten Weltkrieg noch erhaltenen Versuche SCHWAPPACHS weiterführend aus. Ein Auszug aus der Veröffentlichung von SCHILLING (1925) findet sich in Abbildung 4. SCHILLING stellte fest, dass es äußerst schwierig war, auf Basis der vorhandenen Versuchsflächen Rein- und Mischbestand zu vergleichen. Im Jahr 2014 mussten auch BIELAK et al. bei ihrer Auswertung der im heutigen Polen gelegenen SCHWAPPACH-Flächen bei der Baumart Fichte auf einen Ertragstafelvergleich zurückgreifen, da entsprechende Fichtenreinbestände als Referenz fehlten (BIELAK et al. 2014).

Um die Unzulänglichkeiten zurückliegender Versuche zu überwinden, begann man in den 1950er und 1960er Jahren in England und Schweden mit der systematischen Anlage von vergleichenden blockweisen Rein- und Mischbestandsversuchen (BROWN 1992, JONSSON 2001, LINDÉN und AGESTAM 2003). Zu den bislang wohl bekanntesten dieser Versuche zählt der *Gisburn experimental forest* in Nordwest-England (s. BROWN 1992). Diese nach praktischen und statistischen Erfordernissen angelegten 50-jährigen Blockversuche liefern inzwischen für einen ausgewählten europäischen Klima- und Wuchsraum sowohl auf Bestandes- als auch auf Einzelbaumebene belastbare Auswertungen und Ergebnisse.

Die Entwicklung von Einzelbäumen in Kiefern-Fichten-Mischbeständen stand ab den 1980er Jahren im besonderen Fokus der Waldwachstumskunde. Im Rahmen der Entwicklung von einzelbaumbezogenen Waldwachstumsmodellen wurden eine Reihe von Kiefern-Fichten-Mischbestandsversuchen angelegt und ausgewertet (HASENAUER 1994; PRETZSCH 1992; PRETZSCH et al. 2002). Im Gegensatz zu den vorangegangenen Untersuchungen wurde dabei kein unmittelbarer flächenbezogener Vergleich mit korrespondierenden Reinbeständen angestrebt. Vielmehr sollte die Wirkung von Artmischungen auf Ebene des Einzelbaumes und auf Basis seiner unmittelbaren Nachbarschaftsbeziehungen abgebildet werden. Diesen Ansatz verfolgten auch weitere Untersuchungen zu Kiefern-Fichten-Mischbeständen wie zum Beispiel die von JONSSON 1962, PUKKALA et al. 1994 und VETTENRANTA 1999.

Tabelle 3: Publierte, überwiegend waldwachstumskundliche Studien zu Mischbeständen aus Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) (Zeitraum der Jahre 1909 bis 2015)

Studie	Land/Region	Versuch		Anzahl Mischbestände		Anlage und Aufnahmen		Altersspanne	Verfügbarkeit von Reinbeständen als Referenz
		Nr	Name	Einz.	Ges.	Pflanzung/Saat (P/S) Versuchsanlage (A)	Messungen		
SCHWAPPACH 1909, 1914	Ostpreußen, heute Polen, Litauen, Russland	1	Neu-Lubbönen (Selenodolje, Russland)	2	11	1905, 1907 (A)	1909, 1914	~60-150	Nein, Ertrags-tafelvergleich
		2	Wischwill (Viesvile, Litauen)	2	(Bestände vom Typ III				
		3	Trappönen (Nemanskoje, Russl.)	2	hierbei				
		4	Stallischen (Stary Zabinz, Polen)	1	ausge-				
		5	Murow (Murow, Polen)	2	klammert)				
		6	Jura, (Jurava, Litauen)						
SCHILLING 1925 Wiederholungsaufnahme und Ergänzung der nach dem 1. Weltkrieg noch bestehenden Flächen von SCHWAPPACH 1909, 1914	Ostpreußen, heute Polen, Litauen, Russland	1	Pfeilswalde (Strzalowo, Polen)	2	15	1905,1907 (A)	1909, 1914 und 1923	35-170	Ja, für einzelne Mischbestände, ansonsten Ertragstafelvergleich
		2	Trappönen (Nemanskoje, Russl.)	4	(Bestände vom Typ III				
		3	Kobbelbude (Swetloje, Russl.)	1	hierbei				
		4	Murow (Murow, Polen)	1	ausge-				
		5	Wischwill (Viesvile, Litauen)	2	klammert)				
		6	Stallischen (Stary Zabinz, Polen)	2					
		7	Neu-Lubbönen (Selenodolje, Russland)	2					
		8	Jura, (Jurava, Litauen)	1					
CHRISTMANN Ertrags-tafel Kiefern-Fichten-Mischbestand in WIEDEMANN 1939a, 1949c	k. A.	k. A.		k. A.	k. A.		k. A.	-	
JONSSON 1962	Schweden, Mitte, Nord		Große schwedische Ertragsuntersuchung		116 Kiefer, 140 Fichte abweichende Anzahl da Einzelbaumbzug		1941-1949		Ja, Einzelbaumansatz
KÜNSTLE 1962	Deutschland, Süd (Baden Württemberg)		Villingen (östlicher Schwarzwald)	40	k. A.		k. A.	28x über 120j., 7x80j. 5x bis 50j.	Nein, Ertrags-tafelvergleich
SCHULZE 1972	Deutschland, Süd (Bayern)	1	Schrobenhausen	7	97	1969-1970 (A)	1969-1970		Nein, Ertrags-tafelvergleich
		2	Jetzendorf	1					
		3	Oberarnbach	1					
		4	Münchsmünster	32					
		5	Teublitz	11					
		6	Roding	14					
		7	Falkenberg	26					
		8	Mitterteich	5					
KASA 1972	Deutschland, Nord (Niedersachsen)		-		633		zwischen 1968-1972	40-120	Nein, Ertragstafelvergleich
POLENO 1975, 1979, 1981, 1986	Tschechische Republik, Südwest (Südböhmen)		Nové Hradý (Gratzen)		~100 (bei unterschiedl. Mischungsanteilen)		~1970 (~1980)	20-100	Ja
AGESTAM 1985 Beschreibung des Datenmaterials bei NÄSLUND 1971	Schweden, gesamt		Große schwedische Ertragsuntersuchung		152 (temp. Ver-suchsfl.)		1950-1965		Ja, Einzelbaumansatz
PUKALA et al. 1994	Finnland, Nordost (Karelien)		-		~25		1994	10-140	Ja, Einzelbaumansatz
BROWN 1992 JONES et al. 2005 MASON und CONNOLLY 2013	England, Nordwest		Gisburn	3		1955 (1. Rotation) (P/S)	1959, 1962, 1965, 1975, 1981	4-26	Ja
				3		1991 (2. Rotation.) (P/S)	1994, 1997, 2001, 2006, 2011	6-20	Ja

Fortsetzung Tabelle 3: Publierte, überwiegend waldwachstumskundliche Studien zu Mischbeständen aus Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) (Zeitraum der Jahre 1909 bis 2015)

Studie	Land/Region	Versuch		Anzahl Mischbestände		Anlage und Aufnahmen		Altersspanne	Verfügbarkeit von Reinbeständen als Referenz
		Nr	Name	Einzel.	Ges.	Pflanzung/Saat (P/S) Versuchsanlage (A)	Messungen		
HASENAUER 1994 SATLAWA 2013	Österreich, Nord (Waldviertel)		Litschau	22		1977 (A)	1977-2007 alle 5 Jahre	10-110	Nein, Ertrags-tafelvergleich
VETTENRANTA 1999	Finnland, Mitte, Süd		INKA, TINKA (Nationale Forstin- ventur)	rd. 950			dreimalige Aufnahme zw. 1976-1992	1-150	Ja, einzelbaum-basierte Bestandes-simulation und zusätzlich auch Ertragstafel-vergleich
JONSSON 2001	Schweden, Mitte		Främlingshem, Sandviken	9		1956, 1957, 1961 (P/S)	1961, 1976, 1983, 1999	5-43	Ja
PRETZSCH et al. 2002 PRETZSCH und SCHÜTZE 2004 in KÜSTERS et al. 2004	Deutschland, Süd (Bayern)	841	Neuburg	6		1997 (A)	1997	22-100	Ja, einzelbaum-ansatz; für flä-chen-bezogene Auswertungen Ertragstafel-vergleich
LINDÉN und AGESTAM 2003	Schweden, Süd	1090		4		1967 (P/S) 1981 (A)	1981, 1984, 1989, 1994, 1999	16-34	Ja
		1091				1959 (P/S) 1981 (A)		26-44	
		1092				1960 (P/S) 1981 (A)		32-49	
SCHERER-LORENZEN et al. 2005 HAASE et al. 2015	Finnland, Südwest		Satakunta	6		1999 (A)		2-17	Ja
KALLIOKOSKI 2011 (Wurzeluntersuchung)	Finnland, Mitte, Nord		Hyytiaälä	5		2005/2006 (A)	2005/2006	13-50	Nein
BAETEN et al. 2013 (allg. Beschreibung)			Exploratoriums-Regionen Fun- DivEurope						
GROSSIORD et al. 2014a, 2014b	Finnland, Mitte, Ost		Nord-Karelien (Fichte, Kiefer, Birke)	14/3				30-40	Ja
	Polen, Ost		Bialowieza (u. a. Fichte, Kiefer)	11/13/11/ 2					Ja
BIELAK et al. 2014 (heute in Polen gel. Flächen der Unter- suchungen von SCHWAPPACH 1909 und SCHILLING 1925)	Polen		Maskulinskie Strzalowo Kwidzyn	2 2 2	6	1911, 1928, 1932 (A)	1911-2008 (2010), i.d.R. alle fünf Jahre	~35-130	Kiefer ja; Fichte nein, dort Ertrags-ta- felvergleich

Bestandes- und Einzelbaumproduktivität

Die Mehrzahl der in Tabelle 3 aufgeführten Studien weist für Kiefern-Fichten-Mischbestände im Vergleich zum gewichteten Mittel der korrespondierenden Reinbestände einen höheren relativen laufenden Volumenzuwachs nach. Für in Nordeuropa (Nordwestengland und Schweden) untersuchte jüngere Mischbestände bewegt sich dieser Mehrzuwachs zwischen 20 % und etwa 40 % (BROWN 1992, JONSSON 2001, MASON und CONNOLLY 2013). Zum Teil konnte aber nur für eine der beteiligten Baumarten ein Mehrzuwachs festgestellt werden. Beispielsweise beobachteten LINDÉN und AGESTAM (2003) in ebenfalls jüngeren Beständen bei der Baumart Kiefer bis zum Bestandesalter von etwa 30 Jahren einen relativen Mehrzuwachs von fast 15 %. BIELAK et al. (2014) wiesen auf Basis eines fast 100-jährigen Beobachtungszeitraums auf einem Teil der von SCHWAPPACH (s. Tabelle 3) angelegten Flächen einen Mehrzuwachs der Kiefer von 34 % nach.

Über das witterungsabhängige Zuwachsverhalten von Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand kann auf Grundlage der vorhandenen Untersuchungen nahezu keine Aussage getroffen werden. Die Anzahl der Studien zur Analyse der baumartenspezifischen Klima- und Witterungssensitivität ist zwar nach den Trockenjahren der letzten zwei Jahrzehnte sprunghaft angestiegen (s. unter anderem Studien in Tabelle 3), sie lassen jedoch keine unmittelbaren Rückschlüsse auf das Verhalten der Baumarten im Rein- und Mischbestand zu.

Ähnlich verhält es sich bei der Analyse der Gesamtwuchsleistung von Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand. Die Gesamtwuchsleistung und der durchschnittliche Gesamtwuchs liefern grundsätzlich das belastbarste Maß der Gesamtproduktivität von Waldbeständen über den gesamten Nutzungszeitraum (*Umtriebszeit*). Aufgrund der häufig nur kurzen Beobachtungsdauer oder des Fehlens von Reinbeständen als Referenz, ermöglicht bis heute nahezu keine der in Tabelle 3 aufgeführten Studien einen dahingehenden belastbaren Vergleich von Misch- mit Reinbeständen. Lediglich die Untersuchung von BIELAK et al. (2014) konnte für die Baumart Kiefer und die beobachtete Alterspanne von 40-140 Jahren einen entsprechenden Vergleich vornehmen. Die auf Basis korrespondierender Reinbestände berechnete erwartete Gesamtwuchsleistung wird hierbei im Mischbestand ab einem Alter von etwa 110 übertroffen.

Bestandesstruktur

PRETZSCH und BIBER (2016) und PRETZSCH et al. (2016b) zeigten für eine Reihe von Baumartenmischungen in Mitteleuropa, dass Artmischungen die Bestandesdichte und das Ertragsniveau des Gesamtbestandes, bei gleichzeitig nur geringfügig veränderter Mittelhöhe, deutlich anheben können. Verwendet man vereinfachend die Stammzahl als Weiser der Bestandesdichte, so zeigen sich für die Artmischung von Kiefer und Fichte auch bei POLENO (1981) entsprechende Hinweise. Beispielsweise wies POLENO (1981) gegenüber dem Erwartungswert der korrespondierenden Reinbestände für die Baumart Fichte im Mischbestand deutlich höhere Stammzahlen nach. Die Stammzahlen der Kiefer nahmen im Mischbestand hingegen tendenziell ab. Ungeachtet dieser gegenläufigen Wirkungen weisen Kiefern-Fichten-Mischbestände im Ergebnis offenbar höhere Bestandesgrundflächen auf. In der Untersuchung von POLENO (1981) zeigte sich dieser Effekt sogar über verschiedene Alters- und Bonitätsstufen hinweg. Auch MASON und CONNOLLY (2013) beobachteten bis zum Alter von etwa 25 Jahren höhere Grundflächen.

Nach LINDÉN und AGESTAM (2003) und PRETZSCH und SCHÜTZE (2015) führt das gemeinschaftliche Wachstum von Kiefer und Fichte in Mischbeständen nicht nur zu höheren Baumzahlen, sondern auch zu einer etwas weiteren Durchmesserstreue, als auf Basis der korrespondierenden Reinbestände zu

erwarten gewesen wäre. Abhängig von der Bestandesgrundfläche, wirken sich eine höhere Stammzahl und eine veränderte Durchmesserverteilung auch auf den Mitteldurchmesser aus. Bezugnehmend auf die letztgenannten Untersuchungen dürfte die gesteigerte Zahl an Bäumen bei nicht proportional zunehmender Bestandesgrundfläche zu einem abnehmenden Mitteldurchmesser führen. Abweichend hiervon fanden MASON und CONNOLLY (2013) in der zweiten Rotation in Gisburn für Kiefer und Fichte eine gesteigerte Entwicklung des mittleren Durchmessers. LINDÉN und AGESTAM (2003) beobachteten hingegen nur bei der Baumart Kiefer einen um 1,2 cm größeren Mitteldurchmesser. Über die Durchmesserentwicklung der jeweils stärksten Bäume in Kiefern-Fichten-Mischbeständen gibt es in den vorgenannten Studien nahezu keine Informationen. Nur JONSSON (2001) beobachtete in Mittelschweden in den Mischbeständen an dominanten Kiefern einen um 2,4 cm größeren Durchmesser. Dominante Fichten wiesen hingegen einen um 3,0 cm kleineren Durchmesser auf.

Die Wirkung der Artmischung auf die Höhenentwicklung von Einzelbäumen und Baumkollektiven ist mit einer der am meisten diskutierten Fragen im Rahmen der Mischbestandsforschung, insbesondere vor dem Hintergrund etablierter baumhöhenbasierter Bonitierungsverfahren. Gerade die Mittelhöhe reagiert besonders sensitiv auf die zuvor beschriebenen Veränderungen und Aufweitungen der Durchmesserverteilungen. Auf Grundlage eines repräsentativen Datenkollektives, unter anderem aus der vorliegenden Arbeit, zeigten DEL RÍO et al. (2015) und PRETZSCH und SCHÜTZE (2015) analog zur Durchmesserverteilung, dass sich auch die Höhenverteilung und damit auch der Mitteldurchmesser der beteiligten Baumarten in Kiefern-Fichten-Mischbeständen verändert. Allerdings führte bei PRETZSCH und SCHÜTZE (2015) die größere Spannweite und Rechtsschiefe der Höhenverteilung nur bei der Baumart Fichte zu einem signifikant niedrigeren Mitteldurchmesser. Mit Blick auf die Baumart Kiefer konnten BIELAK et al. (2014) auf den von SCHWAPPACH (1909, 1914) angelegten und bereits seit fast hundert Jahren unter Beobachtung stehenden Versuchen in Polen kein signifikanten Unterschied in der Mittelhöhe feststellen. Für jüngere Bestände in Nordeuropa beobachteten LINDÉN und AGESTAM (2003) und BROWN (1992) weder bei Kiefer noch bei Fichte einen Unterschied in der Mittelhöhe. Sie führten dies auf eine noch nicht erfolgte Höhenstratifizierung der Bestände zurück. Anders als BROWN (1992) fanden MASON und CONNOLLY (2013) in der zweiten Rotation des Gisburn-Experiments bei beiden Baumarten signifikant höhere Mittelhöhen.

Entgegen der beschriebenen Mittelstamminformationen werden Durchmesser und Höhe der stärksten Bäume weniger durch Veränderungen von Stammzahl oder Verteilungsmustern beeinflusst. Die Bestandesoberhöhe bietet damit ein verzerrungsfreieres Bild eines gegebenenfalls durch Mischbestandseffekte veränderten Höhenwachstums. In der Untersuchung von LINDÉN und AGESTAM (2003) fand sich in den Mischbeständen in Südschweden bis zum Alter von 45 Jahren im Vergleich zu den Reinbeständen keine gesteigerte Oberhöhenentwicklung. Bei der Baumart Kiefer beobachtete JONSSON (2001) bis zum Alter von etwa 38 Jahren in Mittelschweden sogar geringere Oberhöhen.

Unabhängig von der Frage zum Einfluss des Bestandestyps auf die Höhenentwicklung von Kiefer und Fichte sind mehrere der in Tabelle 3 aufgeführten Studien der Frage der allgemeinen Höhenrelation zwischen den beiden Baumarten nachgegangen. Zum Beispiel zeigte KASA (1972) für Untersuchungsflächen in Nordwestdeutschland, dass die Fichte durchschnittlich zwischen 3 bis 5 % höher ist als die Kiefer; unter südböhmischen Verhältnissen waren es bei POLENO (1981) alters- und standortübergreifend etwa 2 %. Mit Blick auf den Altersverlauf der Höhenrelation zwischen Kiefer und Fichte berichtete bereits SCHWAPPACH (1909, 1914) von einer Wachstumsüberlegenheit der Kiefer in früher Jugend und einem *Nachziehen* der Fichte im weiteren Bestandesleben. Auch MASON und CONNOLLY (2013) und JONSSON (2001) zeigten

unter nordeuropäischen Wachstumsbedingungen, dass die Kiefer der Fichte bis zum beobachteten Alter zwischen 20 und 40 Jahren noch um etwa 5 % im Höhenwachstum überlegen ist. Auf den niederösterreichischen Dauerbeobachtungsflächen in *Litschau* dauert es sogar bis zum Alter von etwa 100 Jahren, bis die Fichte die Oberhöhe der Kiefer erreicht hat (HASENAUER 1994, SATLAWA 2013). Ähnliche Ergebnisse lassen sich auch aus den Arbeiten von SCHULZE (1972) und KÜNSTLE (1962) ableiten. Auch in einigen der von KASA (1972) untersuchten norddeutschen Wuchsräume zeigte sich die Verschiebung der Höhenrelation von Kiefer und Fichte mit zunehmendem Alter.

Aufbauend auf den Beobachtungen zur altersabhängigen Höhenrelation von Kiefer und Fichte haben bereits SCHWAPPACH (1909, 1914), SCHILLING (1925) und später dann auch WIEDEMANN (1951) versucht, Kiefern-Fichten-Mischbeständen anhand der standortabhängigen Bestandesstruktur zu kategorisieren und „einige Ordnung in das Durcheinander [zu]bringen“ (SCHILLING, S. 259). In dem in Abbildung 4 dargestellten Auszug und den in Abbildung 5 wiedergegebenen Fotos aus dem Aufsatz über ostpreußische Kiefern-Fichten-Mischbestände unterscheidet SCHILLING in Anlehnung an SCHWAPPACH (1909) drei verschiedene Typen: „*Typ I [...] nach Wachstum der Einzelholzarten gleichmäßigen Mischbestände, in denen also beide Holzarten [...] zu herrschenden Stämmen ausgebildet sind, [...]. Typ II [...], mit nach- und zwischenständigen Fichten, in denen aber immerhin eine Anzahl von Fichten auch zu herrschender Stellung gelangt, [...]. Typ III enthält Kiefernbestände, im oberen Kronenraum rein, mit Fichtenunterwuchs, [...]*“ (SCHILLING 1925, S. 261).

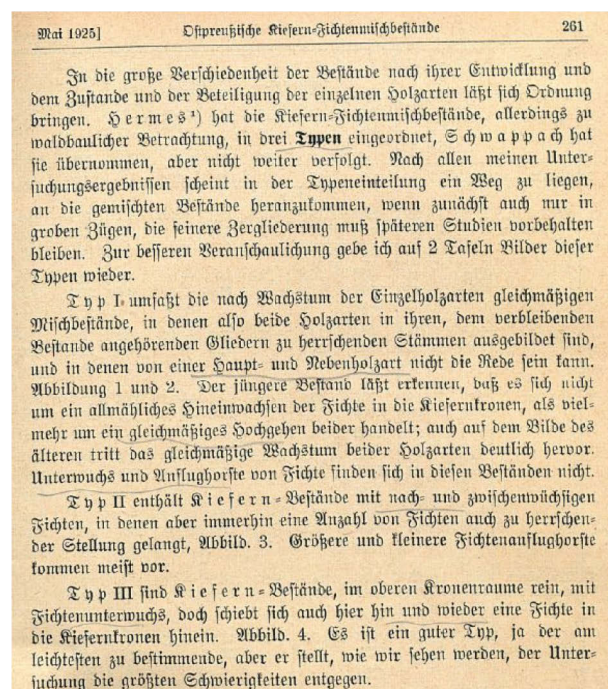


Abbildung 4: Auszug aus dem Aufsatz von SCHILLING in der *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen* aus dem Jahr 1925 über *Ostpreußische Kiefern-Fichtenmischbestände*. Dargestellt ist die Textpassage mit einer Charakterisierung von drei maßgeblichen Typen von Kiefern-Fichten-Mischbeständen. Die im Text genannten Tafeln (Fotos) finden sich auszugswise in Abbildung 5 wieder.



Abbildung 5: Fotos der Tafeln I und II aus dem Aufsatz *Ostpreußische Kiefern-Fichtenmischbestände* von SCHILLING in der *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen* aus dem Jahr 1925. Dargestellt sind charakteristische Bestandesbilder der drei von SCHWAPPACH und SCHILLING untersuchten Bestandestypen von Kiefern-Fichten-Mischbeständen. Typ I (links), Typ II (Mitte) und Typ III (rechts).

Fast 50 Jahre später griff SCHULZE (1972) diese Kategorisierung der Kiefern-Fichten-Mischbestände in seiner Untersuchung in zwei repräsentativen Wuchsräumen Bayerns auf. Hierbei wies er die Bestände zunächst anhand der ertragstafelbasierten Kiefernbonität nach WIEDEMANN (1949b, mäßige Durchforstung) drei unterschiedlichen Leistungsklassen zu: II.5 bis III.5 = *Mäßig*; I.5 bis II.5 = *Gut*; < I.5 = *Sehr gut*. In jeder der Leistungsklassen analysierte er die Bestandesentwicklung anhand unechter Zeitreihen über vier Altersphasen hinweg (*Jugend*, *Stangenort*, *Baumbestand* und *Altbestand*). Die charakteristische Bestandesstruktur in den Entwicklungsphasen ist stark vereinfacht in Abbildung 6 in einer Grafik aus der Arbeit von SCHULZE (1972) dargestellt.

Besonders deutlich werden die Höhen- und Strukturunterschiede der Kiefern-Fichten-Mischbestände beim Vergleich von *mäßiger* und *sehr guter* Leistungsklasse. Den abgebildeten Höhenentwicklungen der Bestände liegen reale Höhenmessungen von SCHULZE (1972) zugrunde. In der *mäßigen* Leistungsklasse dominiert die Kiefer den Bestandaufbau und die herrschende Baumschicht insbesondere in der Jugend und sogar bis ins fortgeschritten Bestandesalter von 90 Jahren. Im Unter- und Zwischenstand erhält sich eine bemessene Anzahl an Fichten. In der *sehr guten* Leistungsklasse ist die Fichte hingegen bereits in der Jugend in der Lage, mit der Höhenentwicklung der Kiefer Schritt mitzuhalten. Ein ausgeprägter Unter- und Zwischenstand aus Fichten bildet sich damit nicht aus, nicht zuletzt auch aufgrund der insgesamt höheren Bestandesdichte und Lichtkonkurrenz.

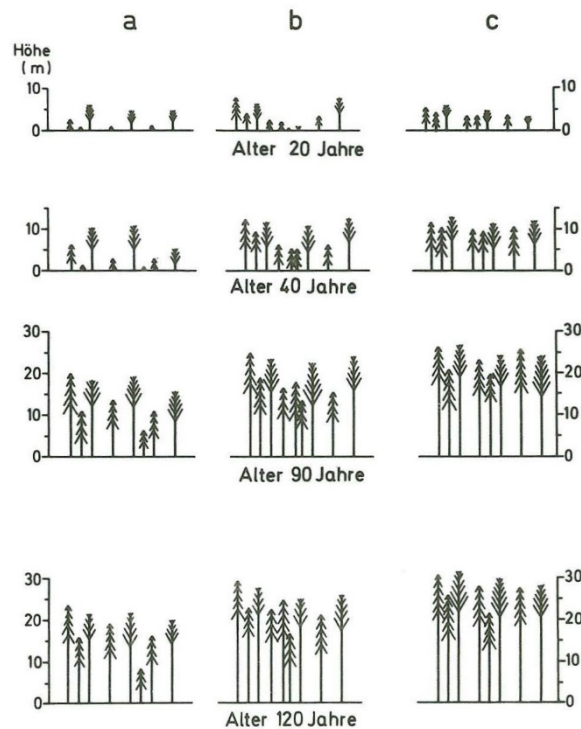


Abbildung 6: Schematische Darstellung der Höhenentwicklung und Bestandesstruktur von bayerischen Kiefern-Fichten-Mischbeständen auf (a) mäßiger, (b) guter und (c) sehr guter Standortgruppe (aus SCHULZE 1972, S. 23).

Im gleichen Jahr wie SCHULZE (1972) wertete KASA (1972) die Höhenrelation von Kiefer und Fichte anhand von Mischbeständen des norddeutschen Tieflandes in Abhängigkeit von Alters- und Standortklassen (Wasserversorgungsgrad) systematisch und statistisch aus (Abbildung 7). KASA (1972) konnte nachweisen, dass die Höhenüberlegenheit der Fichte nur auf den nach damaliger Ausweisungssystematik *frischen* bis *vorratsfrischen* und grundwasserbeeinflussten Standorten gegeben ist. Auf *mäßig sommertrockenen* und *mäßig frischen* Standorten des norddeutschen Tieflandes zeigte sich die Kiefer bis zur IV. Altersklasse (Alter 41 bis 50 Jahre) in der Höhenwuchsleistung überlegen.

Durchschnittliches Höhenverhältnis Fichte/Kiefer bei verschiedenen Wasserversorgungsgraden nach Altersklassen

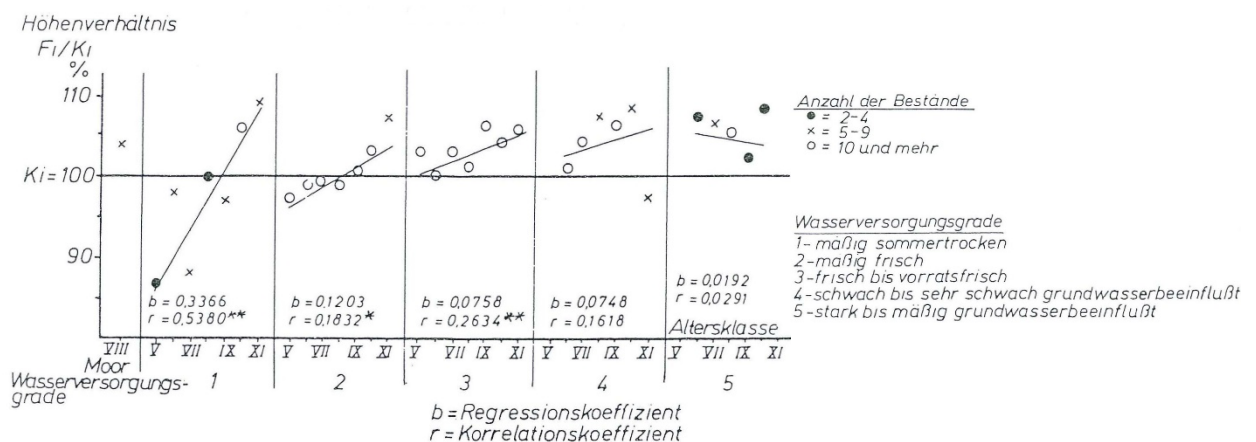


Abbildung 7: Grafische und statistische Auswertung des durchschnittlichen Höhenverhältnisses von Fichte und Kiefer in der norddeutschen Tiefebene in Abhängigkeit von der Altersklasse der Bestände (von V. AKL 41-50 Jahre bis XI. AKL 101-110 Jahre) und den Wasserversorgungsgraden (Wasserhaushaltsstufen) des Bodens (aus KASA 1972, S. 84)

Baummorphologie

Über Bestandesstruktur und Produktivität von Kiefern-Fichten-Mischbeständen finden sich in der Literatur vergleichsweise viele verwertbare Hinweise. Über die Wirkung der Artmischung auf die individuelle Baummorphologie sind es hingegen nur sehr wenige und überwiegend widersprüchliche Befunde. Daraus sind bislang keine belast- und verallgemeinerbaren Reaktionsmuster ableitbar. VETTENRANTA (1999) zeigte beispielsweise für Versuchsflächen in Süd- und Mittelfinnland, dass das Verhältnis von Kronenlänge zu Baumhöhe bei der Baumart Kiefer sensibel auf zunehmende Bestandesdichte (Grundfläche) und zunehmende lokale Konkurrenz reagiert. Bei der Baumart Fichte zeigte sich hingegen, dass nur die lokale innerartliche Konkurrenz zu einer Abnahme des Kronenprozentes führt. LINDÉN und AGESTAM (2003) wiederum fanden bis zum Alter von etwa 30 Jahren bei der Baumart Kiefer in Mischung mit Fichte längere Kronen und führten dies auf eine in diesem Alter geringere zwischenartliche Konkurrenz durch die Fichte zurück. Auch die von JONSSON (2001) sowie LINDÉN und AGESTAM (2003) bei der Baumart Kiefer bis zum Alter von 30 bis 40 Jahren beobachteten niedrigeren HD-Verhältnisse in Mischung mit Fichte, könnten auf eine in dieser Altersphase verringerte zwischenartliche Konkurrenzwirkung der Fichte zurückzuführen sein.

1.5 Zielsetzung, Fragestellungen und Hypothesen der vorliegenden Arbeit

Vergleichende Untersuchungen zum Wachstum von Kiefer und Fichte in Rein- und Mischbeständen haben in Mittel- und Nordeuropa eine lange Tradition. Bis heute sind entsprechende Untersuchungen allerdings mit erheblichen Schwierigkeiten und Aufwendungen verbunden. Hierzu zählen unter anderem die Ansprüche an die Alters-, Standort- und Strukturhomogenität der zu vergleichenden Bestände. Hinzu kommt, dass Mischungsreaktionen in hohem Maße von Bestandesalter und den standörtlichen Rahmenbedingungen wie Boden und Klima abhängig sind. Vor diesem Hintergrund ist es bisher wie im vorgangegangenen Kapitel 1.4.3 dargestellt nur in begrenztem Umfang gelungen, allgemeingültige Aussagen zur Produktivität und Struktur von Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte zu treffen.

In der vorliegenden Arbeit soll daher unter Berücksichtigung folgender Maßgaben ein weiterführender Erklärungsbeitrag geleistet werden:

- Abbildung eines repräsentativen Ausschnitts der Klima- und Standortbedingungen der temperierten Breiten
- Größtmögliche standörtliche sowie bestandes- und altersstrukturelle Vergleichbarkeit der Untersuchungsbestände
- Keine ausschließliche Berücksichtigung von Jugendstadien, sondern Untersuchung von Beständen mittleren bis fortgeschrittenen Alters
- Abdeckung eines längeren Beobachtungs- beziehungsweise Rekonstruktionszeitraums
- Untersuchungsansatz auf Einzelbaum- und Bestandesebene
- Analyse von horizontaler und vertikaler Raumbesetzung sowie der Einzelbaummorphologie
- Berücksichtigung von Klima-, Witterungs- und Standorteinflüssen

Ausgehend von diesen Rahmenbedingungen soll untersucht werden, ob und wenn ja, wie sich die Entwicklung der beiden Baumarten Kiefer und Fichte in Rein- und Mischbeständen unterscheidet. Insbesondere soll untersucht werden, ob die Produktivität von Kiefern-Fichten-Mischbeständen lediglich der erwarteten

Produktivität von korrespondierenden Reinbeständen entspricht (*additiver Effekt: zum Beispiel produktive Art + weniger produktive Art*) oder die Mischbestände sogar eine höhere Produktivität zeigen (*multiplikativer Effekt: zum Beispiel produktive Art * x + weniger produktive Art *x*). Hierzu soll neben der Gesamtwirkung auf Basis der Produktivität auf Bestandesebene auch der Beitrag beziehungsweise das Verhalten der einzelnen Arten untersucht werden. Im Fokus stehen waldwachstumskundliche Kenngrößen zur Bestandesstruktur, Einzelbaummorphologie und zum kurzfristigen Zuwachsverhalten bei Trockenstress. Darüber hinaus sollen Anhaltspunkte gefunden werden, ob sich das Verhalten der beiden Baumarten in Abhängigkeit von den Standortbedingungen ändert.

Hierzu wird folgende übergeordnete Hypothese als Nullhypothese formuliert:

Die **Entwicklung (Zuwachs, Struktur und Morphologie)** der Baumarten Kiefer und Fichte im Mischbestand unterscheidet sich nicht von der auf Basis korrespondierender Reinbestände erwarteten Entwicklung. Dieses Verhalten wird auch nicht durch Standortbedingungen verändert.

Aus der vorstehenden übergeordneten Hypothese zur Entwicklung von Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand werden drei zentrale waldwachstumskundliche Einzelhypothesen abgeleitet. Diesen sind nachstehend ebenfalls als Nullhypothesen wiedergegeben:

- **Zuwachshypothese:** Kiefer und Fichte zeigen im Rein- und Mischbestand keine Zuwachsunterschiede.
 - **Zuwachshypothese 1:** Das mittel- bis langfristige Zuwachsverhalten auf Baum- und Bestandesebene unterscheidet sich nicht zwischen Rein- und Mischbestand.
 - **Zuwachshypothese 2:** Das kurzfristige (witterungsbedingte) Zuwachsverhalten auf Baum- und Bestandesebene unterscheidet sich nicht zwischen Rein- und Mischbestand.
- **Strukturhypothese:** Die Bestandesstruktur von Rein- und Mischbeständen aus Kiefer und Fichte unterscheidet sich nicht.
- **Morphologiehypothese:** Die Baummorphologie von Kiefer und Fichte unterscheidet sich nicht zwischen Rein- und Mischbestand.

Aufbauend auf den vorgenannten Fragestellungen sollen Anknüpfungspunkte und Empfehlungen für waldbauliches Handeln formuliert werden.

2 Material

Zur Überprüfung der in Kapitel 1.5 formulierten Hypothesen wurde zunächst versucht auf gut dokumentierte und langjährig unter Beobachtung stehende Versuchsflächen des ertragskundlichen Versuchswesens in Bayern zurückzugreifen. Aufgrund der spezifischen Anforderungen der vorliegenden Untersuchung standen aber kaum geeignete langfristige Versuchsflächen der Baumarten Kiefer und Fichte zur Verfügung (s. Kapitel 2.3.1). Vor diesem Hintergrund wurden alternative Datenquellen herangezogen und ergänzende temporäre Versuchsflächen angelegt. Insgesamt wurden somit waldwachstumskundliche Daten von einzelnen permanenten (langfristigen) Versuchsflächen und einer Reihe von temporären Versuchsflächen sowie von Stichprobeninventuren auf Landes- und Bundesebene ausgewertet. Hinzu kamen umweltbezogene Daten des forstlichen Boden- und Umweltmonitorings, der Wetter- und Klimabeobachtung sowie von eigenen boden- und waldernährungskundlichen Aufnahmen auf den neu angelegten temporären Versuchsflächen.

2.1 Waldinventuren

2.1.1 Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald

Die Daten der Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald wurden verwendet, um einen Überblick über den Flächenumfang und die räumliche Verbreitung von Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte in Bayern zu erhalten. Die Daten dienten zugleich als Suchkulisse für die erforderliche Anlage von temporären Versuchsflächen (s. Kapitel 2.3.2) sowie zur Einordnung und Absicherung der dort gewonnenen Erkenntnisse.

Die Inventurdaten der Bayerischen Staatsforsten (BaySF) repräsentieren etwa 30 % der Waldfläche Bayerns (ca. 756 Tsd. Hektar Holzbodenfläche). Der Gesamtdatensatz umfasst rund 195 Tsd. Inventurpunkte. Jeder Punkt repräsentiert durchschnittlich etwa 4 Hektar Wald. Die Betriebsinventur der BaySF ist im Wesentlichen als permanente Stichprobeninventur angelegt. Der Baumbestand an den Inventurpunkten wird auf Basis von durchmessergestaffelten Messungen in konzentrischen Probekreisen oder durch Winkelzählproben (*Relaskopverfahren*) erfasst (BAYSF 2012). Abweichend von der Forsteinrichtungspraxis werden im Folgenden die Begriffe *Inventurpunkt* und *Bestand* aus Vereinfachungsgründen synonym verwendet.

Die Klassifizierung der Inventurpunkte nach reinen und gemischten Kiefern- und Fichtenbeständen erfolgte auf Basis der Grundflächenanteile in der Bestandeshauptschicht. Abweichend von den Originaldaten (Bestimmung der Bestandesschichten im Gelände) wurde die Bestandeshauptschicht aus Gründen der Datenhomogenisierung regelbasiert neu zugewiesen. Alle Bäume, die mindestens 75 % der maximalen Bestandesmittelhöhe erreicht hatten, wurden der Bestandeshauptschicht zugeordnet. Ab einem Grundflächenanteil von 90 % der jeweiligen Baumart in der Bestandeshauptschicht wurden die Inventurpunkte als reine Kiefern- und Fichtenpunkte ausgewiesen. Mischbestände mussten hingegen einen Grundflächenanteil von Kiefer und Fichte zwischen 30 % und 70 % aufweisen. Durch diese Einteilung blieben Bestände mit einer geringen Beteiligung von Kiefer oder Fichte von weniger als 30 % unberücksichtigt. Diese *Abgrenzungslücke* und Datenreduzierung wurde in Kauf genommen, um die Bestandeskollektive möglichst eindeutig abzugrenzen. Ferner sollten auf diese Weise Mischbestände ausgeschlossen werden, die durch eine der beiden Arten oder durch eine dritte Mischbaumart dominiert werden.

Aufgrund der strikten Abgrenzungskriterien verblieben nur 7.930 Inventurpunkte in Kiefern-Fichten-Mischbeständen (s. Tabelle 4). Diese Punkte repräsentieren eine Fläche von etwa 31 Tsd. Hektar. Die Mischungsverhältnisse zwischen Kiefer und Fichte sind mit durchschnittlich 48 % und 49 % nahezu gleichverteilt. Die grundflächenbezogene Baumartenanteilsfläche der Kiefer beträgt etwas mehr als 13 Tsd. Hektar. Hinzu kommt eine Baumartenanteilsfläche von 61 Tsd. Hektar in Reinbeständen. Wie zuvor dargestellt blieben damit Kiefernflächen mit geringeren Mischungsanteilen (< 30 %) und in Mischung mit anderen Baumarten, wie zum Beispiel in flächenmäßig bedeutsamen Mischungen mit den Baumarten Buche und Eiche unberücksichtigt. Die räumliche Verteilung der stratifizierten Kiefern- und Fichteninventurpunkte der Tabelle 4 ist in Abbildung 8 dargestellt.

Tabelle 4: Flächenumfang und ausgewählte Charakteristika der Vorkommen von Kiefer und Fichte in Rein- und Mischbeständen im Bayerischen Staatswald (Stichprobeninventur der Bayerischen Staatsforsten, BAYSF 2015). Soweit nicht anders vermerkt beziehen sich die ertragskundlichen Kenngrößen auf die Bestandeshauptschicht. Inventurpunkte mit führender Kiefer oder Fichte wurden ab einem Grundflächenanteil in der Bestandeshauptschicht von über 90 % ausgewiesen; gemischte Inventurpunkte bei einem Grundflächenanteil jeder der beiden Arten zwischen 30 und 70 %.

	Anzahl Inventur- punkte n	Grundflächen- anteile		Alter Jahre	Gesamt- fläche ha	Baumarten- anteilsfläche		Vorrat		
		% (Hauptschicht)	% (Inv.Punkt)			ha	ha	m ³ ha ⁻¹	Mio. m ³	
(Kie), Fi	7.930	49%	53%	94,6 100,0	30.882	16.204	29.668	153,7	298,1	4,65
Kie, (Fi)		48%	43%			13.464		144,4		4,46
Fi	55.082	98%	98%	86,0	202.948	197.861	294,9	59,22		
Ki	15.304	99%	86%	100,9	70.252	61.054	194,7	13,85		

Bei einer weitgehend gleichmäßigen Verteilung des Staatswaldes auf alle Landesteile zeigt sich ein Schwerpunkt der Kiefern-vorkommen in der Mitte und im Osten Bayerns. Die blau markierten Kiefern-Fichten-Mischbestände sind in der Karte in Abbildung 8 vergleichsweise schwer auszumachen, da die Inventurpunkte häufig in Übergangsbereichen von farblich dominierenden größeren reinen Kiefern- und Fichtenvorkommen zu finden sind. Größere zusammenhängende Vorkommen von Kiefern-Fichten-Mischbeständen finden sich von Nordosten beginnend in den Regionen rund um die Städte *Bayreuth* (Orte *Rehau*, *Selb*, *Pegnitz*), *Weiden* (Orte *Mitterteich*, *Flossenbürg*, *Amberg*), *Nürnberg* und *Ingolstadt* (Orte *Geisenfeld* und *Schrobenhausen*).

Die räumliche Verteilung der Kiefern- und Fichtenvorkommen hätte alternativ auch besitzartenübergreifend wie in Abbildung 3 auf Seite 45 aus den Ergebnissen von IMMITZER et al. (2015) abgeleitet werden können. Diese lagen allerdings zum erforderlichen Zeitpunkt noch nicht vor. Darüber hinaus ermöglichen sie keine weiterführenden waldwachstumskundlichen Analysen im notwendigen Detaillierungsgrad.

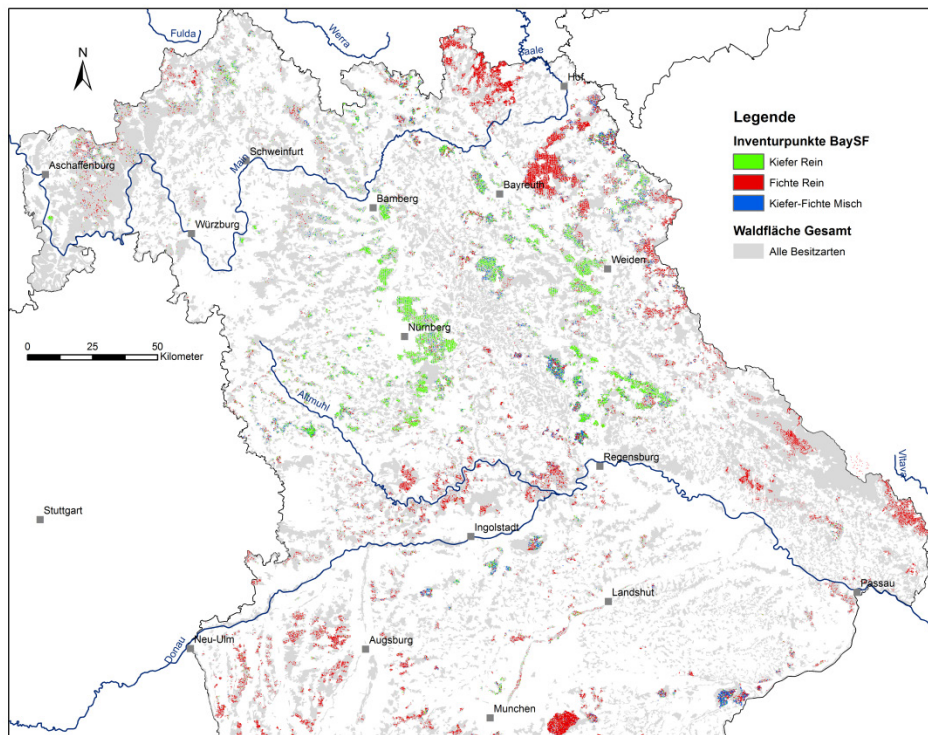


Abbildung 8: Räumliche Verteilung des Waldes in Bayern (grau) und von reinen und gemischten Kiefern- und Fichten-Inventurpunkten im Bayerischen Staatswald (Daten: BAYSF 2015) (Aus Darstellungsgründen ohne Alpenvorland und Alpen). Inventurpunkte mit führender Kiefer (grün) und führender Fichte (rot) wurden ab einem Grundflächenanteil in der Bestandshauptschicht von über 90 % ausgewiesen; gemischte Punkte bei einem Grundflächenanteil jeder der beiden Arten zwischen 30-70 %. Aus Darstellungsgründen wurden die Ergebnisse der Klassifizierung in ein bayernweit einheitliches Raster mit einer Zellengröße von 4 Hektar umgerechnet. Dies entspricht der durchschnittlichen Repräsentationsfläche der Inventurpunkte. Der stark fichten-dominierte Alpenraum und das Alpenvorland sind nicht abgebildet.

2.1.2 Bundeswaldinventur (BWI)

Die Daten der dritten Bundeswaldinventur (BWI III) aus dem Jahr 2012 wurden verwendet, um auf Bundesebene einen Überblick über die Flächenrelevanz und räumliche Verbreitung von Kiefer und Fichte in Rein- und Mischbeständen zu erhalten. In den Jahren 2011/2012 wurden in Deutschland im Rahmen der BWI III rund 60 Tsd. Stichprobenpunkte erfasst, davon alleine 7.895 in Bayern (überwiegend 4 x 4 Kilometer Aufnahmeraster). Für die vorliegende Arbeit wurden die Inventurpunkte der BWI von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) nach Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte stratifiziert. Die Darstellung der räumlichen Verteilung dieser Inventurpunkte diente zugleich als orientierende Suchkulisse für die Anlage von temporären waldwachstumskundlichen Versuchsfelder außerhalb Bayerns (Niedersachsen, Brandenburg, s. hierzu Kapitel 2.3.2) und der Verifizierung der weitergehenden Auswertungen der europäischen Baumartenverbreitungskarten nach BRUS et al. (2012). Die in der Einleitung (Kapitel 1) verwendeten Informationen zu Flächen- und Vorratsumfang auf Länder- und Bundesebene (s. Kapitel 1.4.2) entstammen der öffentlich zugänglichen Ergebnisdatabank der dritten Bundeswaldinventur (THÜNEN-INSTITUT 2016). Weitergehende Hintergrundinformationen zum Datenmaterial und zur Erhebungsmethodik der BWI finden sich bei RIEDEL et al. (2017).

2.2 Standortinformationen (Boden, Waldernährung, Klima)

2.2.1 Bayerisches Standortinformationssystem (BaSIS) und Übersichtsbodenkarte (ÜBK)

Die zuvor beschriebenen Daten der Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald (BAYSF 2015) wurden in einem Geoinformationssystem (GIS) mit Daten des digitalen Bayerischen Standortinformationssystems (BaSIS) (LWF 2016a) verknüpft. Das Standortinformationssystem BaSIS baut maßgeblich auf der Übersichtsbodenkarte (ÜBK) des Landesamtes für Umwelt (LFU 2013) auf. Die Übersichtsbodenkarte (ÜBK) fasst Daten der geologischen Karte, der forstlichen Standortkartierung und der Bodenschätzung zusammen. Die zusammengeführten Daten werden durch Geländebegehungen, Bodenbohrungen und Bodenprofile verifiziert.

BaSIS wurde ab dem Jahr 2009 an der LWF entwickelt (s. hierzu BECK et al. 2012; TAEGER und KÖLLING 2016). Es bietet für die gesamte Waldfläche Bayerns Informationen zu Boden, Klima und Anbaurisiko von 21 Waldbaumarten. Neben den Bodeninformationen aus der ÜBK baut BaSIS im Wesentlichen auf weiteren chemisch und physikalisch analysierten Leitprofilen und geländebezogenen Modellierungsansätzen auf. Auf dieser Grundlage liegen für ganz Bayern orientierende Flächeninformationen zu Bodenart (Textur), -typ und -chemismus vor. Informationen zur Geländemorphologie, Bodenbeschaffenheit und Klima (Temperatur, Niederschlag und Strahlung) bilden in BaSIS zudem die Grundlage für eine bayernweit einheitliche regelbasierte Einschätzung des Bodenwasserhaushalts.

Für die Inventurpunkte der Stichprobeninventur im Staatswald boten sich somit Orientierungswerte zu folgenden Bodendaten: Legendeneinheit der ÜBK, Bodentyp, Bodenart, Textur (Sand-, Ton- und Schluffanteil), Wasserhaushalt (nutzbare Feldkapazität (nFK), Wasserhaushaltsstufen), Nährelementvorräte, Basensättigung und Tiefenverlauf der Basensättigung. Auf dieser Datengrundlage konnten für die Anlage der ergänzenden temporären waldwachstumskundlichen Versuchsfelder geeignete Suchräume identifiziert werden, die den in Kapitel 2.3.2 ab Seite 62 formulierten Anforderungen entsprachen. Ferner konnte in Verbindung mit der nachstehend beschriebenen konventionellen forstlichen Standortkartierung eine erste Bewertung der angestrebten größtmöglichen standörtlichen Vergleichbarkeit der einzelnen Versuchspartellen vorgenommen werden.

2.2.2 Forstliche Standortkartierungen

Die konventionelle forstliche Standortkartierung verknüpft systematische Bodenbeprobungen (Bohrstockeinschläge) in einem definierten systematischen Raster von üblicherweise 50 x 50 m (Niedersachsen 100 x 100 m) mit vertiefenden Analysen an Leitprofilen der regional typischen Bodenformationen. Auf Basis der Bohrstockbeprobungen und Leitprofile werden Standorteinheiten als flächige Karteneinheiten ausgewiesen. Die Herleitung der Standorteinheiten orientiert sich dabei an den Empfehlungen des Arbeitskreis forstliche Standortkartierung (AK STANDORTKARTIERUNG 2003) und den landes- und besitzartenspezifischen Vorgaben. Unabhängig von einer im Allgemeinen einheitlichen Vorgehensweise, weichen die Beurteilungen der forstlichen Standorte, insbesondere mit Blick auf den Bodenwasserhaushalt, zwischen den Waldbesitzarten und einzelnen Kartiergebieten deutlich voneinander ab. Ungeachtet dieser Schwierigkeiten wurden die forstlichen Standortkartierungen ergänzend zur Auswahl, Anlage und Beschreibung der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsfelder verwendet (s. Kapitel 2.3.2). Für den Staatswald in Bayern standen die Informationen im Bayerischen Waldinformationssystem (BayWIS) digital zur

Verfügung. Für den Stadtwald *Alzenau* wurden die Standortinformationen in analoger Form durch die Stadt bereitgestellt; in Niedersachsen durch die Niedersächsische Landwirtschaftskammer und die Niedersächsischen Landesforsten.

In der Gesamtschau der zur Verfügung stehenden Standortinformationen zeigte sich, dass weder die konventionelle forstliche Standortkartierung noch die weiterentwickelten modellgestützten Ansätze von ÜBK und BaSIS in der Lage waren, die Standorte der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen detailliert und einheitlich zu beschreiben. Die in Tabelle 7 auf Seite 67 wiedergegebenen Standortinformationen der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen bieten damit überwiegend orientierende Anhaltspunkte zu den Bodencharakteristika. Sie erlauben aber keinen direkten Vergleich zwischen den Versuchsstandorten und -parzellen. Mit Blick auf eine einheitliche Beurteilung der Bodeneigenschaften wurde daher entschieden auf den temporären Versuchsflächen detaillierte Bodenbeprobungen durchzuführen (s. Kapitel 3.2, Seite 84 ff.)

2.2.3 Bodenzustandserhebung (BZE) und Waldklimastationen (WKS)

Die Daten der Bodenzustandserhebung (BZE) wurden in den Jahren 2006 bis 2008 von der LWF in Anlehnung an bundesweite Vorgaben erhoben (LWF 2015a). Das systematische 8 x 8 Kilometer Aufnahmeraster der BZE II orientiert sich in Bayern am Raster der Bundeswaldinventur (BWI). Die BZE-Punkte sind Bestandteil des europaweiten forstlichen Umweltmonitorings (Level I, 16 x 16 Kilometer Aufnahmeraster). Von bundesweit 2.000 BZE-Aufnahmepunkten liegen 386 in Bayern. Die Punkte sind entsprechend der Waldverteilung über ganz Bayern verteilt. An insgesamt 368 Punkten konnten von der LWF sowohl Boden- als auch Nadelproben gewonnen werden. Die boden- und waldernährungskundlichen Ergebnisse der BZE II sind bei SCHUBERT et al. (2015a) umfassend dargestellt. Dort finden sich auch Beschreibungen zur Erhebungs- und Auswertungsmethodik sowie Hinweise zur weiterführenden Literatur zur Bodenzustandserhebung. Auch in der hier vorliegenden Arbeit finden sich in den Kapiteln 3.2 und 3.3 entsprechende Informationen, da im Wesentlichen auf die bei SCHUBERT et al. (2015a) beschriebene bayerische Erhebungs- und Auswertungsmethodik der BZE II zurückgegriffen wurde. Ferner finden sich in den Kapiteln 4.1.2 und 4.1.3 eine Reihe von Auswertungen, die einen unmittelbaren Einblick in die bayernweiten Ergebnisse der BZE II bieten. Diese wurden als bayernweite Referenz für die boden- und waldernährungskundlichen Analysen der neu angelegten temporären Versuchsflächen herangezogen.

Wie bei DIETRICH und STETTER (2015) wurden darüber hinaus die Ergebnisse der langjährigen Nadelbeprobungen an den bayerischen Waldklimastationen (WKS) (LWF 2015b) zur waldernährungskundlichen Einordnung der Beprobungsjahre 2013 und 2014 an den temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen verwendet. Die Bayerische Forstverwaltung unterhält derzeit 19 WKS. Diese sind über ganz Bayern verteilt und werden federführend von der LWF betreut (DIETRICH et al. 2014). Die bayerischen WKS sind Bestandteil eines internationalen Netzes an forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (Level II Umweltmonitoring). An den WKS werden an einer Freiland- und einer Waldbestandsmessstation unter anderem folgende Informationen zu Umwelteinflüssen und Bestandesentwicklung erhoben: Temperatur, Niederschlag, Globalstrahlung, Bodenfeuchte, Stoffeinträge mit dem Niederschlag, Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung, Phänologie, Waldwachstum und Streufall. Periodisch werden alle 10 bis 15 Jahre der Bodenzustand auf einer angrenzenden Bodendauerbeobachtungsfläche und alle 2 Jahre die Situation der Waldernährung auf Basis von Nadel- und Blattproben analysiert. Für die angestrebte waldernährungskundliche Einordnung der Aufnahmen der temporären Versuchsflächen wurden die Nadelkennwerte der Jahre 1997 bis 2013

aller im Netz der WKS vorhandenen Kiefern- und Fichtenbäume ausgewertet (s. Seite 115 in Kapitel 4.1.3). Durch die Aufgabe einer Reihe von Kiefern-WKS Mitte der 2000er Jahre, verblieben für eine Referenzierung dieser Baumart für die letzten Jahre nur zwei Stationen. Bei der Baumart Fichte waren es für den entsprechenden Zeitraum neun Standorte.

2.2.4 Klima- und Witterungsdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD)

Das Bayerische Standortinformationssystem BaSIS (LWF 2016a) beinhaltet neben Bodeninformationen auch mittlere klassifizierte Temperatur- und Niederschlagswerte des Deutschen Wetterdienstes (DWD) auf Jahres- und Vegetationszeitbasis (Mai bis September) sowie Klimaprojektionen für das Jahr 2100. Diese klassifizierten Daten wurden genutzt, um einen Überblick über das Klima in den Suchräumen zur Anlage der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen zu erhalten.

Nach Auswahl und Anlage der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen (s. Kapitel 2.3.2) wurden für die einzelnen Versuchsstandorte folgende Witterungsparameter in monatlicher Auflösung für den Zeitraum der Jahre 1940 bis 2013 vom DWD bezogen: Monatsmitteltemperatur sowie Monatssumme des Niederschlags. Diese Witterungsdaten ermöglichen eine allgemeine klimatische Beschreibung der Versuchsstandorte sowie die Rekonstruktion des Witterungsgeschehens auf Jahres-, Vegetationszeit- und Monatebene. Bei den Daten des DWD handelt es sich um flächig für Deutschland vorliegende Rasterdaten in einer Auflösung von 1 x 1 Kilometer. Die Daten basieren auf räumlich interpolierten Messwerten von meteorologischen Stationen (zur Methodik s. DWD 2014a, 2014b, 2014c).

Aufbauend auf den Witterungsdaten des DWD wurde für jeden Versuchsstandort die *klimatische Wasserbilanz (KWB)* berechnet. Die *KWB* bilanziert den temperatur- und strahlungsbedingten Wasserverbrauch (Evapotranspiration) und die Wassernachlieferung über den Niederschlag. Die Evapotranspiration wurde im Anhalt an TURC (1961) berechnet (s. hierzu KUNTLER et al. 2011). Eine solche Berechnung der Evapotranspiration erfordert neben der Temperatur auch Angaben zur Globalstrahlung. Diese lagen für die Versuchsstandorte allerdings nicht in der erforderlichen jährlichen Auflösung vor, sondern nur als langjährige Mittelwerte der einzelnen Monate. Der Bodenwasserspeicher blieb zudem bei dieser rein witterungsbezogenen Wasserbilanz (*KWB*) zunächst unberücksichtigt (zur standörtlichen Wasserbilanz (*WB*) unter Berücksichtigung der *nutzbaren Feldkapazität (nFK)* nach TEEPE et al. 2003 als Bodenwasserspeicher siehe S. 94 und S. 175).

2.3 Waldwachstumskundliche Versuchsflächen

2.3.1 Versuchsflächen im langfristigen ertragskundlichen Versuchswesen in Bayern

Die Versuchsflächen im langfristigen ertragskundlichen Versuchswesen in Bayern wurden im Hinblick auf die Beantwortung der in Kapitel 1.5 aufgeworfenen Fragen (Hypothesen) gesichtet. Das bayerische Versuchsflächennetz umfasst insgesamt 151 Versuche mit 934 Versuchspartzellen und einer Fläche von 181 Hektar (Stand 2012, s. Tabelle 5). Die ältesten dieser Versuche sind seit den 1870er Jahren unter Beobachtung. Das Versuchsflächennetz gliedert sich in Standort- und Durchforstungsversuche, Mischbestandsversuche, Düngungsversuche, Provenienzversuche und Sonderversuche wie zum Beispiel Rand- oder Salzschadensversuche. Das Versuchsflächennetz umfasst unter anderem die in Tabelle 5 aufgeführten

Reinbestandsversuche der Baumarten Kiefer und Fichte. Entsprechend der Hauptverbreitungsgebiete der beiden Baumarten liegen die Versuche der Baumart Fichte überwiegend in Südbayern und die der Kiefer in Nord- und Nordostbayern (PRETZSCH et al. 2014, S. 7).

Tabelle 5: Anzahl und Art der Versuche zu den Baumarten Kiefer und Fichte im langfristigen ertragskundlichen Versuchswesen in Bayern

		Anzahl		Fläche
		Versuche	Parzellen	ha
Fichte	Düngung	3	18	2,2
	Durchforstung, Standraum	15	105	10,8
Kiefer	Düngung	15	136	15,5
	Durchforstung, Standraum	10	52	7,5
	Provenienz, Fremdländeranbau	4	114	20,6
	Grundwasser-, Rand-, Salzscha-den	4	10	1,7

Systematische Mischbestandsversuche außerhalb des Bergwaldes existierten im bayerischen ertragskundlichen Versuchswesen bis Mitte der 1990er Jahre fast nicht. Mit Blick auf die Parametrisierung des einzelbaumbezogenen Waldwachstumssimulators SILVA (PRETZSCH et al. 2002) wurde daher Mitte der 1990er Jahre im Rahmen des Projekts W28 *Konzeption und Konstruktion von Wuchs- und Prognosemodellen für Mischbestände in Bayern* eine Reihe von Mischbestandsversuchen als Wuchsreihen (unechte Zeitreihenversuche) angelegt. Mit dem Versuch NEU 841 befindet sich darunter auch der einzige bayerische Mischbestandsversuch mit den Baumarten Kiefer und Fichte. Dieser Wuchsreihenversuch liegt in Südbayern in der Nähe von *Schrobenhausen* und besteht aus sechs Versuchspartellen in der Altersspanne von 36 bis 115 Jahren. Erste Auswertungsergebnisse nach der Flächenanlage im Jahr 1997 finden sich bei PRETZSCH und SCHÜTZE (2004).

Mit der Wuchsreihe NEU 841 liegt in Südbayern zwar ein gut dokumentierter Kiefern-Fichten-Mischbestandsversuch, allerdings fehlen bei diesem Versuch standörtlich und altersmäßig vergleichbare Reinbestände der beiden Arten. Insgesamt konnte damit in der vorliegenden Arbeit kein Vergleich des Wachstums von Kiefer und Fichte in Rein- und Mischbeständen auf Basis von langfristigen Versuchsflächen vorgenommen werden.

2.3.2 Neuanlage temporärer waldwachstumskundlicher Versuchsflächen (Triplets)

Fachlicher Anforderungskatalog

Aufgrund des weitgehenden Fehlens geeigneter langfristiger Versuchsflächen und der nur für Teilfragen geeigneten Daten von forstlichen Stichprobeninventuren, konnten die in Kapitel 1.5 aufgeworfenen waldwachstumskundlichen Fragen nur auf Basis von neu angelegten Versuchsflächen bearbeitet werden. Für die Anlage, Aufnahme und Auswertung neuer Versuchsflächen kam den Methoden und Erfahrungen aus dem Projekt W28 *Konzeption und Konstruktion von Wuchs- und Prognosemodellen für Mischbestände in Bayern* besondere Bedeutung zu. Dies galt insbesondere für den Bereich der retrospektiven Zuwachsermittlung auf Basis von Bohrspänen, stammscheibenbasierten Schaftformrekonstruktionen und Triebblängenrückmessungen. Mit Blick auf die geplanten destruktiven Untersuchungsmethoden (Bohrspan- und

Stammscheibengewinnung sowie Probebaumfällung) wurden die Versuche als temporäre Untersuchungsflächen konzipiert.

Das Flächen und Untersuchungsdesign für die temporären Versuchsflächen orientierte sich insbesondere an den Arbeiten von KENNEL (1965), LEBOURGEOIS et al. (2013), PRETZSCH et al. (2010) und ZANG (2011) sowie den lehrstuhlinternen Vorgaben und Erfahrungen für die Anlage von Versuchsflächen. Jeder Versuchsstandort sollte danach eine Versuchspartelle in einem Kiefern-Fichten-Mischbestand, sowie jeweils Vergleichspartellen in einem Fichten- und in einem Kiefern-Reinbestand umfassen. Aus den drei Partellen eines Versuchsstandorts ergibt sich das als *Tripletts* bezeichnete Versuchsdesign (Abbildung 9).

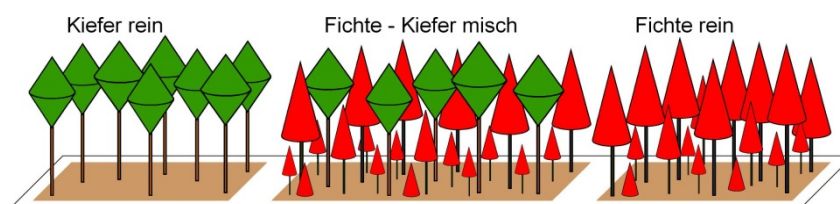


Abbildung 9: Schematische Darstellung des Versuchsdesigns zur Untersuchung des Wachstums von Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand auf Basis von temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorten (*Tripletts*)

Die Versuchsanlagen (*Tripletts*) sollten sowohl Aussagen auf Bestandesebene als auch auf Einzelbaumebene ermöglichen und folgende weitere Kriterien erfüllen:

- Alter zwischen 65 und 85 Jahren, sodass eine Altersphase hoher Bestandesproduktivität und das Trockenjahr 1976 zumindest in der Stangenholzphase abgedeckt waren.
- Möglichst wenig durchforstete Bestände mit insgesamt hoher Bestandesdichte (Stammzahl, Kronenschluss), sodass Bestandesstrukturen abgebildet werden, die sich anzunehmender Weise auch natürlich in Kiefern-Fichten-Mischbeständen einstellen würden.
- Mischbestand idealerweise in einzelstammweiser, allenfalls in truppweiser Mischung.
- Alle Versuchspartellen eines Versuchsstandortes (*Tripletts*) mit vergleichbarem Alter und vergleichbaren Standortbedingungen.
- Abdeckung unterschiedlicher klimatischer, für das gemeinsame Wachstum von Kiefer und Fichte aber charakteristischer Wuchsräume mit Schwerpunkt in Bayern.
- Mindestens 20 herrschende Bäume der beiden Fokusbaumarten je Versuchspartelle.
- Ausreichend großer Umfangstreifen zur Abpufferung von Randeffekten.

Räumliche Suchkulisse

Vor der Geländesuche wurden geeignete Suchräume auf Basis von Baumarten- und Bodenartenvorkommen identifiziert. Die Vorkommen der Baumarten Kiefer und Fichte in Rein- und Mischbeständen wurden für den bayerischen Staatswald wie dargestellt aus Daten der Stichprobeninventur abgeleitet (s. Kapitel 2.1.1, Seite 56). Für den Privat- und Körperschaftswald lagen keine räumlich expliziten Verbreitungsdaten vor, da die Karten von IMMITZER et al. (2015) zu den bayerischen Kiefern- und Fichtenvorkommen zum damaligen Zeitpunkt noch nicht verfügbar waren.

Im Hinblick auf die Bodenartenvorkommen sollten insbesondere solche Standorte ausgewählt werden, die bereits bei geringer witterungsbedingter Wasserknappheit erkennbare Zuwachsreaktionen der verschiedenen Baumarten und Bestandestypen erwarten ließen. Es wurde unterstellt, dass dies vor allem auf wasser-durchlässigen Sandstandorten außerhalb der Mittelgebirge der Fall ist. Die sandigen Standorte mussten

zugleich hinsichtlich ihrer Nährstoffausstattung und ihres Bodenwasserhaushalts *noch gut genug* sein um, Fichtenreinbestände ausbilden zu können. Gleichzeitig durften sie aber auch *nicht so gut* sein, dass keine reinen Kiefernbestände mehr vorkommen.

Im Gelände wurde bei der Versuchsflächensuche eine Beurteilung folgender Bestandesparameter vorgenommen: Mischungsform und -anteile, Alter (Einschätzung auf Basis von Probebohrkernen an herrschenden Bestandegliedern), Bestandesdichte, -größe und -umgebung. Zudem erfolgte eine Validierung der Bodenparameter mittels orientierender Bodenbohrungen mit einem 120 cm langen *Pürckhauer*-Bohrstock.

Flächenanlage

Insgesamt konnten in den Jahren 2013 und 2014 acht temporäre waldwachstumskundliche Versuche (Triplets) mit insgesamt 24 Versuchspartzellen (8 Mischbestände und 16 Reinbestände) angelegt werden. Davon liegen sieben Versuchsstandorte in den Hauptverbreitungsgebieten von Kiefern-Fichten-Mischbeständen in Bayern (s. Karte in Abbildung 10). Zusätzlich wurde im Jahr 2014 ein Versuchsstandort in *Unterlüß* in Niedersachsen in der norddeutschen Tiefebene angelegt (s. Tabelle 6). Der Versuch *Unterlüß* sollte zusammen mit einem weiteren Versuchsstandort in Brandenburg und einem Standort in Tschechien die Untersuchungen in Süddeutschland ergänzen. Die Flächensuche in Brandenburg und Tschechien wurde allerdings aus zeitlichen und logistischen Gründen abgebrochen.

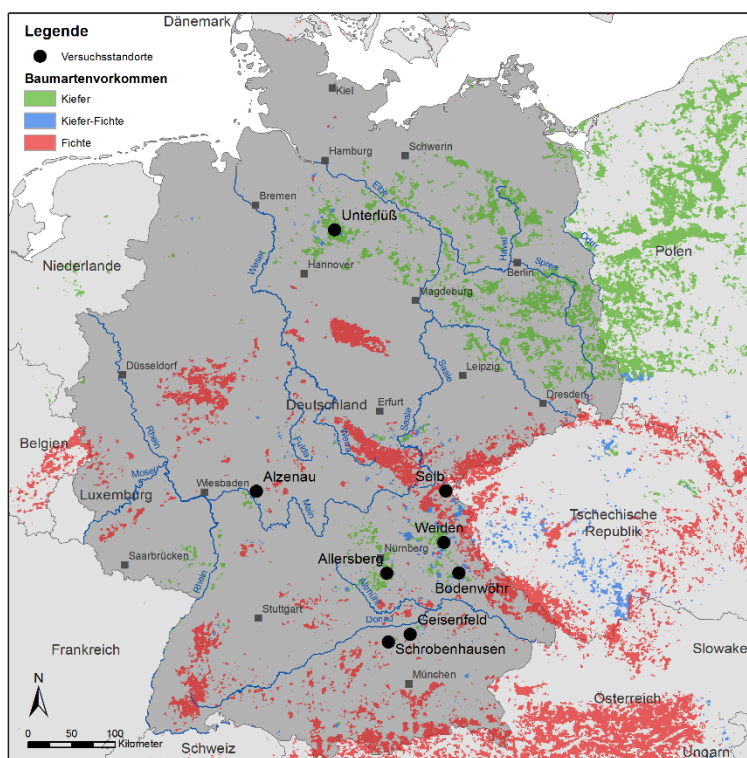


Abbildung 10: Karte der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte und der Europäischen Vorkommen von Kiefer und Fichte. Die Baumartenvorkommen sind aus den von BRUS et al. (2012) auf Basis von europäischen LEVEL I und nationalen Waldinventuren entwickelten Baumartenverbreitungskarten in 1x1 km Auflösung abgeleitet. Rasterzellen mit führender Kiefer grün und führender Fichte rot, Zellen mit einem Mischungsanteil von Kiefer oder Fichte zwischen 30 % und 70 % blau (s. hierzu auch Kapitel 1.4.2, Seite 43).

Tabelle 6: Charakterisierung der Versuchsstandorte und Versuchspartellen nach Lage, Besitzart und Wuchsgebietszugehörigkeit.

Versuch	Parzelle	Bundesland	Regierungsbezirk	Landkreis	Besitzart	Forstamt Forstbetrieb	Wuchsgebiet	Wuchsbezirk
Bodenwöhr	Kie, Fi	Bayern	Oberpfalz	Schwandorf	Staatswald	Roding	Oberpfälz. Becken- und Hügelland	9.1 Oberpfälz. Becken- und Hügelland
	Fi							
	Kie							
Allersberg	Kie, Fi	Bayern	Mittelfranken	Roth	Staatswald	Allersberg	Fränk. Keuper und Alabdachung	5.6 Südl. Keuperabdachung
	Fi							
	Kie							
Selb	Kie, Fi	Bayern	Oberfranken	Wunsiedel i. Fichtelgeb.	Staatswald	Selb	Frankenwald, Fichtelgeb. u. Steinwald	8.7 Selb-Wunsiedler Bucht
	Fi							
	Kie							
Weiden	Kie, Fi	Bayern	Oberpfalz	Neustadt a. d. Waldnaab	Staatswald	Schneittenbach	Oberpfälz. Becken- und Hügelland	9.1 Oberpfälz. Becken- und Hügelland
	Fi							
	Kie							
Alzenau	Kie, Fi	Bayern	Unterfranken	Aschaffenburg	Kommunalwald	Stadt Alzenau	Untermainebene	1.1 Untermainebene
	Fi							
	Kie							
Geisenfeld	Kie, Fi	Bayern	Oberbayern	Pfaffenhofen a. d. Ilm	Staatswald	Kaisheim	Tertiäres Hügelland	12.8 Oberbayer. tertiäres Hügelland
	Fi							
	Kie							
Unteriüß	Kie, Fi	Niedersachsen	Celle	Celle	Privatwald	Celle	Ostniedersächsisches Tiefland	Hohe Heide
	Fi							
	Kie							
Schrobenths.	Kie, Fi	Bayern	Oberbayern	Neuburg a. d. Donau	Staatswald	Kaisheim	Tertiäres Hügelland	12.8 Oberbayer. tertiäres Hügelland
	Kie							
	Fi							

Am Versuchsstandort *Schrobenhausen* basieren zwei der temporären Versuchspartellen auf Teilflächen der zuvor in Kapitel 2.3.1 erwähnten langfristigen ertragskundlichen Versuchsflächen NEU 841 aus dem Projekt W28 *Konzeption und Konstruktion von Wuchs- und Prognosemodellen für Mischbestände in Bayern* (PRETZSCH und SCHÜTZE 2004). Für diese Flächen lagen im Jahr 1997 gewonnene Bohrspäne sowie im fünfjährigen Turnus wiederholte Erhebungen des Baumbestandes vor.

Bodentyp und Bodenart

Nach der Klassifizierung der ÜBK (LFU 2013) und den in Kapitel 3.2 dargestellten Ergebnissen der Textur- und Nährstoffanalysen liegen die ausgewählten Versuchspartellen im Bereich *oligothropher* (basenarmer), bestenfalls im Bereich *mesotropher* (mittelbasischer) Braunerden aus Flug-, Terrassen- und Geschiebesanden oder sandig verwitterndem Ausgangsgestein wie Sandstein oder Granit. Nach den Beschreibungen der Legendeneinheiten der ÜBK in Tabelle 7 bildet ein Großteil dieser Braunerden den Übergang zum ärmeren Bodentyp der Podsole. Bei der visuellen Beurteilung der Bodenprofile im Gelände zeigten sich allerdings nur vereinzelt Podsolierungsanzeichen. Nur die Versuchsstandorte *Allersberg* und *Unterlüß* wiesen ausgeprägtere Bleichungshorizonte (*A_e-Horizont*) (> 10cm) auf. Podsoltypische Einwaschungshorizonte (*B_s-Horizont*) konnten nur am Standort *Unterlüß* an einzelnen Beprobungspunkten ausgemacht werden. Die gewählte Beprobungstechnik ist mit dem sehr begrenzten Profilausschnitt allerdings nur bedingt geeignet, um Bodenhorizonte verlässlich anzusprechen und abzugrenzen (s. hierzu Kapitel 3.2.1, Seite 84).

Wasserhaushalt

Nach der konventionellen forstlichen Standortkartierung wird der Wasserhaushalt der Versuchspartellen überwiegend als *mäßig frisch* eingestuft, wenngleich die Bandbreite von *frisch* (*Bodenwöhr*) bis *mäßig trocken* (*Alzenau*) reicht. Obwohl der forstlichen Standortkartierung unter anderem mit der KA5 (*AG BODEN 2005*) detaillierte Kartieranleitungen zugrunde liegen, beinhaltet die Einstufung des Wasserhaushalts immer eine subjektive Beurteilung des Standortkartierers. Dies schränkt die Vergleichbarkeit der Kartiergebiete ein. Diese Einschränkung wird durch die erheblich abweichenden Kartierzeitpunkte verstärkt, die vom Jahr 1964 (*Bodenwöhr*) bis in das Jahr 2004 (*Weiden*) reichen.

Hingegen ergibt das regelbasierte Zusammenwirken von Niederschlag, Verdunstung, Geländeform und Wasserspeicherfähigkeit des Bodens im Bayerischen Standortinformationssystem BaSIS (LWF 2016a) eine über die Standorte der temporären Versuchsflächen hinweg vergleichbarere Einstufung des Wasserhaushalts. Gleichwohl zeigt die Merkmalsausprägung auch nach dieser Bewertung weiterhin eine große Spannweite von *trocken* in *Alzenau* bis *ziemlich frisch* in *Selb*.

Basenausstattung

Gemäß der Einstufung aus BaSIS, sind die Versuchsstandorte fast ausschließlich als *basenarm* einzustufen. Es überwiegt der *Typ 4* des Tiefenverlaufs der Basensättigung. Nur der Versuchsstandort *Bodenwöhr* wird als *sehr basenarm* (*Typ 5*) und der Versuchsstandort *Allersberg* als *mittelbasisch* (*Typ 3*) eingestuft (zu den Tiefenverlaufstypen der Basensättigung s. KÖLLING et al. 1996).

Tabelle 7: Standörtliche Charakterisierung der Versuchsstandorte (Tripletts) und Versuchspartzen nach: Übersichts-Bodenkarte (ÜBK) (LFU 2013), forstlicher Standortkarte (BAYSF 2016, NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSSAMT 2009, SCHMIDT und HESS 1986) und digitalem Standortinformationssystem (BaSiS) (LWF 2016a). [Erläuterung: Für den mit „*“ gekennzeichneten niedersächsischen Versuchsstandort Unterlüß liegen keine Informationen der bayerischen Übersichts-Bodenkarte vor, die entsprechende Einheit wurde daher analog aus den vorliegenden Standortinformationen abgeleitet.]

Versuch	Übersichtsbodenkarte (ÜBK)			Forstl. Standortkarten			Standortinformationssystem (BaSiS)			
	Parzelle	Baumart	Ziffer	Beschreibung	Ziffer	Beschreibung	Jahr	Wasserhaushalt	Bodentyp	Basenausstattung
BOD	Kie, FI	229	Podsol und Braunerde-Podsol aus verwitterter saurer sandiger Kreide, selten mit flacher feinsandiger oder schluffiger Deckschicht		012	mäßig frischer Sandboden (podsoliert)	1964	3 mäßig frisch	Podsole	Typ 5 (sehr basenarm)
	FI				014	frischer bzw. grundfrischer Sandboden (podsoliert)	1964	3 mäßig frisch	Podsole	Typ 5 (sehr basenarm)
	Kie				014	frischer bzw. grundfrischer Sandboden (podsoliert)	1964	3 mäßig frisch	Podsole	Typ 5 (sehr basenarm)
ALB	Kie, FI	424a	Braunerde und Podsol-Braunerde aus sandiger Verwitterung des Blasen-, Coburger oder Burgsandsteins; vereinzelt mit sandiger Deckschicht		002	mäßig frischer Sand	1979	4 ziemlich frisch	Braunerden	Typ 3 (mittelbasisch)
	FI				002	mäßig frischer Sand	1979	3 mäßig frisch	Braunerden	Typ 3 (mittelbasisch)
	Kie				002	mäßig frischer Sand	1979	3 mäßig frisch	Braunerden	Typ 3 (mittelbasisch)
SEL	Kie, FI	708	(Norm-)Braunerde, Podsol-Braunerde und Braunerde-Podsol, örtl. staunass, aus sehr stark grusig-steinigen, lehmig-sandigen, pleistozänen umgelagerten Granit- und Gneissubstraten		102	mäßig frische und (mäßig) vorratsfrische, lehmige Sande	1990	4 ziemlich frisch	Braunerden, Podsole	Typ 4 (basenarm)
	FI				102	mäßig frische und (mäßig) vorratsfrische, lehmige Sande	1990	4 ziemlich frisch	Braunerden, Podsole	Typ 4 (basenarm)
	Kie				102	mäßig frische und (mäßig) vorratsfrische, lehmige Sande	1990	4 ziemlich frisch	Braunerden, Podsole	Typ 4 (basenarm)
WEI	Kie, FI	22f	Braunerde-Podsol aus sandigen bis lehmig-sandigen Terrassenablagerungen, örtl. mit sandiger Deckschicht		012	mäßig frischer und mäßig grundfrischer nährstoffarmer Sand (podsoliert)	2004	4 ziemlich frisch	Podsole	Typ 4 (basenarm)
	FI				012	mäßig frischer und mäßig grundfrischer nährstoffarmer Sand (podsoliert)	2004	4 ziemlich frisch	Podsole	Typ 4 (basenarm)
	Kie				012	mäßig frischer und mäßig grundfrischer nährstoffarmer Sand (podsoliert)	2004	5 frisch	Podsole	Typ 4 (basenarm)
ALZ	Kie, FI	1f	Braunerde aus Flugsand, unter Wald meist podsoliert (NORD)		(203), 202	mäßig frische, tiefgründige, überwiegend schwach podsolierte, tief verbrauchte bzw. humose, mesotrophe Braunerden aus feinmaterialreichen Flug- oder Terrassensanden; Wasserhaushalt durch topographische Lage oder anlehmige Schichten im Unterboden aufgebessert	1986	1 trocken	Braunerden	Typ 4 (basenarm)
	FI				(213), 203	mäßig trockene, tiefgründige, überwiegend schwach und mäßig podsolierte, feinmaterialreichen Flugsanden oder Terrassensanden; häufig auch reliktsche Verbraunungshorizonte	1986	2 mäßig trocken	Braunerden	Typ 4 (basenarm)
GEI	Kie	1f	Braunerde aus Flugsand, unter Wald meist podsoliert (NORD)		213	mäßig trockene, tiefgründige, mäßig und stark podsolierte, unverbraunte, oligotrophe Braunerden aus feinmaterialreichen Flug- und Dünenansanden	1986	2 mäßig trocken	Braunerden	Typ 4 (basenarm)
	Kie, FI				012	mäßig frische, Sande (gering podsoliert)	1982	4 ziemlich frisch	Braunerden	Typ 4 (basenarm)
	FI				012	mäßig frische, Sande (gering podsoliert)	1982	3 mäßig frisch	Braunerden	Typ 4 (basenarm)
ULÜ	Kie, FI	*	Braunerde, Podsol-Braunerde und Braunerde-Podsol aus schwächer und besser verlehnten Sanden (Geschiebedecksanden) mit Sandunterlagerung		42.3.3.1 t	mäßig frischer Standort, auch mit kurzfristig schwachem Tageswasserrückstau im tiefen Unterboden, auch kurzfristig sommer-trocken (hier trockene Variante), mäßig schwach nährstoffversorgt aus schwächer und besser verlehnten Sanden (Geschiebedecksanden) mit Sandunterlagerung	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	FI				42.3.3.4	mäßig frischer Standort, auch mit kurzfristig schwachem Tageswasserrückstau im tiefen Unterboden, auch kurzfristig sommer-trocken, mäßig schwach nährstoffversorgt aus schwächer und besser verlehnten Sanden (Geschiebedecksanden) mit stärkerer Sandlöß- oder Lössbeeinflussung über unverlehnten Sanden	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	Kie				42.3.3.4	mäßig frischer Standort, auch mit kurzfristig schwachem Tageswasserrückstau im tiefen Unterboden, auch kurzfristig sommer-trocken, mäßig schwach nährstoffversorgt aus schwächer und besser verlehnten Sanden (Geschiebedecksanden) mit stärkerer Sandlöß- oder Lössbeeinflussung über unverlehnten Sanden	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
SRO	Kie, FI	47	Braunerde, unter Wald podsoliert, aus schwach lehmig-sandigem Molassematerial		112	mäßig frische kiesig lehmige Sande	1984	5 frisch	Braunerden	Typ 4 (basenarm)
	Kie				101	mäßig trockene bis mäßig frische kiesige, mäßig lehmige podsolierte Sande	1984	5 frisch	Braunerden	Typ 4 (basenarm)
	FI	1a	Braunerde unter Wald meist podsoliert aus Flugsand (SÜD)		112	mäßig frische kiesig lehmige Sande	1984	3 mäßig frisch	Braunerden	Typ 4 (basenarm)

Klima

Die klimatischen Eckdaten der Versuchsstandorte (Triplets) sind als Mittelwerte der Jahre 1940 bis 2013 in Tabelle 8 wiedergegeben und in Abbildung 11 als Klimadiagramme dargestellt. Angegeben ist dort auch die rechnerische Länge der Vegetationszeit, die sich aus dem Über- und Unterschreiten einer Temperaturgrenze von 10 °C ergibt. Sie beträgt über alle Standorte hinweg 161 Tage. Durch die Anwendung der 10 °C-Temperaturgrenze fällt die rechnerische Länge der Vegetationszeit deutlich kürzer aus, als zum Beispiel die auf Basis von phänologischen Beobachtungen von RÖTZER und CHMIELEWSKI (2001) berechnete Länge von 198 Tagen. Ungeachtet dieser Abweichungen in den absoluten Werten spiegelt das in der vorliegenden Untersuchung verwendete Verfahren dennoch die relativen Unterschiede zwischen den Standorten in vergleichbarer Weise wider. Die längste Vegetationszeit weist mit 174 Tagen der Standort *Alzenau* auf (fränkisches Weinbauklima) und die kürzeste mit 141 Tagen der Versuchsstandort *Selb* (ostbayerisches Mittelgebirgsklima). Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt in *Alzenau* bei 9,3 °C (Vegetationszeit 13,8 °C) und in *Selb* bei 6,7 °C (Vegetationszeit 11 °C). Noch deutlicher unterscheidet sich die Januar-temperatur der beiden *extremen* Standorte des Untersuchungskollektives. Diese beträgt in *Alzenau* 0 °C und in *Selb* - 2,8 °C. Über alle Standorte hinweg beträgt die Januar-temperatur durchschnittlich - 1,4 °C.

Tabelle 8: Mittelwerte klimatischer Daten der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte (Triplets) für den Zeitraum der Jahre 1940 bis 2013 (Datenquelle DWD 2014a, 2014b, 2014c). Die Länge der Vegetationszeit wurde näherungsweise aus dem Über- beziehungsweise Unterschreiten einer Temperaturgrenze von 10 °C abgeleitet. Die Evapotranspiration in der Vegetationszeit wurde in Anhalt an TURC (1961) berechnet (s. hierzu KUNSTLER et al. 2011). Die klimatische Wasserbilanz (KWB) in der Vegetationszeit ergibt sich als Saldo aus Wassernachlieferung über den Niederschlag und Wasserverbrauch über die Evapotranspiration. Die durchweg negativen Werte der KWB ergeben sich, da der Füllstand des Bodenwasserspeichers zu Beginn der Vegetationszeit bei dieser rein klimatischen Betrachtung nicht berücksichtigt wird.

Versuchsstandort	Vegetationszeit	Temperatur				Globalstrahlung		Niederschlag			Evapo-	Klimat.	
		Jahr	Veg.-Zeit	Sommer	Januar	Jahr	Veg.-Zeit	Jahr	Veg.-Zeit	Sommer	transpiration	Wasserbilanz	
		vegdays	T_{total}	T_{veg}	T678	T01	R_{total}	R_{veg}	P_{total}	P_{veg}	P678	ETp_Turc_veg	KWB_veg_Turc
	Tag	°C	°C	°C	°C	kwh/m ²	kwh/m ²	mm	mm	mm	mm	mm	
Bodenwöhr	BOD	161,6	8,0	13,3	16,9	-2,0	1245	842	707	380	244	472	-93
Allersberg	ALB	163,9	8,4	13,5	17,2	-1,2	1268	856	732	389	249	482	-94
Selb	SEL	140,5	6,7	11,0	15,2	-2,8	1220	731	735	331	237	396	-65
Weiden	WEI	158,5	7,9	12,7	16,6	-2,0	1218	814	686	352	231	454	-102
Alzenau	ALZ	174,4	9,3	13,8	17,6	0,2	1256	901	808	408	238	512	-105
Geisenfeld	GEI	164,4	8,3	13,5	17,1	-1,6	1334	903	769	437	283	505	-68
Unterlüß	ULÜ	162,0	8,4	12,8	16,5	-0,1	1127	763	773	359	228	428	-69
Schrobenhs.	SRO	163,6	8,3	13,4	17,0	-1,5	1347	906	758	427	277	506	-78
Mittelwert		161,1	8,2	13,0	16,8	-1,4	1252	839	746	385	248	469	-84

Die Summe der Jahresniederschläge aller Versuchsstandorte beträgt durchschnittlich 746 mm. Die niedrigsten Werte finden sich in *Weiden* (686 mm) und *Bodenwöhr* (707 mm). Den höchsten Wert weist mit 808 mm der Versuchsstandort *Alzenau* auf. Das Klimadiagramm von *Alzenau* in Abbildung 11e zeigt, dass ein erheblicher Anteil des Jahresniederschlags im Winterhalbjahr fällt. Aufgrund der sehr langen Vegetationszeit in *Alzenau* zeichnet sich dieser Versuchsstandort zugleich durch die höchsten Vegetationszeitniederschläge aus (400 mm). Dieser Wert ist fast mit den niederschlagsreichsten südbayerischen Versuchsstandorten *Geisenfeld* und *Schrobenhausen* vergleichbar, wenngleich diese ausgeprägtere Maxima in den Sommermonaten aufweisen (Abbildung 11f/h). Die geringsten Niederschlagssummen in der Vegetationszeit haben *Unterlüß* (359 mm), *Selb* (330 mm) und *Weiden* (350 mm). Die beiden letztgenannten ostbayerischen Standorte liegen im Regenschatten des Fichtelgebirges beziehungsweise der Frankenalb. Hinzu

kommt eine stärker kontinentale beziehungsweise mit zunehmender Höhenlage auch boreale Klimatönung dieser Versuchsstandorte (s. hierzu WALENTOWSKI et al. 2001, S. 14)

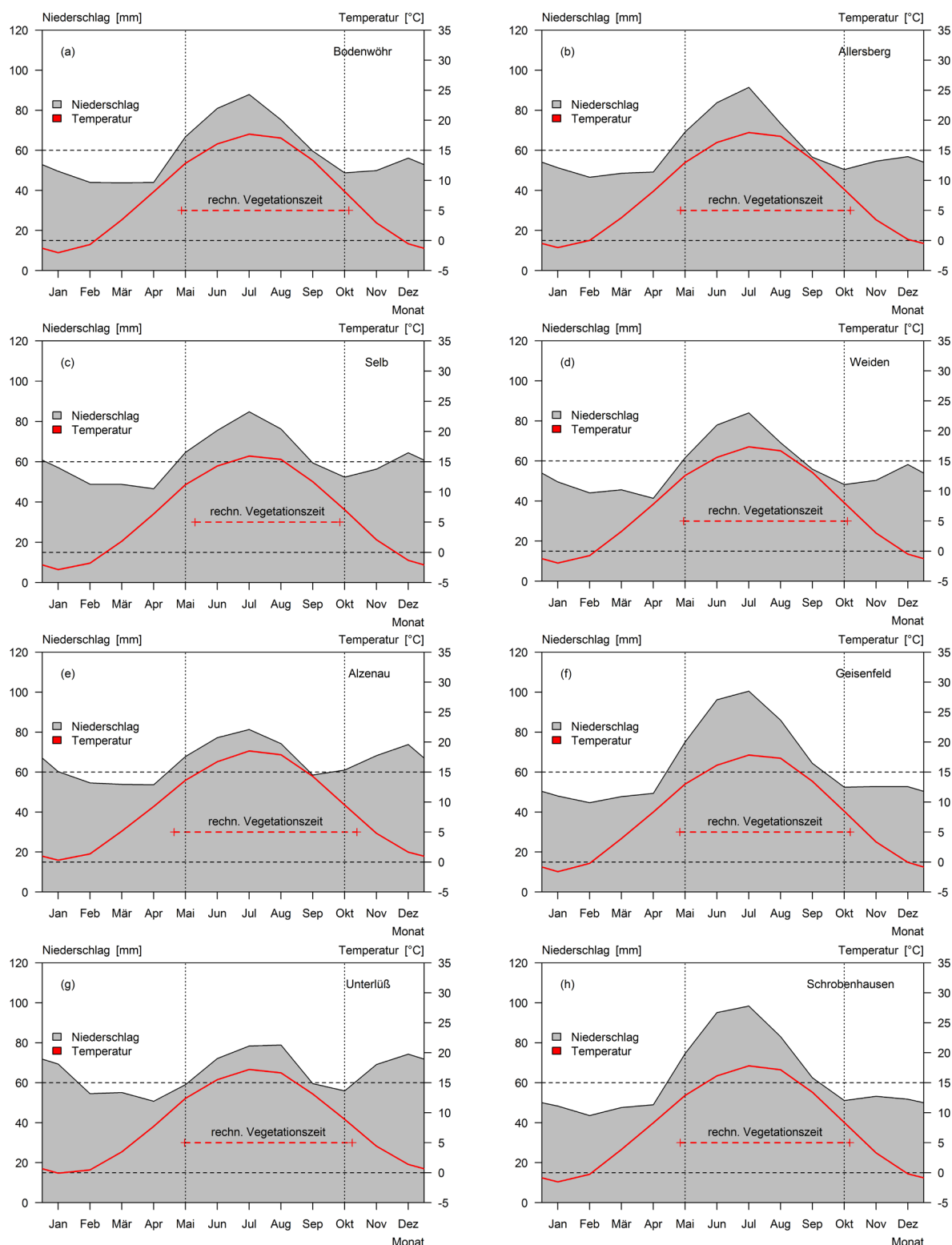


Abbildung 11: Klimadiagramme der temporären waldwachstumkundlichen Versuchsstandorte (Tripletts) mit monatlicher Niederschlagssumme (grau) und Durchschnittstemperatur (rot) (Datenquelle DWD 2014a, 2014b, 2014c). Ebenfalls dargestellt ist die Länge der Vegetationszeit (gestrichelte rote Linie), die sich rechnerisch aus dem Überschreiten einer Temperaturgrenze von 10 °C ergibt.

3 Methoden

3.1 Waldwachstumskundliche Untersuchung der temporären Versuchsflächen (Tripletts)

3.1.1 Waldwachstumskundliche Standardaufnahme

Auf den neu angelegten 24 Parzellen der acht temporären Versuchsstandorte (Tripletts) wurden alle lebenden und toten Bäume innerhalb der Parzellengrenzen und in der Parzellenumfassung waldmesskundlich erfasst ($n = 2.476$). Bei toten aber noch stehenden Bäumen ($n = 199$) sowie bei Baumstümpfen ausgeschiedener Bäume ($n = 462$, im Folgenden als Stöcke bezeichnet) wurde der Absterbe- beziehungsweise Ausscheidezeitpunkt anhand des Zersetzungsgrades nach den Kriterien in Tabelle 9 eingeschätzt. Bei abgestorbenen stehenden Bäumen erfolgte diese Einschätzung gutachterlich anhand des Zustands der Baumrinde im Stammbereich, der Feinäste in der Krone sowie der Holzfestigkeit (Fäule) insgesamt, bei Stöcken ausgeschiedener Bäume analog nach Zustand der Schnittfläche, des Holzes und der Rinde.

Tabelle 9: Kriterien zur Schätzung des Ausscheidezeitpunkts von stehenden toten Bäumen und entnommenen Bäumen (Stöcke)

stehendes Totholz		Stöcke (Baumstümpfe)	
Beschreibung	Kategorie	Beschreibung	Kategorie
Rinde fest, Feinreisig und Nadeln erhalten	Baum in den letzten 12 Monaten abgestorben	Schnittfläche frisch und unverpilzt, Sägespäne erkennbar; Rinde fest	Baum in den letzten 12 Monaten ausgeschieden
Rinde nur noch in Teilen fest und erhalten, Feinreisig aber noch überwiegend erhalten	Baum vor 2-3 Jahren abgestorben	Schnittfläche schwarz, bei Nässe schmierig, aber noch nicht vermoost; Rinde bereits in Teilen lose	Baum vor etwa 5 Jahren ausgeschieden
Rinde fast nicht mehr erhalten, Holz bereits in Teilen zersetzt, überwiegend nur noch Grobäste erhalten	Baum vor 3-5 Jahren abgestorben	Schnittfläche vermoost, darunter schwarz, bei Nässe schmierig; Teile des Holzes verfault; Rinde lose und zum Teil nicht mehr auffindbar	Baum vor etwa 5-10 Jahren ausgeschieden
keine Rinde mehr, Kronenteile bereits abgefallen und nur noch Teile der Grobaststruktur erkennbar, Holz stark verfault	Baum vor 5-10 Jahren abgestorben	Schnittfläche vermoost und mit Bodenvegetation verwachsen; Holz fast vollständig verfault; Rinde nahezu nicht mehr auffindbar	Baum vor mehr als 10 Jahren ausgeschieden

Von allen lebenden Bäumen wurde der Stammdurchmesser in 1,30 m Höhe (*Brusthöhendurchmesser, bhd*) mit einem Umfangmaßband auf 1 mm genau ermittelt ($n = 1.805$). Von allen ausgeschiedenen Bäumen (*Stöcken*) wurde der Stammfußdurchmesser in 10 cm ($d_{0,1}$) Höhe über dem Boden gemessen. Zur späteren Anpassung von standort- und baumartenspezifischen Ausgleichs- beziehungsweise Rekonstruktionsfunktionen von nicht vorhandenen Brusthöhendurchmessern ausgeschiedener Bäume wurden auch Stammfußdurchmesser von lebenden Bäumen gemessen ($n = 1.038$).

Weiterhin wurden die Stammfußkoordinaten aller Bäume und noch erkennbaren Stöcke in einem kartesischen Koordinatensystem mit einem der Parzelleneckpunkte als Nullpunkt erfasst ($n = 2.476$). Die Messung erfolgte mit Hilfe von Winkelspiegel, Maßband und Vertex Ultraschall Baumhöhen- und Entfernungsmesser (*Fa. Haglöf, Schweden*) mit einer Genauigkeit von etwa 10 cm. Als *Parzellenbäume* wurden hierbei solche Bäume erfasst, deren Stammfußkoordinaten (Stammachsenmittelpunkt) innerhalb der Parzellengrenzen lagen. Ergänzend wurden auch Bäume außerhalb der Versuchspartellen aufgenommen

(*Umfassungsbäume*) deren Krone in die Versuchsparzelle hineinragte oder direkte Konkurrenz auf einen der Parzellenbäume ausübte.

Die Kronenradien aller lebenden Parzellen- und Umfassungsbäume ($n = 1.809$) wurden in den vier Haupt-himmelsrichtungen gemessen. Die Messungen erfolgten aus arbeitsökonomischen Gesichtspunkten mit der *tangentialen Hochblickmethode* (PREUHLER 1979, S. 40), ungeachtet der mit der Methode verbundenen Ungenauigkeiten (s. RÖHLE 1986). In Fällen, in denen der Kronenmittelpunkt nicht mit dem Mittelpunkt des Stammfußes übereinstimmte, wurde der Kronenmittelpunkt mit Hilfe von Kompass und Bandmaß relativ zur Stammposition erfasst.

Darüber hinaus wurden die Baumhöhen ($n = 1.592$) und Kronenansätze ($n = 1.459$) von allen lebenden Parzellen- und Umfassungsbäumen gemessen. Abweichend von der Definition von KRAMER (1988, S. 17) wurde als Kronenansatz nicht der unterste Quirl mit mindestens drei lebenden Ästen definiert, sondern lediglich der unterste benadelte Ast, sofern dieser unmittelbaren Anschluss an die grüne Krone beziehungsweise den nächsten grünen Astquirl hatte (vgl. hierzu KRAMER und AKCA 2008). Diese abweichende Definition ist der Tatsache geschuldet, dass insbesondere bei der Baumart Kiefer in der Schattenkrone selten drei lebende Äste an einem Quirl zu finden sind. Hingegen finden sich in diesem Kronenteil häufig ein bis zwei stärkere lebende Äste je Astquirl, die schwächeren Äste desselben oder des darunterliegenden Astquirls verdrängen. Ausgehend von dieser Definition des Kronenansatzes wurde die Kronenlänge als Differenz von Baumhöhe und Kronenansatz berechnet.

Tabelle 10: Art und Umfang (Anzahl) der waldmesskundlichen Erfassung der acht temporären Versuchsstandorte (Tripletts) in den Jahren 2013 und 2014, aufgeteilt nach innerem Parzellenbereich und äußerer Parzellenumfassung.

Bestandestyp (Parzelle)	Baumart	Baum- koordinaten		Brusthöhen- durchmesser		Stock- durchmesser		Ausscheide- datierungen	Baum- höhen	Kronen- ansätze	Kronen- radien	Fällungs- bäume	Triebblängen- messbäume	Jahrringanalyse- bäume									
		Anzahl <i>n</i>																					
Parzellenbereich		<i>mort.</i>		<i>mort.</i>		<i>mort.</i>		<i>mort.</i>															
Misch	Fichte	518	126	518	60	261	71	69	447	390	518	59	57	150	46								
	Kiefer	217	88	217	14	135	74	75	185	170	217	43	43	98	32								
Fichte-Rein	Fichte	329	143	329	54	185	103	114	324	319	329	46	46	167	39								
	Kiefer	9	9	9		5	9	9	9	9	9	0	0										
Kiefer-Rein	Fichte	40	21	40	19	28	3	2	32	32	40	0	0	36	3								
	Kiefer	209	73	209	9	140	67	65	174	163	209	44	43	138	35								
Summe		1322	460	1322	156	754	327	334	1171	1083	1322	192	189	589	155								
Umfassungsbereich		<i>mort.</i>		<i>mort.</i>		<i>mort.</i>		<i>mort.</i>															
Misch	Fichte	177	74	174	25	87	52	49	140	105	177												
	Kiefer	84	49	83	8	52	41	41	67	60	84												
	Lärche	7		7					7	6	7												
Fichte-Rein	Fichte	122	64	122	14	77	50	52	118	118	122												
	Kiefer	29	12	29	3	22	9	10	29	29	29												
Kiefer-Rein	Fichte	6		6		3			5	4	6												
	Kiefer	62	8	62		41	8	8	55	54	62												
Summe		487	207	483	50	284	160	160	421	376	487												
Gesamt	Summe	1809	667	1805	206	1038	487	494	1592	1459	1809												

3.1.2 Triebblängenrückmessung an Fällungsbäumen

Bei den Feldaufnahmen wurden an sieben von acht temporären Versuchsstandorten insgesamt 203 überwiegend herrschende und mitherrschende Bäume gefällt, davon sechs Umfassungsbäume und 197 Parzellenbäume. An 190 Fällungsbäumen wurden jahresweise Triebblängenrückmessungen vorgenommen. Dazu wurde ein Maßband entlang der Stammachse ausgelegt und von der Baumspitze beginnend die Länge der Jahrestriebe als Abstand zwischen zwei Astquirlen gemessen. Hierbei wurde der Abstand von Quirlbasis (Knospe) zu Quirlbasis (Knospe) gemessen. Am Versuchsstandort *Schrobenhausen* konnten keine Probebäume gefällt werden, da es sich bei zwei Parzellen zugleich um permanente Versuchsflächen des ertragskundlichen Versuchsflächennetzes in Bayern handelt die erst im Jahr 2005 plangemäß entsprechend dem Versuchsdesign durchforstet wurde.

Anders als bei der Baumart Kiefer ergaben sich bei der Fichte insbesondere im mittleren Kronenbereich Schwierigkeiten bei der Abgrenzung von einzelnen Jahrestrieben. Teilweise waren die vertikalen Astabstände innerhalb eines Astquirls größer als der Gesamtabstand zum nächsten Astquirl (Jahrestrieb). Um eine möglichst eindeutige Zuordnung der Jahrestriebe zu erhalten, wurden vorhandene Rindenschuppen und Algen-, Moos- und Flechtenbelag an der Astquirlbasis mit Drahtbürsten entfernt und so die Triebbasisnarben besser sichtbar gemacht. Unabhängig von diesen Schwierigkeiten war es bei fast allen Bäumen möglich die Höhenentwicklung bis hin zur Stammbasis zurückzuverfolgen. Ein methodischer Vergleich der baumindividuellen Höhenrekonstruktion auf Basis von Triebblängenrückmessungen und Schaftformrekonstruktionen zeigte in diesem Zusammenhang eine gute Übereinstimmung und Belastbarkeit der angewendeten Methoden (SPATZ 2015).

3.1.3 Bohrspan- und Stammscheibengewinnung sowie -messung

Auf den Versuchspartellen wurden an insgesamt 589 willkürlich ausgewählten Bäumen aller sozialen Klassen Bohrspäne entnommen. Pro Parzelle sollten dabei bei der Kiefer mindestens 20 Bäume und bei der stammzahlreicheren Baumart Fichte mindestens 30 Bäume des gesamten Durchmesserpektrums beprobt werden. In Anlehnung an NEHRBASS-AHLES et al. (2014) entspricht das beprobte Baumkollektiv damit einer sogenannten *Pseudopopulation*, die im Allgemeinen ausreichend ist, um das Verhalten einer Gesamtpopulation hinreichend genau zu beschreiben.

Die Bohrspäne wurden mit einem Hohlbohrer der *Firma Haglöf* mit einem Innendurchmesser von 5 mm in 1,30 m (bhd-)Höhe in Nord- und Ostrichtung entnommen. Für den Versuchsstandort *Schrobenhausen* lagen bereits zu Beginn der vorliegenden Untersuchung für insgesamt 52 Bäume Bohrspäne aus dem Jahr 1997 vor.

An sechs Versuchsstandorten wurden zudem 155 herrschende und mitherrschende Bäume aus dem Kollektiv der 197 Fällungsbäume ausgewählt. An diesen Bäumen wurden sektionsweise durchschnittlich sieben Stammscheiben entnommen. Obligatorisch war die Entnahme der Stockscheibe, unter anderem zur Altersbestimmung, sowie die Entnahme der bhd-Scheibe auf 1,30 m Höhe. Aus forstpraktischen Gründen erfolgte die weitere Scheibenentnahme im unteren Stammteil im Abstand von 4 - 5 m. Im Kronenbereich erfolgte die Entnahme im Abstand 2 m. Insgesamt wurden rund 1.000 Stammscheiben entnommen.

Die Stammscheiben und Bohrspäne wurden zunächst luftgetrocknet. Die Bohrspäne wurden anschließend auf Trägerbrettchen aufgeklebt und geschliffen. Die Stammscheiben wurden ebenfalls geschliffen. Einzelne

sehr große Stammscheiben wurden mit einer Oberfräse (*Fa. Festtool*) in ca. drei Zentimeter breiten Spuren in den vier Haupthimmelsrichtungen plangefräst und die Frässpuren anschließend mit Schleifpapier glattgeschliffen. Die Jahrringbreiten wurden sowohl an den Bohrspänen als auch an den Stammscheiben mit einem Digitalposiometer nach JOHANN (*Fa. Biritz*) mit einer Genauigkeit von 10^{-2} mm gemessen. Im Anschluss wurden die Jahrringchronologien der Einzelbäume visuell auf Basis von markanten Wachstumsverläufen synchronisiert. Das Ergebnis der Synchronisation sowie weitere dendrochronologische Kennwerte sind in Kapitel 4.2.5 auf Seite 165 dargestellt.

3.1.4 Rekonstruktion der Höhen- und Durchmesserentwicklung sowie ertragskundliche Standardauswertung

Da für die neu angelegten temporären Versuchsflächen keine Wiederholungsmessungen vorlagen, musste die rückliegende Bestandesentwicklung auf Basis einer Durchmesser-, Höhen- und Volumenrekonstruktion der Einzelbäume erfolgen. Im Folgenden werden die hierzu angewendeten Methoden dargestellt.

Durchmesserrekonstruktion

Von den insgesamt 1.782 Parzellenbäumen (davon 462 mortale Bäume) wurden mehr als 40 % der lebenden Bäume über Bohrspäne oder Stammscheiben jahrringanalytisch beprobt und ausgewertet. Für diese 744 Bäume konnte die zurückliegende Durchmesserentwicklung unmittelbar auf Basis des Brusthöhen-durchmessers zum Aufnahmezeitpunkt in den Jahren 2013 und 2014 sowie den gemessenen jährlichen Jahrringzuwachsen ermittelt werden. Hierzu wurden die jährlichen Radialzuwächse auf Grundlage der entnommenen zwei Bohrspäne je Baum arithmetisch gemittelt und daraus der Durchmesserzuwachs berechnet. Für den Rindenabzug wurden die von SCHMIDT (1968) im Standardprogramm *WWBOHR* des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde implementierten Rindenstärkefunktionen verwendet.

Die Schätzung des jährlichen Durchmesserzuwachses der nicht gebohrten Bäume erfolgte auf Basis von log-transformierten (linearisierten) Durchmesser-Zuwachsfunktionen (Formel 1). Diese Funktionen wurden parzellen- und baumartenweise auf Basis der gebohrten Bäume angepasst (Abbildung 12a/b). Für eine verlässliche Anpassung ist es grundsätzlich notwendig, dass die Bohrungsbäume das gesamte Durchmesserpektrum des Untersuchungskollektives repräsentieren (s. Abbildung 12d/e) und zugleich in ausreichender Anzahl den gewünschten Rekonstruktionszeitraum abdecken. Die Durchmesserrekonstruktion der gebohrten und nicht gebohrten Bäume wurde dabei bis zu einem Grenzwert von 6,5 cm durchgeführt (s. Abbildung 12d/e). Dieser Grenzwert orientiert sich an der verwendeten Erfassungsschwelle im Gelände.

$$\log(zd) = a_0 + a_1 * \log(d)$$

Formel 1

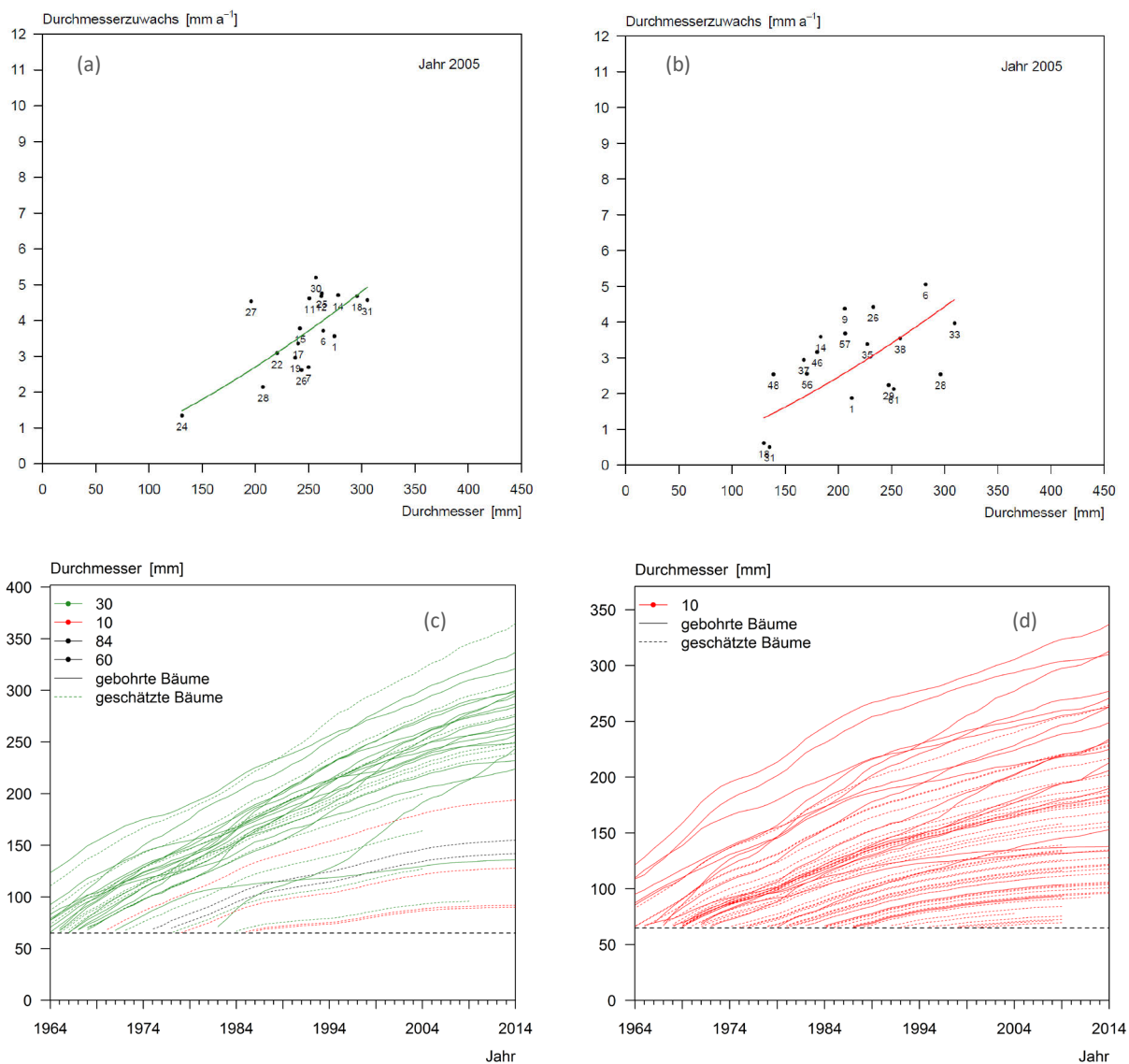


Abbildung 12: Beispiel für die jahresweise Anpassung einer linearisierten Durchmesser-Zuwachsbeziehung für das Jahr 2005 auf Basis von Bohrungsbäumen der Kiefern- (a) und Fichtenreinbestandsparzellen (b) des Versuchsstandorts Unterlüß. (c)/(d) Durchmesserrekonstruktion für den gesamten abgedeckten Betrachtungszeitraum auf Basis der jahresweise angepassten Durchmesser-Zuwachsbeziehungen derselben Versuchspartellen (Artcode: 30 = Kiefer, 10 = Fichte, 84 = Birke, 60 = Eiche)

Anpassung von Bestandeshöhenkurven und Höhenrekonstruktion

Auf den temporären Versuchsflächen wurden zum Anlagezeitpunkt in den Jahren 2013 und 2014 1.171 Baumhöhen von insgesamt 1.322 lebenden Parzellenbäumen gemessen. Auf Basis dieser umfangreichen Höhemessungen konnten baumartenspezifische Bestandeshöhenkurven angepasst werden. Am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde wird hierzu eine in der freien Programmumgebung R (R CORE TEAM 2016) entwickelte und von BIBER (2013) beschriebene Routine zur Auswertung ertragskundlicher Versuchsflächen genutzt. Diese Auswertungsroutine ermöglicht die Anpassung von sieben verschiedenen Einzelhöhenkurven sowie von einem auf der MICHAÏLOFF-Funktion (MICHAÏLOFF 1943) beruhenden Höhenkurvensystem für Wiederholungsaufnahmen.

In der vorliegenden Arbeit wurde letztgenanntes Verfahren des vernetzten Höhenkurvensystems angewendet (s. Formel 2). Es ermöglicht die Verbindung mehrere Aufnahmezeitpunkte, entweder über das Jahr, das

Alter oder den Grundflächenmittelstamm (x) der jeweiligen Aufnahme (s. hierzu BIBER 2013 und SLOBODODA et al. 1993). Abweichend von Aufnahmen auf langfristigen Versuchsflächen dienen in der vorliegenden Arbeit nicht wiederkehrende Höhenmessungen als Stützpunkte für das Höhenkurvensystem, sondern die rekonstruierten Baumhöhen der Triebflächenmesseebäume (zur Methodik der Triebflächenmessung s. Kapitel 3.1.2, Seite 72). Auf Basis der parzellen- und baumartenweise regressionsanalytisch ermittelten Funktionsparameter a_0, \dots, b_1 des Höhenkurvensystems, konnten für die gemessenen und rekonstruierten Einzelbaumdurchmesser die entsprechenden Baumhöhen geschätzt werden. Die Baumhöhen wurden für sechs fiktive Aufnahmezeitpunkte mit fünfjährigen Zwischenintervallen geschätzt. Damit ergibt sich ein insgesamt 30-jähriger Rekonstruktionszeitraum.

$$h = (a_0 + a_1 * x) * e^{\frac{-(b_0 + b_1 * x)}{d}} + 1,3 \quad \text{Formel 2}$$

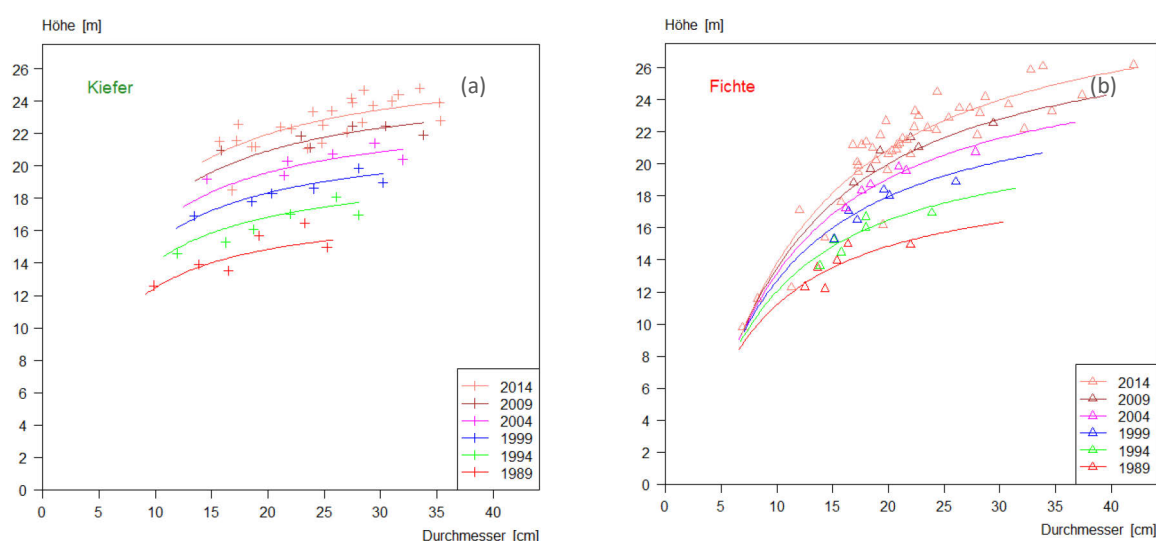


Abbildung 13: Beispiel für die Anpassung eines auf Basis des Durchmesser des Grundflächenmittelstammes vernetztes Michailoff-Höhenkurvensystems für die Baumarten (a) Kiefer und (b) Fichte auf der Mischbestandsparzelle des temporären Versuchsstandorts Unterlüß.

Volumenberechnung

Für den insgesamt dreißigjährigen Rekonstruktionszeitraum konnte das Einzelbaum- und Bestandesvolumen auf Basis der rekonstruierten Brusthöhendurchmesser und rekonstruierten (geschätzten) Höhen der Einzelbäume ermittelt werden. Hierbei kamen die Formzahlen und Volumengleichungen (Derbholz) von FRANZ et al. (1973) zur Anwendung. Diese sind ebenfalls in der Standardauswertungsroutine des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde implementiert (BIBER 2013).

Ermittlung ertragskundlicher Kennwerte

Die Standardauswertungsroutine des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde stellt eine Reihe von ertragskundlichen Kenngrößen bereit. Alle flächenbezogenen Angaben werden dabei über einen parzellenspezifischen Skalierungsfaktor auf die Einheitsfläche von einem Hektar bezogen. Ein Auszug aus einer Standardausgabedatei ist in Tabelle 11 dargestellt. Alle Ausgabeinformationen orientieren sich dabei an den Vorgaben der DESER-Norm (JOHANN 1993, s. a. PRETZSCH 2009, S. 181–222).

Tabelle 11: Ertragskundliche Kennwerte für sechs rekonstruierte Aufnahmezeitpunkte der Mischbestandsparzelle am Versuchsstandort Unterlüß als Beispiel für die zentrale Ausgabetablelle der Standardauswerteroutine des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde (BIBER 2013)

		Verbleibender Bestand Remaining Stand										Ausscheidender Bestand Removal Stand					Gesamtbestand Total Stand									
JAHR	A	BA	NV	HO	DO	HO/DO	HGV	DGV	HG/DG	GV	VV	NA	HGA	DGA	h/d	GA	VA	GWL	MGH	IG	IV	DGZ	PER	VG	GG	
YEAR	T	SP	N	hdom	ddom	h/ddom	hg	dg	h/dg	G	V	N	hg	dg	h/dg	G	V	GWL	MGH	IG	IV	dGZ	PER	V	G	
1989	40	Fichte	850*	15.9	26.4	60	13.6	15.3	89	15.72	102	0					0.00	0	102	13.8	0.7	7.7	2.5	5	102	15.7
1989	38	Kiefer	369	15.7	25.2	62	14.9	17.3	86	8.69	59	0					0.00	0	59	7.4	0.5	4.9	1.6	5	59	8.7
1989		Gesamt	1219*							24.41	161	0					0.00	0	161	21.3	1.3	12.5	4.1	5	161	24.4
1994	45	Fichte	861*	18.1	28.4	64	15.5	16.8	92	18.98	142	0					0.00	0	142	17.3	0.7	8.1	3.2	5	142	19.0
1994	43	Kiefer	369	18.0	27.7	65	17.1	19.6	87	11.08	86	0					0.00	0	86	9.9	0.5	5.4	2.0	5	86	11.1
1994		Gesamt	1230*							30.07	228	0					0.00	0	228	27.2	1.1	13.5	5.2	5	228	30.1
1999	50	Fichte	872*	20.2	30.6	66	17.3	18.1	95	22.52	191	0					0.00	0	191	20.8	0.7	9.8	3.8	5	191	22.5
1999	48	Kiefer	369	19.6	29.7	66	18.7	21.2	88	13.08	111	0					0.00	0	111	12.1	0.4	5.1	2.3	5	111	13.1
1999		Gesamt	1241*							35.61	302	0					0.00	0	302	32.8	1.1	14.8	6.1	5	302	35.6
2004	55	Fichte	884*	22.0	32.5	68	18.8	19.2	98	25.72	238	0					0.00	0	238	24.1	0.6	9.5	4.3	5	238	25.7
2004	53	Kiefer	358	21.1	31.4	67	20.2	22.9	88	14.77	135	11	17.6	12.5	141	0.14	1	136	14.0	0.4	5.0	2.6	5	136	14.9	
2004		Gesamt	1242*							40.49	374	11				0.14	1	375	38.1	1.0	14.5	6.9	5	375	40.6	
2009	60	Fichte	761	23.6	34.4	69	20.2	20.4	99	24.93	248	123	19.5	18.8	104	3.43	33	282	27.0	0.5	8.7	4.7	5	282	28.4	
2009	58	Kiefer	358	22.6	33.1	68	21.6	24.2	89	16.51	162	0					0.00	0	163	15.6	0.3	5.4	2.8	5	162	16.5
2009		Gesamt	1119							41.44	411	123				3.43	33	445	42.7	0.9	14.1	7.5	5	444	44.9	
2014	65	Fichte	749	25.2	36.2	70	21.4	21.3	101	26.72	284	11	17.9	14.5	123	0.18	2	319	25.9	0.4	7.5	4.9	5	286	26.9	
2014	63	Kiefer	347	23.8	34.4	69	22.9	25.7	89	18.01	187	11	20.1	14.2	142	0.18	1	189	17.3	0.3	5.2	3.0	5	188	18.2	
2014		Gesamt	1096							44.73	471	22				0.36	3	508	43.3	0.7	12.7	7.9	5	474	45.1	

3.1.5 Stammanalyse und Schaffformrekonstruktion

Auf Basis sektionsweise entnommener Stammscheiben lässt sich die Schaffformentwicklung von Einzelbäumen im Altersverlauf abbilden. Darüber hinaus kann auf diese Weise die Höhenentwicklung von Einzelbäumen nachgebildet werden. In der vorliegenden Arbeit wurden auf dieser Grundlage die baumartenspezifischen Formverläufe und Höhenentwicklungen der temporären Rein- und Mischbestandsparzellen verglichen. Das Ausgangsmaterial lieferten die rund 1.000 sektionsweise gewonnenen Stammscheiben von insgesamt 152 herrschenden und mitherrschenden Fällungsbäumen. Die Aufbereitung der Stammscheibendaten und Berechnungen der dendrometrische Kennzahlen erfolgten im Rahmen der Arbeit von SPATZ (2015).

Die computergestützte Stammanalyse wurde dabei mit Hilfe eines in seinen Kernbestandteilen in den 1980er Jahren in der Programmiersprache *FORTRAN* unter dem damaligen Namen *WWJAPAN* am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde entwickelten Programms durchgeführt. Das Programm wurde in den 2010er Jahren von Erhard DAUBER am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde weiterentwickelt und ist heute als lehrstuhlinternes sogenanntes DAUBER-Programm in der freien Statistiksoftware *R* (R CORE TEAM 2016) ausführbar. Mit Blick auf die Programmanwendung und Ergebnisgenauigkeit empfiehlt DAUBER grundsätzlich die Entnahme von mindestens neun Stammscheiben in relativen Entnahmeintervallen. Abweichend von diesen Empfehlungen wurden in der vorliegenden Arbeit aus praktischen Gründen pro Baum durchschnittlich nur sieben Stammscheiben in fixen höhengestaffelten Intervallen entnommen (s. hierzu a. Kapitel 3.1.2, Seite 72).

Anhand der Summe der in den vier Haupthimmelsrichtungen gemessenen Jahrringbreiten und der Entnahmehöhe der Stammscheibe berechnet das DAUBER-Programm den Stammquerschnitt entlang der Stammachse. Weiterhin ermittelt das Programm die jährlichen Höhenzuwächse auf Basis einer erstmals von CARMEAN (1972) beschriebenen und später von NEWBERRY (1991) angepassten Methodik. Das Verfahren unterstellt, dass der jährliche Höhenzuwachs im Allgemeinen proportional zum Durchmesserzuwachs verläuft. In Anlehnung an diese vereinfachende Grundüberlegung verteilt das DAUBER-Programm

den Höhenunterschied zwischen zwei aufeinanderfolgenden Stammscheiben proportional zum jährlichen Durchmesserzuwachs. Hierzu ermittelt das Programm die Jahre, die der Baum zum Überwinden des Höhenunterschieds zwischen den beiden Entnahmehöhen gebraucht hat. Diese ergibt sich aus der Differenz der Jahrringe auf den beiden Stammscheiben. Diese Berechnungen bilden auch die wesentliche Grundlage für die in Abbildung 14 wiedergegebene standardisierte grafische Ausgabe des DAUBER-Programms. Darüber hinaus berechnet das Programm auf jährlicher Basis wesentliche dendrometrische Kennzahlen wie Formzahlen, Durchmesser-, Höhen und Volumenentwicklung.

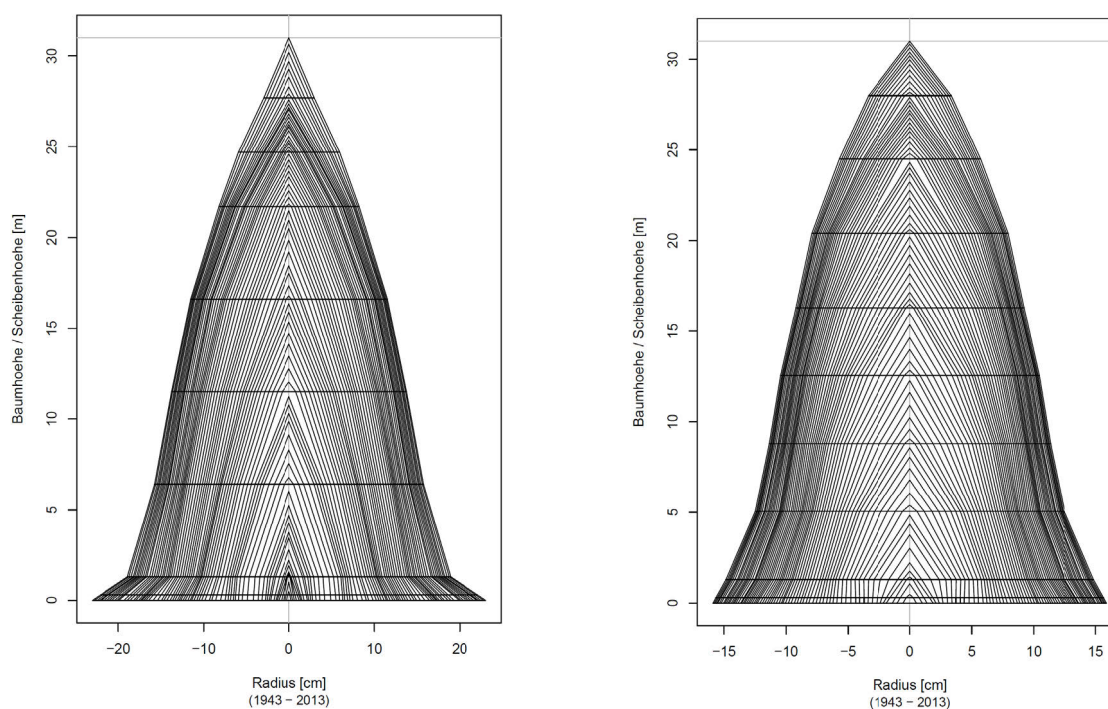


Abbildung 14: Beispiel für die mit Hilfe des lehrstuhl internen sogenannten DAUBER-Programms durchgeführte Schaftformrekonstruktion. Eingangsdaten bilden sektionsweise entnommene Stammscheiben (horizontale schwarze Linien) einer Fichte (links) und einer Kiefer (rechts) auf der Mischbestandsparzelle des temporären Versuchsstandorts Geisenfeld (Hinweis: Die Einteilung der X-Achse variiert zwischen den beiden Grafiken)

3.1.6 Kronenschirmfläche und Überschirmung

Die Auswertung der baumweise in den vier Haupthimmelsrichtungen gemessenen Kronenradien (s. Kapitel 3.1.1, Seite 70) erfolgte mit einem lehrstuhl internen Auswertungsprogramm, das auf das von PRETZSCH (1992) entwickelten Kronenanalyseprogramm *KROANLY* zurückgeht. SEIFERT und HEYM setzten die Grundbestandteile des Programms in der freien Rechen- und Statistiksoftware R (R CORE TEAM 2016) um und entwickelten es weiter. Heute bietet das Programm folgende Kernfunktionalitäten: Grafische Ausgabe von Kronenkarten von Parzellen- und Umfassungsbäumen sowie von einfach, zweifach und mehrfach überschirmten Parzellenbereichen (s. Abbildung 15). Darüber hinaus bietet das Programm dendrometrische Informationen zur Kronenschirmfläche von Einzelbäumen und Bestand sowie zur Einfach- und Mehrfachüberschirmung.

Zur Berechnung der Kronenschirmfläche eines Einzelbaums verbindet das Programm die gemessenen Radien mit Hilfe einer kubischen Splinefunktion mit einer vom Nutzer definierbaren Anzahl von Interpolationspunkten. Das entstandene Flächenpolygon stellt die horizontale Kronenausdehnung (Kronenschirm-

fläche) dar. Im Allgemeinen nähert sich diese Fläche der tatsächlichen Kronenschirmfläche an, je mehr Kronenradien dem Programm als Stützpunkte zur Verfügung stehen und je größer die Messgenauigkeit im Gelände ist (s. hierzu u. a. RÖHLE 1986).

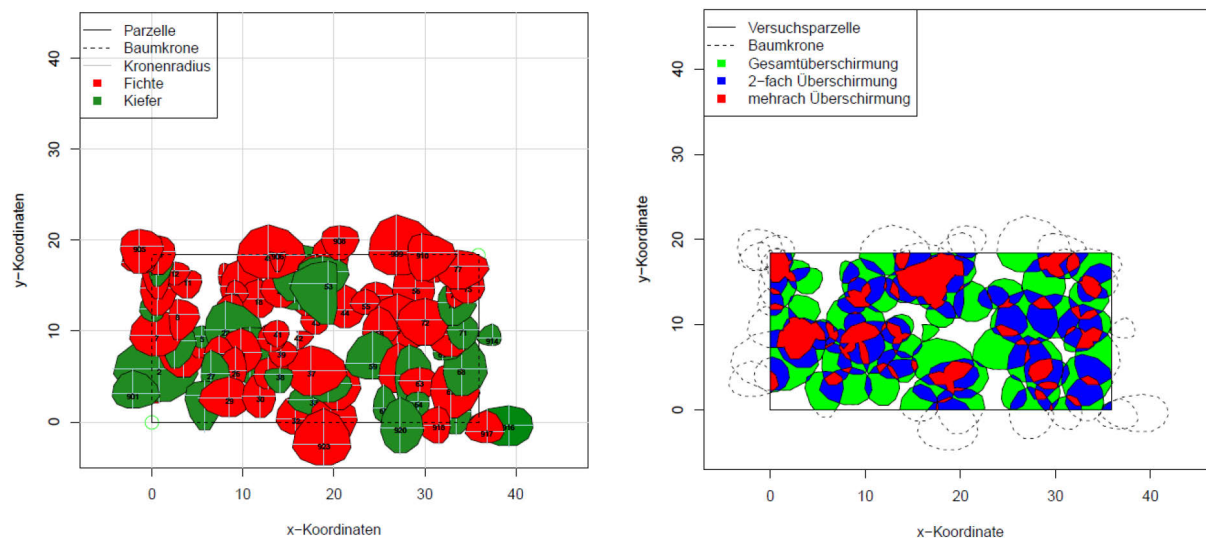


Abbildung 15: Mischbestandsparzelle am temporären Versuchsstandort Bodenwöhr als Beispiel für die programmgestützte Berechnung der Kronenschirmfläche der untersuchten Einzelbäume (links) sowie der Überschichtungsverhältnisse (rechts).

3.1.7 Rechnerischer Vergleich von Rein- und Mischbestand

Vergleich auf Bestandesebene

Wie in Kapitel 3.1.4 erwähnt, wurden zunächst alle flächenbezogenen waldwachstumskundlichen Kenngrößen der Versuchsflächen über einen parzellenspezifischen Skalierungsfaktor auf die Einheitsfläche von einem Hektar bezogen. Die Einheitsfläche bildet den Ausgangspunkt für einen rechnerischen bestandesweisen Vergleich des Wachstums der Baumarten Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand (s. a. Abbildung 16).

Als Vergleichsmaßstab für das beobachtete Wachstum der Kiefern-Fichten-Mischbestände ($Misch_{beob}$) dienen rechnerische Mischbestände, die sich aus den benachbarten Reinbeständen herleiten ließen. Hierzu wurden je Versuchsstandort und Aufnahmezeitpunkt sowohl der Kiefern- als auch der Fichten-Reinbestand auf Basis der beobachteten Baumartenanteile im Mischbestand reduziert und zu einem rechnerischen Mischbestand aufsummiert ($Misch_{erw}$). Aus Abbildung 16 (links) wird ersichtlich, dass der rechnerische Mischbestand damit eine Linearkombination, das heißt einen Erwartungswert auf Basis der beiden Reinbestände darstellt.

Analog ließen sich wie in Abbildung 16 (rechts) die Baumartenanteile von Kiefer und Fichte im Mischbestand zu rechnerischen Reinbeständen hochskalieren (Fi_{misch} , Kie_{misch} skaliert) und mit den realen Reinbeständen (Fi_{rein} , Kie_{rein}) vergleichen. Auf diese Weise konnte analysiert werden, wie sich das Wachstum der einzelnen Baumarten im Mischbestand vom Wachstum im Reinbestand unterscheidet.

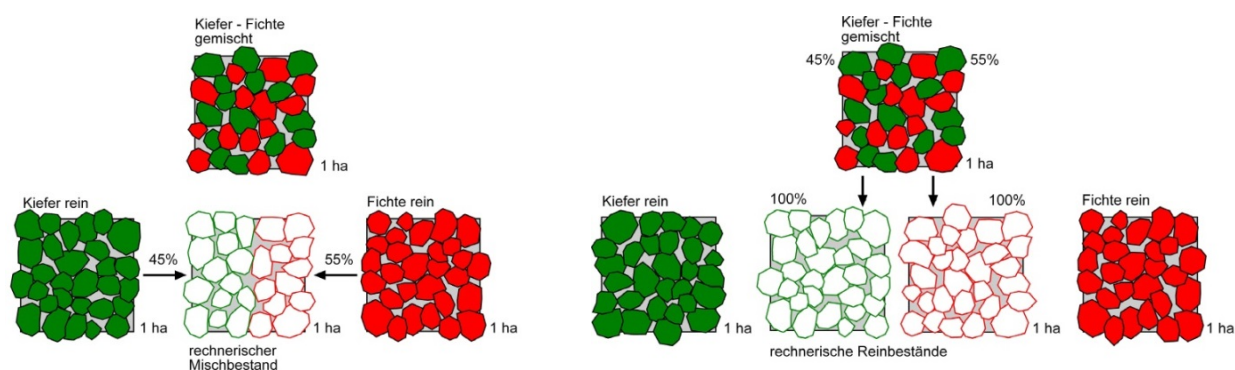


Abbildung 16: Schematische Darstellung der Methodik zum rechnerischen Vergleich von Rein- und Mischbeständen. Links: Berechnung eines ideellen Mischbestandes auf Basis der Reinbestände und Baumartenanteile im Mischbestand. Rechts: Berechnung von ideellen Reinbeständen auf Basis des Mischbestandes und der dortigen Baumartenanteile.

Zur Berechnung der Baumartenanteile in Mischbeständen steht grundsätzlich eine Reihe von Methoden zur Verfügung. Hierzu gehören zum Beispiel die Berechnung der Anteile nach Stammzahl, Grundfläche, Volumen oder Trockenstoffmasse. Diese hergebrachten Verfahren berücksichtigen allerdings nicht, dass die verschiedenen Baumarten unterschiedliche Flächen (Standräume) zur Erzeugung einer Einheit der genannten Größen benötigen. Aufbauend auf den Überlegungen und Empfehlungen von DIRNBERGER und STERBA (2014), PRETZSCH und FORRESTER (2017, S. 137 ff.) und STERBA et al. (2014) zur Berücksichtigung des baumartenspezifischen Raumbedarfs wurde daher der Anteil der Baumarten Kiefer und Fichte im Mischbestand wie in der Untersuchung von PRETZSCH und SCHÜTZE (2015) auf Basis des artspezifischen Standard-Density-Index (*SDI*) nach REINEKE (1933) berechnet (s. Formel 3 und Formel 4).

$$m_{Fi} = \frac{SDI_{Fi,(Kie)}}{SDI_{Fi,(Kie)} + SDI_{(Fi),Kie} * e_{Kie \rightarrow Fi}}$$

Formel 3

$$m_{Kie} = \frac{SDI_{(Fi),Kie} * e_{Kie \rightarrow Fi}}{SDI_{Fi,(Kie)} + SDI_{(Fi),Kie} * e_{Kie \rightarrow Fi}}$$

$$e_{Kie \rightarrow Fi} = \frac{\max SDI_{Fi}}{\max SDI_{Kie}}$$

Formel 4

Um die unterschiedlichen Standraumansprüche von Kiefer und Fichte unmittelbar miteinander vergleichen zu können, musste zunächst ein Äquivalenzfaktor ($e_{Kie \rightarrow Fi}$) ermittelt werden (s. Formel 4), der eine Umrechnung der Bestandesdichte von Kiefer in eine entsprechende Bestandesdichte von Fichte ermöglichte. Für diese Umrechnung ist es nach DIRNBERGER und STERBA (2014) erforderlich, die baumartenspezifische maximale Bestandesdichte in Reinbeständen zu kennen. Diese kann grundsätzlich aus Inventurdaten (DEL RÍO und STERBA 2009; STERBA 1987) oder nicht bis gering durchforsteten langfristigen Versuchsflächen (DÖBBELER 2004; PRETZSCH und BIBER 2005, 2016; PRETZSCH 2006) abgeleitet werden. Anknüpfend an diese Überlegungen wurden die maximalen oder potenziellen Bestandesdichten ($\max SDI$) von Kiefer und Fichte für jeden Versuchsstandort aus den beteiligten Reinbestandsparzellen abgeleitet. Diese Vorgehensweise fußt auf der Annahme, dass die nur gering durchforsteten Reinbestände der vorliegenden Untersuchung im Allgemeinen auch die örtlich mögliche maximale Bestandesdichte von Kiefer und Fichte widerspiegeln und zugleich standortbedingte Verschiebungen der Selbstdurchforstungslinie (*self-thinning line*, s. hierzu PRETZSCH und BIBER 2005, 2016) abbilden.

In Anlehnung an das Schema in Abbildung 16 (rechts) wurden nachstehende ertragskundliche Kennzahlen k der Mischbestände für einen baumartenweisen Vergleich mit den korrespondierenden Reinbeständen auf einen Hektar *hochskaliert* ($Rein_{erw}$): Summenwerte zu Stammzahl, Grundfläche, Vorrat und Zuwachs als auch für Informationen zum Mittelstamm und den hundert stärksten Bäumen (s. Tabelle 27 in Kapitel 4.2.1). Der statistische Vergleich des Wachstums der jeweiligen Baumart im Rein- und Mischbestand erfolgte für die einzelne ertragskundliche Kennzahl k von Versuch i zum rekonstruierten Beobachtungszeitpunkt j auf Grundlage eines einfachen linearen gemischten Modells (s. Formel 5). Hierbei wurden die Erwartungswerte ($Rein_{erw}$) mit 1 und die Beobachtungswerte ($Rein_{beob}$) mit 0 als *Dummyvariable* codiert (*BeobOderErwartet*). Eine Nestung der Beobachtungswerte erfolgte auf Ebene der Versuche. Damit wurde berücksichtigt, dass die Beobachtungen der verschiedenen Jahre auf Ebene der Versuche nicht unabhängig voneinander sind.

$$Ertragskundl. Kennzahl(k)_{ij} = a + b * BeobOderErwart_{ij} + b_i + \epsilon_{ij} \quad \text{Formel 5}$$

Analog wurden auch die ertragskundlichen Kennzahlen des gesamten Mischbestandes ($Misch_{beob}$) statistisch überprüft. Nach dem Schema in Abbildung 16 (links) wurden hierzu die entsprechenden Werte der Reinbestände über den jeweiligen Baumartenanteil im Mischbestand *runterskaliert* und zu einem rechnerischen Mischbestand aufsummiert ($Misch_{erw}$). Abweichend von der zuvor vorgestellten Berechnung für einen baumartenweisen Vergleich wurden hier die Erwartungswerte mit 0 und die Beobachtungswerte mit 1 als *Dummyvariable* codiert (s. hierzu auch Tabelle 27 auf Seite 139).

Vergleich auf Einzelbaumebene

Ein zwischen Rein- und Mischbeständen verändertes Wachstum der Einzelbäume kann sich sowohl in der Einzelbaummorphologie als auch im Einzelbaumzuwachs niederschlagen. Mit Blick auf die Einzelbaummorphologie wurden unter anderem folgende Merkmale analysiert: echte und unechte Formzahl, Verhältnis von Höhe zu Durchmesser (*HD-Verhältnis*), Höhe, Kronendurchmesser, Kronenlänge sowie Grundflächen und Volumenzuwachs.

Der Einzelbaumzuwachs hängt im Allgemeinen von der Einzelbaumdimension (Grundfläche g , Volumen v), der Standortgüte (Bonität bon) und der lokalen Konkurrenzsituation (SDI_{lok}) ab. Für einen Vergleich von Rein und Mischbestand kommt der Beschreibung der lokalen Konkurrenzsituation eine besondere Bedeutung zu. Hierzu wurde ein Analyseansatz gewählt, der bereits in einer Mehrzahl von Studien zur Anwendung kam (PRETZSCH und BIBER 2010; DIELER und PRETZSCH 2012, 2013). Dieser Ansatz beschreibt die lokale Konkurrenzsituation (Bestandesdichte) in einem baumindividuellen Einzugsbereich. In diesem Einzugsbereich differenziert das gewählte Verfahren dann weiter die Artzusammensetzung der lokalen Konkurrenz. Dadurch wird zwischen inner- und zwischenartlicher Konkurrenz unterschieden (s. Abbildung 17).

Gegenüber der Studie von PRETZSCH und BIBER (2010) wird in der vorliegenden Arbeit in Anlehnung an DIELER und PRETZSCH (2012, 2013) ein vereinfachtes Verfahren zur Definition des baumindividuellen Einzugs- und Konkurrenzbereichs sowie der lokalen Bestandesdichte verwendet. Der Konkurrenzbereich des jeweils untersuchten Zentralbaumes (k) wird dabei durch einen Kreis mit dem Radius $r_{2,5kr}$ beschrieben. Der Radius entspricht dem 2,5-fachen Kronenradius des Zentralbaumes. Für einzelne Zentralbäume, für die keine Kronenablotungen vorlagen, wurde die horizontale Kronenausdehnung auf Basis von

Brusthöhdurchmesser (*bhd*) und Höhe (*h*) mit Hilfe von SILVA-Kronenmodellen geschätzt (zur Methodik s. PRETZSCH et al. 2002).

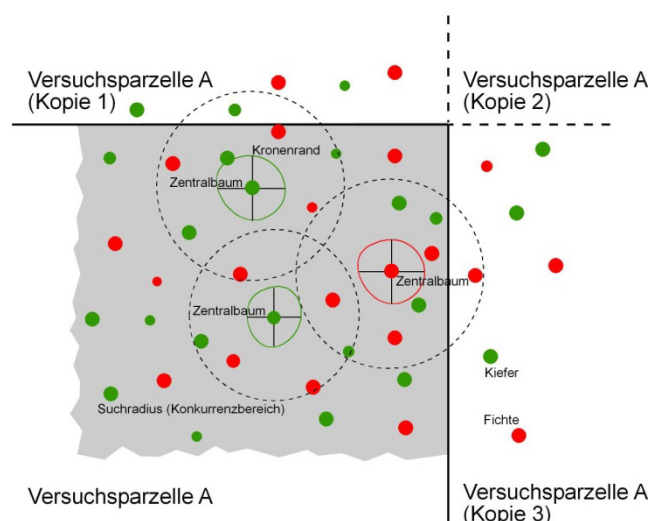


Abbildung 17: Schematische Darstellung der Methodik zur Bestimmung der baumindividuellen lokalen Bestandesdichte nach Formel 6 und der lokalen inner- und zwischeneartlichen Konkurrenz

Auf Grundlage von lokaler Stammzahl (n_{lokal}) und Grundfläche beziehungsweise mittlerem Durchmesser (dg_{lokal}) aller Bäume innerhalb des Suchkreises wurde für den Zentralbaum k , der Parzelle j und des Versuchsstandorts i der SDI nach REINEKE (1933) als lokaler SDI_{lokal} nach Formel 6 berechnet. Die baumartenübergreifende Berechnung des SDI_{lok} erfolgte hierbei ohne Zentralbaum über einen Buchenäquivalentdurchmesser (s. hierzu BIBER 1996, S. 128). Die lokale Artzusammensetzung wurde ergänzend über den prozentualen Anteil der jeweils anderen Mischbaumart (*Kontrastart*) abgebildet. Für Bäume, deren Suchkreis über den Parzellenrand hinausreichte, wurde eine Randkorrektur vorgenommen. Hierzu wurden zunächst in Anlehnung an die Darstellungen bei MONSERUD und EK (1974) an allen vier Seitenkanten und vier Ecken lagegetreue Kopien der jeweiligen Versuchsparzelle angefügt (*Translation*). Darauf aufbauend konnten die Suchkreise um die Zentralbäume mit Konkurrenzbaumen aufgefüllt werden. Diesem Verfahren liegt die Annahme zugrunde, dass die umgebenden fehlenden Bäume denen der Versuchsparzelle entsprechen. Alternativ hätten auch die real gemessenen Umfassungsbäume der Parzellen für die Randkorrektur herangezogen werden können. Diese Vorgehensweise wurde aber mit Blick auf eine möglichst einheitliche und vollständige Berechnungsgrundlage verworfen, da die ermittelten Suchradien die gemessenen Umfassungstreifen zum Teil überstiegen.

$$SDI_{\text{lokal}_{ijk}} = n_{\text{lokal}_{ijk}} * \left(\frac{dg_{\text{lokal}_{ijk}}}{25} \right)^{1,605} \quad \text{Formel 6}$$

3.1.8 Jahrringanalytik

Bereinigung von mittel- und langfristigen Wachstumstrends

Jahrringchronologien von Waldbäumen sind durch kurz-, mittel- und langfristige Wachstumstrends gekennzeichnet. Zu den langfristigen altersabhängigen Wachstumstrends zählen zum Beispiel ein mit dem Alter nachlassender Durchmesserzuwachs und ein rechnerisch bedingt zunehmender Grundflächenzuwachs. Kurz- und mittelfristige Wachstumstrends ergeben sich zum Beispiel durch natürliche und managementbedingte Störungen. In geschlossenen Waldbeständen rufen solche Störungen Veränderungen im

Bestandesgefüge und in den Konkurrenzbedingungen hervor. Der Wegfall von Konkurrenten führt sowohl kurz- als auch mittelfristig zu einer Steigerung des Durchmesserwachstums der verbleibenden Bäume.

Bei dendroökologischen Analysen kann die Nichtberücksichtigung von mittel- und langfristigen Wachstumstrends zu Fehlern führen. Vor diesem Hintergrund wurden die Jahrringchronologien in Anlehnung COOK und KAIRIUKSTIS (1992) und aufbauend auf dem R-Paket *dplR* (BUNN 2008) in einem dreistufigen in Abbildung 18 beispielhaft dargestellten Verfahren trendbereinigt: (a) Alterstrendbereinigung mit einer negativen Exponentialfunktion im Falle des Durchmesserzuwachses und mit einer *Hugershoff*-Funktion im Falle des Grundflächenzuwachses. (b) Eliminierung von umwelt- und managementbedingten mittelfristigen Wachstumstrends mithilfe eines kubischen Splines mit einer Wellenlänge von 10 Jahren und einer Frequenzbeschränkung von 0,5. (c) Bereinigung der Autokorrelation auf Basis autoregressiver Modellbildung bis maximal dritten Grades.

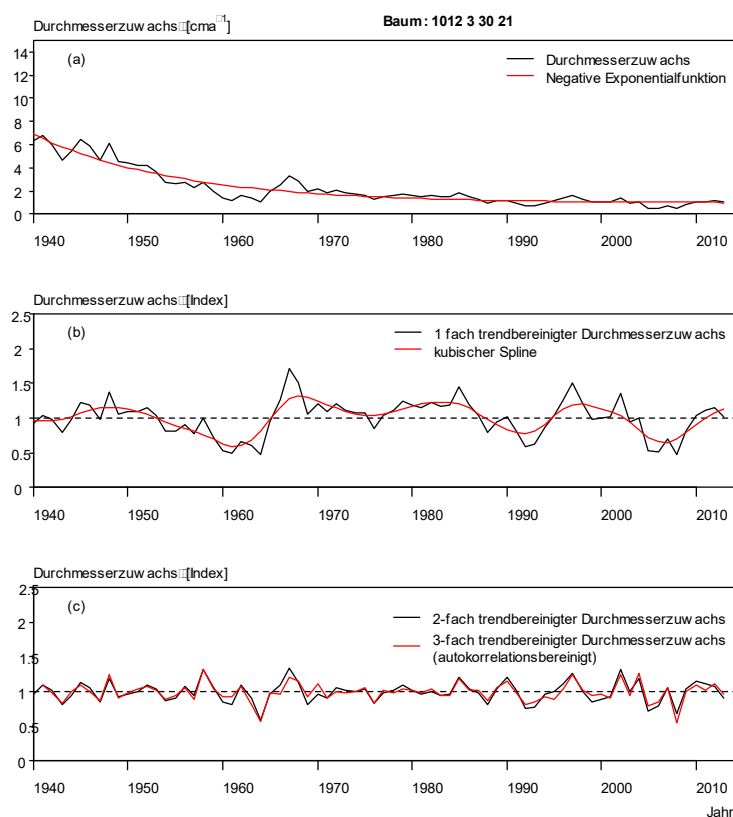


Abbildung 18: Darstellung der dreistufigen Bereinigung von kurz-, mittel- und langfristigen Wachstumstrends in Jahrringchronologien am Beispiel eines Baumes des Versuchsstandorts Allersberg

Analyse von allgemeinen Witterungs-Zuwachsbeziehungen

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

Anknüpfend an die Überlegungen von DITTMAR und ELLING (1999) wurden auch alternative regressionsanalytische Verfahren zur Beschreibung der Witterungs-Zuwachsbeziehungen gewählt. Dazu wurden die monatlichen Temperatur- und Niederschlagswerte jahresweise zu einer Aggregatgröße der klimatischen Wasserbilanz (*KWB*) in der Vegetationszeit verknüpft. Die *KWB* bildet dabei den Saldo zwischen dem jährlichen temperatur- und strahlungsbedingten Wasserverbrauch (Evapotranspiration) und der niederschlagsbedingten Wassernachlieferung in der Vegetationszeit. Die Evapotranspiration wurde in Anlehnung an die Darstellung bei KUNSTLER et al. (2011) nach TURC berechnet. Die Länge der Vegetationszeit wurde näherungsweise aus Monatsmittelwerten der Temperatur abgeleitet. Hierbei wurde die Überschreitung einer kritischen Temperaturgrenze von 10 °C zugrunde gelegt. Aus der so ermittelten klimatischen Wasserbilanz (*KWB*) wurde anschließend unter pauschaler Berücksichtigung des gesamten Bodenwasserspeichers (*nutzbare Feldkapazität, nFK* nach TEEPE et al. 2003 s. hierzu S. 94 und S. 175) bis ein Meter Profiltiefe näherungsweise die jährliche standörtliche Wasserbilanz (*WB*) abgeleitet.

Analyse des Zuwachsverhaltens in Trockenjahren

Auf Basis der zuvor beschriebenen *KWB* wurden standortübergreifende Trockenjahre identifiziert. Als Trockenjahre wurden solche Jahre ausgewiesen, in denen die jahresbezogene *KWB* deren langjährigen Mittelwert um mindestens 100 % unterschritt. Auf diese Weise ergaben sich die standortübergreifenden Trockenjahre 1947, 1949, 1952, 1959, 1964, 1973, 1976 und 2003 (s. hierzu auch Abbildung 78 in Kapitel 4.2.5 auf Seite 171).

Für die mehr als drei Jahre auseinanderliegenden Trockenjahre 1947, 1952, 1959, 1964, 1976 und 2003 wurde anschließend wie in Abbildung 19a der dreifach trendbereinigte Durchmesser- und Grundflächenzuwachs des jeweiligen Trockenjahres in Relation zum unmittelbar vorangegangenen Wachstum analysiert. In Anlehnung an die Untersuchung von LLORET et al. (2011) und die Diskussionsergebnisse der lehrstuhl-internen *Dendro-AG* wurde das Zuwachsniveau vor dem Trockenjahr als Mittelwert des indexierten Durchmesser- und Grundflächenzuwachses einer dreijährigen Vorperiode definiert (s. Abbildung 19a). Die Periodenlänge von drei Jahren wurde gewählt, um einerseits eine ausreichende Anzahl von Jahren für eine stabile Mittelwertbildung zu erhalten und andererseits die Wahrscheinlichkeit für die ungewollte Einbeziehung vorangegangener Extremereignisse zu minimieren. Weiterhin führt eine Ausdehnung der Bezugsperiode unweigerlich zu einer rechnerischen Annäherung an den langfristigen Mittelwert des indexierten Grundflächen- oder Durchmesserzuwachses. Damit würde nicht mehr die trockenheitsbedingte Abweichung des Zuwachses vom unmittelbar vorangegangenen Niveau untersucht, sondern lediglich die Abweichung von eins.

Anknüpfend an die Überlegungen einer vorangehenden fixen Referenzperiode käme auch in Betracht die Periode nach dem Trockenheitsereignis pauschal mit drei Jahren zu veranschlagen. Die Auswertung des baumarten- und bestandestypenspezifischen Erholungsverhaltens zeigt allerdings, dass die Baumart Kiefer rechnerisch bereits nach durchschnittlich 2,3 Jahren das Zuwachsniveau der Vorperiode erreicht. Der Median der Beobachtungen liegt sogar bei 1,0. Dies deutet darauf hin, dass das durchschnittliche Erholungsverhalten der Kiefer stark von Extremwerten einzelner Bäume beeinflusst wird. Der Erholungszeitraum der Fichte fällt hingegen mit durchschnittlich 2,7 Jahren deutlich länger aus (Median: 2,0). In Abbildung 19b ist das baumarten- und bestandestypenspezifische Erholungsverhalten dargestellt. Es wird deutlich, dass durchschnittlich zwei Jahre nach dem Trockenereignis etwa 70 % der untersuchten Kiefern und rund 60% der untersuchten Fichten das Zuwachsniveau der Vorperiode erreicht haben. Rechnerisch spätestens vier

Jahre nach dem Ereignis sind es bei beiden Baumarten etwa 90 %. Die deutlichsten Baumartenunterschiede finden sich wie zuvor beschrieben in den ersten zwei Jahren.

Vor diesem Hintergrund und mit Blick auf eine größere Praxisnähe wurden nur ganze Wachstumsjahre verwendet und pauschal ein baumartenübergreifender Verlustzeitraum von zwei Jahren angesetzt. Auf dieser Grundlage konnte der prozentuale und absolute Zuwachsverlust im Trockenjahr und den darauffolgenden zwei Verlustjahren in Anlehnung an Abbildung 19a analysiert werden.

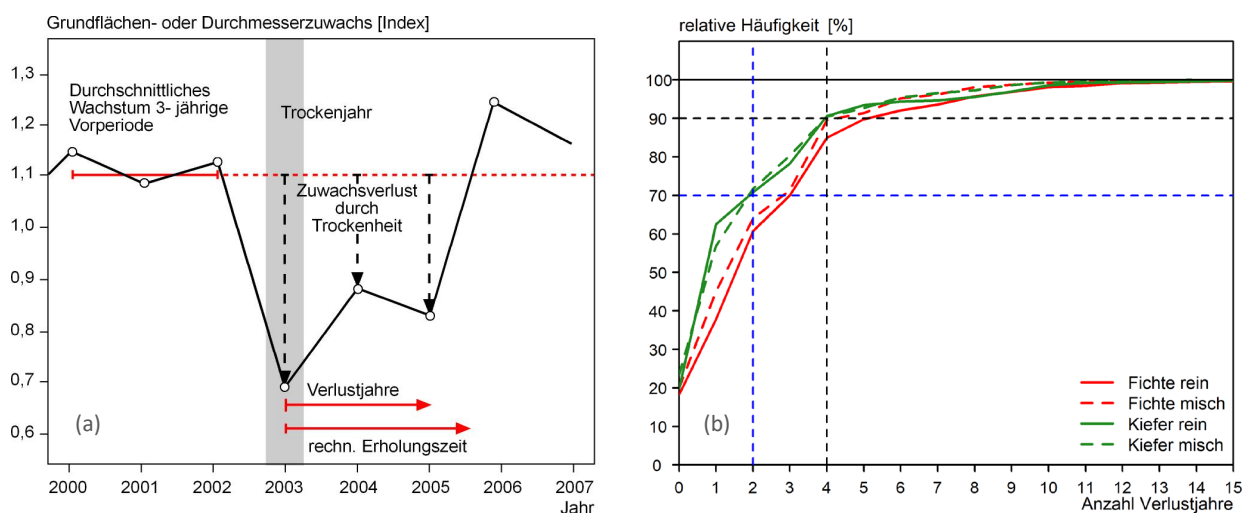


Abbildung 19: (a) Schematische Darstellung der Methodik zur Bestimmung des baumindividuellen Zuwachsverhaltens vor, während und nach einem Trockenjahr. (b) Summenhäufigkeitskurve der baumarte- und bestandestypenspezifischen Anzahl an Zuwachsverlustjahren nach den Trockenjahren 1947, 1952, 1959, 1964, 1976 und 2003. Die Verlustjahre stellen dabei den Zeitraum dar, den die Bäume benötigen, um wieder das mittlere Zuwachsniveau der dreijährigen Periode vor dem Trockenjahr zu erreichen.

3.2 Bodenkundliche Untersuchung der temporären Versuchsflächen (Triplets)

Die bodenkundliche Analyse der temporären Versuchsflächen sollte einerseits die Vergleichbarkeit der Parzellen des jeweiligen Versuchsstandorts (Triplets) überprüfen und andererseits die allgemeine bodenkundliche Charakterisierung der Versuche ermöglichen.

3.2.1 Probennahme

Die Bodenprobenahmen erfolgten in Anlehnung an das Beprobungsverfahren der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II) (SCHUBERT et al. 2015a). Hierdurch konnten sowohl die vorhandenen und erprobten Geräte der Bodenzustandserhebung genutzt als auch die Analyseergebnisse unmittelbar mit den Daten der Bodenzustandserhebung verglichen werden. Die Anzahl der Beprobungspunkte je Versuchspartelle wurde so gewählt, dass jede Probenahme etwa 100 m² repräsentierte. Mit diesem Beprobungsdesign sollte einerseits die räumliche Variabilität von Bodenparametern hinreichend genau abgebildet und andererseits der Beprobungs- und Analyseaufwand begrenzt werden. In Anlehnung an die Untersuchungen von MELLERT et al. (2008) dürften die untersuchten Bodenparameter damit hinreichend genau beschrieben werden können, zumal ausschließlich Zustandsgrößen und keine Veränderungsgrößen erfasst werden sollten. In Abhängigkeit von der jeweiligen Parzellengröße wurden zwischen drei und acht Punkten je Versuchs-

parzelle beprobt. An jedem Probepunkt wurden Bodenproben in fünf Tiefenstufen gewonnen: Humus (*Auflage*), 0-10 cm (*Tiefenstufe 1*), 11-40 cm (*Tiefenstufe 2*), 41-80 cm (*Tiefenstufe 3*), 81-150 cm (*Tiefenstufe 4*) (s. Abbildung 20). Eine gutachterliche überwiegend visuelle Zuweisung des Bodentyps oder der Bodenhorizonte im Gelände erfolgte nicht.

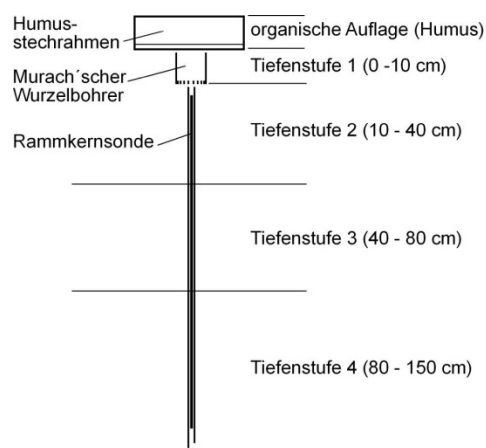


Abbildung 20: Schematische und fotografische Darstellung der Methodik zur Bodenbeprobung auf den temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen

Die Beprobung der organischen Mineralbodenauflage erfolgte mit einem quadratischen Edelstahlstechrahmen mit einer Seitenlänge von 20 cm. Zur Probennahme wurde der Stechrahmen mit einem Schlagholz soweit in den Humus und humosen Oberboden getrieben, bis er plan mit der Humusoberfläche abschloss. Abweichend von der BZE erfolgte die Entnahme des Humusmaterials ohne eine Trennung der einzelnen Humushorizonte (*L*, *Of*, *Oh*). Eindeutig als lebend zu identifizierende Pflanzenbestandteile der Bodenvegetation wurden noch im Gelände aussortiert. Hierzu gehörten beispielsweise lebende oberirdische Bestandteile von Moosen, Flechten, Farnen, Gräsern und krautigen Pflanzen. Die Beprobungstiefe orientierte sich an der Humusmächtigkeit und erfolgte grundsätzlich bis zum humosen Mineralboden (*Ah*). Die Ermittlung der Humusmächtigkeit erfolgte durch Tiefenmessung an allen vier Seiten des Stechrahmens mit einer Genauigkeit von einem halben Zentimeter.

Die Beprobung der obersten 10 cm des Mineralbodens (*Tiefenstufe 1*) erfolgte mit einem *Murach'schen Wurzelbohrer* mit einem Innendurchmesser von 8 cm. Dieser Hohlbohrer ist mit einer Schneide und Schneidzähnen ausgestattet und so in der Lage, kleinere Wurzeln zu durchtrennen und weitestgehend ungestörte Bodenproben zu entnehmen. Alle weiteren Tiefenstufen des Mineralbodens bis hin zu einer Maximal- beziehungsweise Normtiefe von 150 cm wurden mit einer Rammkernsonde (*Fa. Eijkelkamp*) mit einem Innendurchmesser von 4,5 cm beprobt. Die Rammkernsonde wurde dabei mithilfe eines elektrischen Aufbruchhammers (*Fa. Makita*) in den Boden gerammt. Insbesondere bei locker gelagerten Substraten verdichten die hierbei entstehenden Vibrationen die Bodenproben (Stauchung). Diese Stauchungen von durchschnittlich etwa 4 cm wurden linear korrigiert, das heißt tiefenstufengewichtet über die Gesamtlänge der Bodenprobe verteilt.

3.2.2 Aufbereitung und Analyse

Die Bodenproben wurden im Labor der BAYERISCHEN LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (LWF) in Anlehnung an die Empfehlungen des GUTACHTERAUSSCHUSSES FÜR FORSTLICHE ANALYTIK (GFA) (2009) aufbereitet und analysiert.

Bis zur Aufbereitung wurden die Proben bei 5 °C gelagert und anschließend bei 40 °C in Trockenschränken bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und gewogen. Die getrockneten Proben wurden im Anschluss durch ein Metallsieb mit einer Maschenweite von 2 mm gesiebt. Steine (Skelett oder Grobboden), Wurzeln und feste Pflanzenbestandteile wurden anschließend aussortiert und gewogen. Bodenmaterial größer 2 mm, das zu Klumpen aggregiert war, wurde in einem Keramikmörser zerkleinert und anschließend neuerlich gesiebt. Der aus den beiden Siebvorgängen hervorgehende Bodenanteil stellt den Feinboden dar. Um das Gesamtprobenaufkommen für die weitergehenden Analysen zu reduzieren wurden die Proben einer Parzelle und Tiefenstufe nach dem Sieben zu einer Mischprobe vereinigt.

Die Korngrößenzusammensetzung wurde an einer ungemahlene Feinbodenprobe nach vorheriger Zerstörung der gegebenenfalls noch in der Probe enthaltenen organischen Substanz bestimmt. Hierbei wurden Sandfraktionen gesiebt und Ton- und Schluffanteile in einem Sedimentationsverfahren bestimmt. In den einzelnen Fraktionen wurde hierbei noch zwischen Grob-, Mittel- und Feinanteilen unterschieden.

Für die chemische Analyse der Nährelementkonzentrationen wurden etwa 20 g der gesiebten Feinbodenmischprobe in einem Zirkindioxidgefäß in einer Planeten-Kugelmühle auf eine Größe kleiner 10 µm gemahlen. Zur Bestimmung der Kationenaustauschkapazität und Basensättigung sowie des pH-Wertes und der Phosphorkonzentration wurden hingegen gesiebte, ungemahlene Proben verwendet.

Die Nähr- und Spurennährelementkonzentrationen sowie die Kationenaustauschkapazität und Basensättigung in den Humusproben wurden in einer wässrigen Bariumchlorid-Lösung bestimmt ($BaCl_2$). Im Mineralboden wurden die Elementkonzentrationen hingegen in einer wässrigen Ammoniumchloridlösung (NH_4Cl) bestimmt. Lag der pH-Wert im Mineralboden über 6,2, wie zum Beispiel im Unterboden einiger Versuchspartellen der Standorte *Geisenfeld* und *Allersberg*, so wurden die Elementkonzentrationen alternativ in einer Tri-Bariumchloridlösung bestimmt. Einen Sonderfall stellt die Bestimmung der Phosphorkonzentrationen in der Bodenlösung dar. Abweichend vom oben dargestellten Standard des Ammoniumchloridaufschlusses wurde die Phosphorkonzentration in Anlehnung an die Empfehlungen des GFA (2009) sowohl im Citronensäureextrakt als auch im Natriumhydrogencarbonatextrakt ($NaHCO_3$) bestimmt.

Der pH-Wert wurde standardgemäß in drei unterschiedlichen Lösungen bestimmt: Kaliumchlorid (KCl), Calciumchlorid ($CaCl_2$) und Wasser (H_2O). Der in Wasser gemessene pH-Wert spiegelt dabei die aktuell in der Bodenlösung vorkommende Konzentration an Wasserstoffionen wider, hingegen bilden die in Salzlösung gemessenen pH-Werte auch einen Teil der Säureakkumulation ab, die bis dato im Boden stattgefunden hat (AK STANDORTKARTIERUNG 2003; GFA 2009). Vor diesem Hintergrund wurde in der vorliegenden Untersuchung vornehmlich der in Calciumchloridlösung gemessene pH-Wert herangezogen.

Aufbauend auf den Texturanalysen wurde die nutzbare Feldkapazität (nFK) der untersuchten Böden näherungsweise über die bei TEEPE et al. (2003) beschriebene Methodik bestimmt. Hierbei wurde der Sand- (S), Schluff- (U) und Tonanteil (T) sowie die Trockenraumdichte (TRD) berücksichtigt. Die nutzbare Feld- oder

Wasserspeicherkapazität entspricht dem Porenraum im Boden, der abzüglich des durch Adhäsionskräfte in Kleinstporen gebundenen Totwassers zwei bis drei Tage nach der Vollauffüllung noch mit Wasser gefüllt ist (AG BODEN 2005, AK STANDORTKARTIERUNG 2003).

3.2.3 Bewertungsrahmen der Elementvorräte im Boden

Die im Labor ermittelten Elementgehalte in den jeweiligen Bodenlösungen wurden über die elementspezifischen molaren Massen in die gebräuchlichen und praxistauglichen Einheiten mg g^{-1} und mg kg^{-1} umgerechnet. Die umgerechneten Elementgehalte vermitteln einen ersten Eindruck der bodenbürtigen Nährstoffausstattung. Da die Nährelemente fast ausschließlich im Feinboden enthalten sind bestimmt sich die im Bodenkörper befindliche Nährstoffausstattung über den zur Verfügung stehenden Feinbodenvorrat. Zur Berechnung dieses standort- und tiefenstufenspezifischen Gesamtivrats wurde der gesiebte Feinboden über einen bohrgerätspezifischen Skalierungsfaktor (Bohrgerätequerschnitt, s. Kapitel 3.2.1) auf einen Quadratmeter beziehungsweise einen Hektar hochskaliert. Durch tiefenstufenweise Multiplikation des Nährelementgehalts je Gramm Feinboden mit dem gesamten Feinbodenvorrat je Hektar, konnte der austauschbare Nährelementvorrat in kg ha^{-1} beziehungsweise t ha^{-1} ermittelt werden.

Mit Blick auf die Berechnung weiterer profil- beziehungsweise parzellenspezifischer Kenngrößen wurde auch die Basensättigung und der pH-Wert mit den Feinbodenvorräten der jeweiligen Tiefenstufe gewichtet und über das Gesamtprofil aufsummiert. Wo Referenzwerte vorhanden waren, erfolgte die Bewertung der austauschbaren Bodennährstoffvorräte auf einer Skala von *sehr hoch* bis *sehr gering* in Anlehnung an den Bewertungsrahmen des AK STANDORTKARTIERUNG (2003).

3.3 Waldernährungskundliche Untersuchung (Nadelanalysen) der temporären Versuchsflächen (Tripletts)

Wie auch die Bodenanalysen dienen die Nadelanalysen dem waldernährungskundlichen Vergleich der Versuchspartellen am jeweiligen Versuchsstandort (*Tripletts*) sowie dem Vergleich der verschiedenen Versuche untereinander.

3.3.1 Probennahme

Die Nadelbeprobung erfolgte in Anlehnung an die Aufnahmestandards der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II) (GFA 2009), beziehungsweise die des langfristigen Umweltmonitorings an den bayerischen Waldklimastationen (LEVEL II).

An mindestens fünf herrschenden und mitherrschenden Fällungsbäumen je Versuchspartelle und Baumart wurden in der Vegetationsruhe am siebten Astquirl (Lichtkrone) an mindestens zwei gegenüberliegenden Seitenästen Zweige mit dem ersten, zweiten und bei Fichte auch mit dem dritten Nadeljahrgang entnommen.

3.3.2 Aufbereitung und Analyse

Auch die Nadel- beziehungsweise Astproben wurden bis zur Weiterverarbeitung bei $5\text{ }^{\circ}\text{C}$ gelagert und anschließend nach Nadeljahrgängen getrennt bei $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ in Trockenschränken getrocknet. Von jeder Probe

wurde anschließend ein Teil bei 105 °C weitergetrocknet. Von diesen Proben wurden zur Bestimmung des 1000-Nadelgewichts jeweils jahrgangsweise dreimal 75 Einzelnadeln bei Fichte und 50 Nadelpaare bei Kiefer abgezählt. Für die chemische Analyse wurde ein weiterer Teil dieser Probe in einer Zentrifugalmühle auf eine Größe kleiner 60 µm gemahlen. Die Elementgehalte der gemahlenden Teilproben wurden in der Folge im Salpetersäure(HNO_3)-Druckaufschluss ermittelt und über die elementspezifischen molaren Massen in die Einheit $mg\ g^{-1}$ umgerechnet. Auf diese Weise konnte der Elementgehalt je Gramm Nadelmasse beurteilt werden. Eine Aussage zum Nährelementvorrat in der gesamten Kronennadelmasse ließ sich allerdings nicht treffen, da keine Untersuchungen zur Abschätzung der Gesamtkronenbiomasse in den Nadeln vorgenommen werden konnten.

3.3.3 Bewertungsrahmen des Ernährungszustandes

Die Bewertung des Ernährungszustands der Probebäume (Fällungsbäume) erfolgte anhand des Bewertungsschemas nach GÖTTLEIN (2015). Ein solches waldernährungskundliches Klassifikationssystem bewertet den Ernährungszustand von Waldbäumen auf Basis von artspezifischen Nährstoffansprüchen und -ausstattungen. Die Verwendung eines entsprechenden Bewertungsrahmens ermöglicht zum einen den standortbezogenen Vergleich zwischen den Baumarten und bietet zum anderen eine Orientierung hinsichtlich des Ernährungsniveaus insgesamt. Das Bewertungsschema nach GÖTTLEIN (2015) stellt eine übergreifende Auswertung gebräuchlicher Bewertungssysteme dar, wie zum Beispiel das von BERGMANN (1993), GÖTTLEIN et al. (2011), KRAUß und HEINSDORF (2005), STEFAN et al. (1997) und WOLFF und RIEK (1997). Das Schema gliedert den Ernährungszustand in einen *Normalbereich* und eine *Symptomgrenze*. Letztere gibt die Grenze an, ab der Waldbäume bereits sichtbare Mangelsymptome wie zum Beispiel Nadelverfärbungen aufweisen. Zwischen der Untergrenze des *Normalbereichs* und der *Symptomgrenze* ergibt sich nach GÖTTLEIN (2015) der Bereich des *latenten Mangels* (s. Abbildung 33, Seite 112).

4 Ergebnisse

4.1 Vergleich der umwelt- und waldwachstumsbezogenen Rahmen- und Ausgangsbedingungen der temporären Versuchsflächen (Tripletts)

4.1.1 Klimatische Ausgangsbedingungen und Vergleichbarkeit der Tripletts

Temperatur, Niederschlag und Länge der Vegetationszeit

Eine allgemeine Beschreibung und erste Analyse der klimatischen Rahmenbedingungen der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte findet sich bereits im Materialteil ab Seite 68. Im Folgenden wird nun in besonderer Weise auf die klimatische Vergleichbarkeit und Repräsentativität der neu angelegten temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen eingegangen.

Klimatische Vergleichbarkeit und Repräsentativität der Versuchsflächen

In Abbildung 21 ist der durch die Versuchsstandorte aufgespannte Klimaraum mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse zweidimensional dargestellt. Die Eingangsgrößen umfassen Variablen zu Temperatur (T), Niederschlag (P) und Globalstrahlung (R) sowie zur Länge der Vegetationszeit. Die Klimavariablen beziehungsweise die ausgewählten Hauptkomponenten 1 und 2 erklären dabei zusammen 86 % der Gesamtstreuung der Klimawerte.

In Bezug auf die Hauptkomponenten 1 und 2 zeigen die Versuchspartellen der jeweiligen Versuchsstandorte untereinander erwartungsgemäß eine größtmögliche Vergleichbarkeit. Nur am Versuchsstandort *Alzenau* sind bemessene Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchspartellen erkennbar. Dies ist unter anderem auf die größere räumliche Distanz zwischen den Versuchspartellen und die örtliche Orografie zurückzuführen.

Mit Blick auf einen Vergleich zwischen den einzelnen Versuchsstandorten ergeben sich die bereits in Kapitel 2.3.2 auf Seite 60 beschriebenen Unterschiede. Betrachtet man beispielsweise die Durchschnittstemperatur des gesamten Jahres (T_{total}) und die Januaratemperatur (T_{01}) wird deutlich, dass diese am Versuchsstandort *Alzenau* besonders hoch und am Standort *Selb* besonders niedrig ausfallen.

Die Länge der Pfeile in Abbildung 21 spiegelt das Gewicht der jeweiligen Variablen wider, das heißt deren Beitrag zur Erklärung der Gesamtstreuung aller Werte. Je kürzer der Pfeil, desto weniger trägt die Variable zur Erklärung bei. Dies ist zum Beispiel bei der Summe der Jahresniederschläge der Fall (P_{total}). Laufen einzelne oder mehrere Pfeile parallel, haben die Variablen eine ähnliche Wirkungsrichtung und stehen möglicherweise im unmittelbaren Zusammenhang. Beispielsweise sind einige Temperaturvariablen (T) erwartungsgemäß eng mit der Jahresdurchschnittstemperatur korreliert. Ähnlich verhält es sich auch mit den Niederschlags- (P) und Strahlungsvariablen (R). Wenngleich die enge Korrelation von Strahlungs- und Niederschlagsvariablen maßgeblich durch die Versuchsstandorte *Geisenfeld* und *Unterlüß* zustande kommt. Der im Norden Deutschlands gelegene Versuchsstandort *Unterlüß* zeichnet sich durch eine niedrigere Globalstrahlung aus und weist geringere Niederschläge auf. Umgekehrt ist der bayerische Versuchsstandort *Geisenfeld* sowohl durch hohe Niederschläge als auch durch eine hohe Globalstrahlung gekennzeichnet.

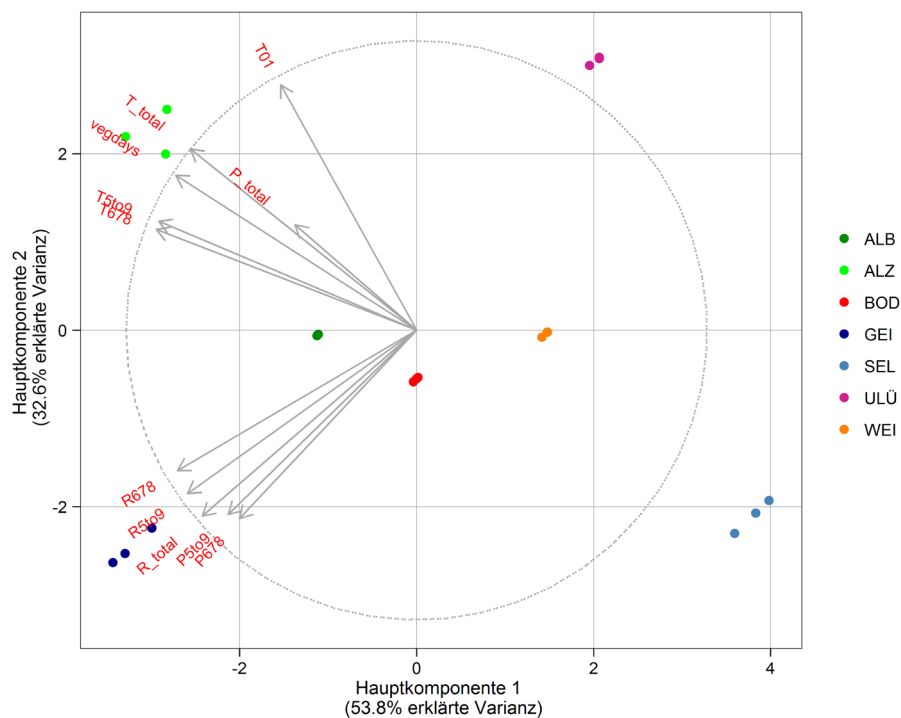


Abbildung 21: Zweidimensionale Darstellung (Hauptkomponentenanalyse) wichtiger Temperatur-, Niederschlags- und Globalstrahlungsvariablen der temporären waldwachstumkundlichen Versuchsflächen (alle Variablen als Durchschnittswerte langjähriger Messreihen, s. hierzu Seiten 61 und 68 ff.). Die farbigen Punkte repräsentieren die drei Versuchs- (Triplet)-parzellen der einzelnen Versuchsstandorte. Die Hauptkomponenten 1 und 2 erklären zusammen etwa 86 % der Varianz (Streuung) der Umweltvariablen: Januartemperatur (T_{01}), Temperatur Juni bis August (T_{678}), Temperatur Mai bis September (T_{5to9}), Jahrestemperatur (T_{total}), Tage in der Vegetationszeit ($vegdays$), Globalstrahlung Juni bis August (R_{678}), Globalstrahlung Mai bis September (R_{5to9}), Jahresglobalstrahlung (R_{total}).

In Abbildung 22 ist schwarz umrandet der bisherige bayerische Klimaraum wiedergegeben. Der europäische Klimaraum ist als graublau Wolke dargestellt. Die zugrundeliegenden Klimawerte basieren auf dem WORLDCLIM-Datensatz nach HJMANNS et al. (2005). Je dunkler die Wolke eingefärbt ist, desto häufiger kommt der entsprechende Klimatyp in Europa vor. Die eigentlich mehrdimensionalen Klimaräume werden in der Abbildung 22 erneut mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse zweidimensional dargestellt. Die zugrundeliegenden Klimavariablen sind die Januar- (T_{1}) und Sommertemperatur (T_{678}) sowie der Vegetationszeitniederschlag (P_{5to9}).

Weiterhin sind in Abbildung 22 die im Rahmen dieser Untersuchung angelegten temporären waldwachstumkundlichen Versuchsstandorte (Triplets) sowie weitere auf Basis europäischer LEVEL I-Flächen (ICP FORESTS) zufällig ausgewählte europäische Kiefernstandorte dargestellt. Im Vergleich zum bayerischen Klimaraum wärmere Kiefernstandorte sind rot dargestellt, kühlere blau und ähnliche Standorte grün. Insgesamt wird deutlich, dass die Tripletstandorte einen zentralen Bereich des europäischen Klimaraums abbilden. Auch ein zentraler Bereich des bayerischen Klimaraums wird durch die temporären Versuchsstandorte abgedeckt, wenngleich sehr niederschlagsreiche Lagen der Mittelgebirge und Lagen des Alpenvorlands nicht repräsentiert sind.

Aus europäischer Perspektive zeigen sich in Abbildung 22 im Detail folgende klimatische Ähnlichkeiten oder Unterschiede zu anderen bedeutenden Vorkommen der Baumarten Kiefer und Fichte in Rein- und Mischbeständen. Beispielsweise weist der insgesamt etwas kontinentaler, beziehungsweise borealer

geprägte bayerische Versuchsstandort *Selb (SEL)* gewisse klimatische Ähnlichkeiten mit dem in der nördlichen Tschechischen Republik gelegenen Ort *Mimon (MIM/CZ)* auf. Auch der in Masuren in Polen gelegene Ort *Olsztyn (Allenstein) (OLS/PL)* weist aus einer gesamteuropäischen Perspektive eine gewisse klimatische Nähe zum Versuchsstandort *Selb (SEL)* auf. *Olsztyn* zeigt aber ein noch kontinentaleres Klima; mit deutlich niedrigeren Januar- und Vegetationszeitniederschlägen, aber gleichzeitig auch vergleichsweise hohen Sommertemperaturen. Das Klima des in der Mitte Finnlands gelegene *Salamajärvi (SAL/FIN)* ist hingegen durch deutlich niedrige Werte sowohl bei den Vegetationszeitniederschlägen als auch bei den Januar- und Sommertemperaturen gekennzeichnet. Deutlich höhere Sommer- und Wintertemperaturen weist hingegen der am Rande der Rheinebene gelegenen Kiefernstandort *Bensheim (BEN/D)* auf. Ein vergleichbares Klima findet sich in Bayern nur im Weinbauklima Unterfrankens. In diesem Klima konnten allerdings keine temporären Versuchsstandorte angelegt werden, da in diesem Raum spätestens seit dem Trockensommer 2003 nahezu keine Fichten-Rein- und Mischbestände mehr anzutreffen sind. Entsprechend finden sich auch am deutlich ozeanischer aber gleichzeitig auch deutlich wärmeren französischen Vergleichsstandort *Limousin (LIM/F)* nach der Analyse der LEVEL I-Artvorkommen nur noch Kiefern-Reinbestände.

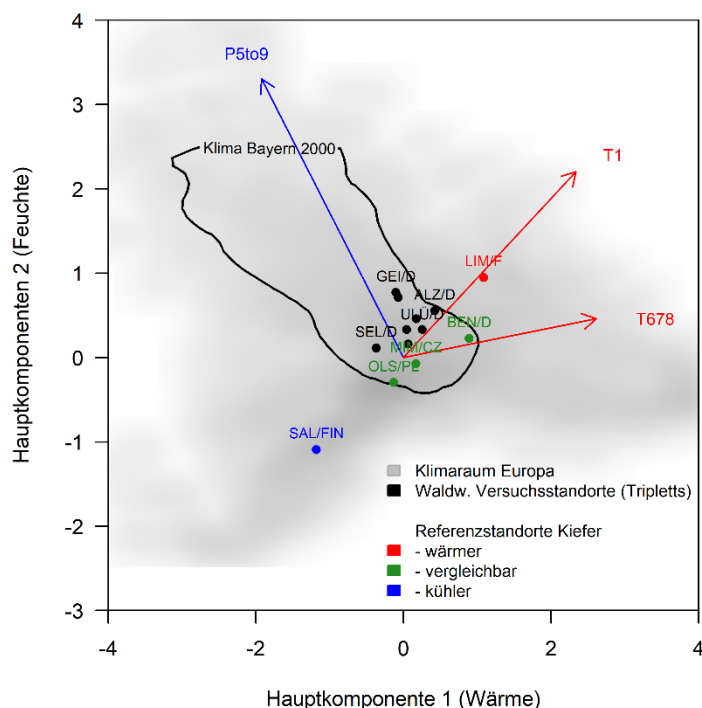


Abbildung 22: Zweidimensionale Darstellung (Hauptkomponentenanalyse) wichtiger Klimavariablen der temporären waldwachstumkundlichen Versuchsflächen (Triplets) und von frei ausgewählten Kiefern-Referenzstandorten (MIM/CZ = Mimon/Tschechien; OLS/PL = Olsztyn bzw. Allenstein/Polen; SAL/FIN = Salamajärvi/Finnland; BEN/D = Bensheim/Deutschland; LIM/F = Limousin/Frankreich; rot = wärmer, grün = vergleichbar, blau = kühler) sowie des europäischen (graublaue Fläche) und bayerischen Klimaraumes (schwarz umrandeter Bereich). Die Hauptkomponenten 1 und 2 erklären zusammen etwa 93 % der Varianz (Streuung) der Klima-variablen Sommertemperatur (T678), Januartemperatur (T1) und Vegetationszeitniederschlag (P5to9) im WORLDCLIM-Datensatz (HUMANS et al. 2005).

In der Zusammenschau repräsentieren die in der vorliegenden Untersuchung angelegten temporären waldwachstumkundlichen Versuchsflächen (Triplets) mit ihren hier und im Materialteil in Kapitel 2.3.2 beschriebenen Eigenschaften einen wesentlichen Teil des mitteleuropäischen Klimaraumes und bieten zahlreiche ökologische und waldwachstumkundliche Anknüpfungsmöglichkeiten nach Nord- und Osteuropa.

4.1.2 Bodenkundliche Ausgangsbedingungen und Vergleichbarkeit der Triplets

Eine erste boden- beziehungsweise standortkundliche Charakterisierung der temporären Versuchsstandorte (Triplets) und deren einzelner Parzellen findet sich im Materialteil in Kapitel 2 ab Seite 56. Die folgenden Auswertungen dienen einer weiterführenden bodenkundlichen Charakterisierung der Versuchsflächen und einer Überprüfung der standörtlichen Vergleichbarkeit der Versuchsparzellen innerhalb der einzelnen Triplets.

Mächtigkeit, Nährelemente und Bodenreaktion (Organische Auflage)

Wie im Methodenteil in Kapitel 3.2.1 dargestellt, erfolgte in der vorliegenden Untersuchung keine horizontale Beprobung und Abgrenzung der organischen Mineralbodenaufgabe (Humus). Demzufolge konnte die Humusform nur indirekt über gemessene Textur- und Nährelementparameter der Humusklassen (*Mull*, *Moder* oder *Rohhumus*) der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II) zugeordnet werden (s. Abbildung 23 und Tabelle 12).

Die Horizontmächtigkeiten der Humusaufgabe auf den untersuchten temporären Versuchsflächen betragen durchschnittlich 10,7 cm (Median 10,8 cm) und bewegen sich damit überwiegend im Bereich rohumusartiger Mineralbodenaufgaben. Insgesamt liegen die beobachteten Humusmächtigkeiten über dem Median der Humusklasse *Rohhumus* der BZE II. Diese systematische Abweichung kann auf mehrere Ursachen zurückgeführt werden: Zum einen auf etwaige systematische Messfehler auf den Kiefern- und Fichtenparzellen der vorliegenden Untersuchung, zum Beispiel durch unzureichendes Einschlagen des Edelstahlstechrahmens oder unzureichende Entfernung der umgebenden Bodenvegetation und dadurch Überschätzung der Humusmächtigkeiten. Zum anderen durch eine etwaige systematische Reduktion der Rohhumusmächtigkeiten im BZE-Datenkollektiv durch die verpflichtende Beprobung mehrerer Bodenbereiche (Satelliten) je BZE-Punkt und eine damit verbundene höhere Wahrscheinlichkeit der Beprobung einer abweichenden Humusform oder Bodenstörung (*Verwässerungseffekt der Humusklassen*).

Innerhalb des Datensatzes der vorliegenden Untersuchung zeigt sich ein Trend zu geringeren Humusmächtigkeiten mit steigendem pH-Wert (Standorte *Weiden*, *Alzenau* und *Geisenfeld*). Der durch den pH-Wert zum Ausdruck kommende tendenziell günstigere chemische Humuszustand führt offenbar theoriekonform zu einem schnelleren Abbau des Streuanfalls und damit zu einer verringerten Humusakkumulation. Dies schlägt sich in deutlich niedrigeren CN-Verhältnissen an diesen Standorten nieder. Die CN-Verhältnisse liegen dort durchschnittlich bei 25,7 und damit nach der Arbeitsanleitung zur forstlichen Standortaufnahme (AK STANDORTKARTIERUNG 2003) eher im Bereich eines *feinhumusreichen Moders* als im Bereich eines *Rohhumus*. Der Mittelwert des CN-Verhältnisses der anderen Standorte liegt hingegen bei 30,8 und damit eindeutig im Bereich des *Rohhumus*. Dieser erkennbare Trend und Unterschied konnte offenbar auch nicht durch weitere Schwierigkeiten in der Humusbeprobung überlagert werden, die sich in zum Teil unplausibel hohen Feinerdedichten von bis zu $0,26 \text{ g cm}^{-3}$ äußern. Entsprechend hohe Feinerdedichten können an keinem der bayerischen BZE-Punkte beobachtet werden. Dies deutet darauf hin, dass in der vorliegenden Untersuchung Teile des humosen Mineralbodens mit in die Humusproben gelangt sind.

Die Kationenaustauschkapazität (*KAK*) ist die Summe aller austauschbaren Kationen im Boden. Der Anteil der basischen Kationen K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} und Na^+ an der Kationenaustauschkapazität ist die Basensättigung. Hinsichtlich der effektiven Kationenaustauschkapazität (*KAK_{eff}*) zeigen die Triplett-Standorte im Vergleich zur Rohhumusklasse der BZE in Bayern eine tendenziell etwas höhere Ausstattung. Dies

erscheint plausibel und ist insbesondere auf die höheren Mächtigkeiten und die höheren Feinerdichten zurückzuführen. Die Basenausstattung fällt hingegen im BZE-Vergleich etwas geringer aus.

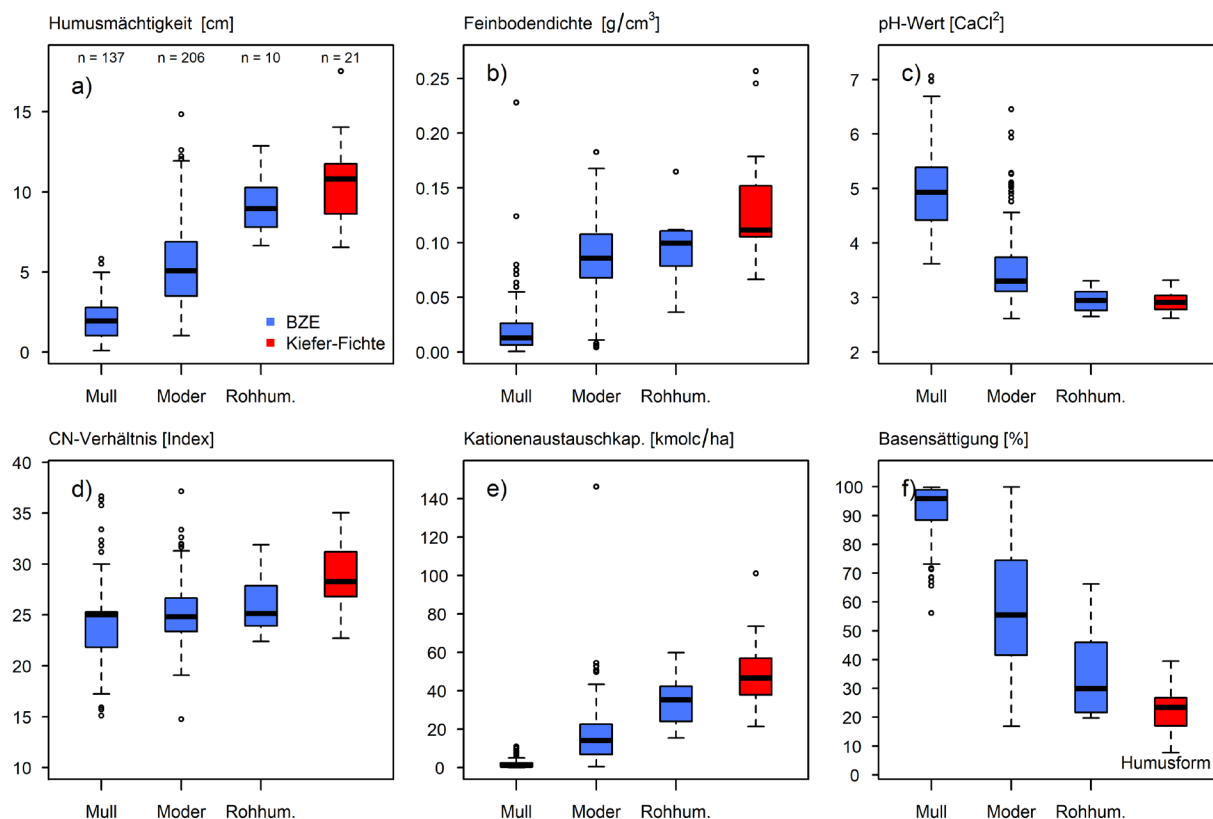


Abbildung 23: Nährstoff- und texturanalytischer Vergleich der Ergebnisse der Humusbeprobung auf den temporären waldwachstumkundlichen Versuchsflächen (Tripletts) mit den korrespondierenden Kennwerten der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II).

Tabelle 12: Nährstoff- und texturanalytische Kennwerte der Humusbeprobung auf den temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen (Triplets).

Versuchsstandort	Parzelle	Flächen-	Beprobungs-	Reprä-	Mächtigkeit	Dichte	pH-Wert	Kationenaus-	Basen-	CN-	Humus-
	Baumart	größe	punkte	fläche		Feinerde	(CaCl ₂)	tauschkapazität	sättigung	Verhältnis	form
		m ²	Anzahl	m ²	cm	g/cm ³	Index	µmol/g	%	Index	
Bodenwöhr	BOD	Kie, Fi	661	8	83	8,9	0,11	2,8	406	16,2	27,3
		Fi	542	5	108	11,7	0,11	2,8	412	14,9	30,0
		Kie	411	4	103	11,8	0,07	2,6	383	7,8	30,8
Allersberg	ALB	Kie, Fi	1212	8	152	10,9	0,10	2,7	500	25,8	35,0
		Fi	395	4	99	12,3	0,11	3,0	493	37,2	27,5
		Kie	285	3	95	14,0	0,07	3,1	397	25,2	33,9
Selb	SEL	Kie, Fi	641	6	107	10,0	0,10	2,7	420	17,0	31,8
		Fi	251	3	84	14,0	0,12	2,8	442	28,0	31,1
		Kie	357	4	89	11,7	0,11	2,7	439	12,5	31,5
Weiden	WEI	Kie, Fi	650	5	130	9,5	0,11	2,9	345	25,5	25,7
		Fi	457	4	114	9,9	0,12	2,8	404	19,5	22,7
		Kie	251	3	84	8,5	0,10	3,0	373	26,7	28,2
Alzenau	ALZ	Kie, Fi	586	6	98	7,7	0,18	3,0	318	18,3	26,8
		Fi	483	4	121	6,5	0,26	3,3	162	30,1	28,3
		Kie	509	4	127	8,6	0,15	2,9	354	23,4	33,2
Geisenfeld	GEI	Kie, Fi	941	7	134	10,8	0,17	3,1	264	20,9	24,7
		Fi	300	4	75	11,5	0,15	3,0	339	25,8	24,6
		Kie	541	5	108	8,4	0,25	3,1	233	15,9	24,7
Untertlüß	ULÜ	Kie, Fi	894	8	112	12,0	0,12	3,0	457	39,5	31,2
		Fi	268	3	89	17,5	0,11	2,8	532	21,4	29,7
		Kie	306	3	102	8,6	0,11	3,0	425	29,1	27,2
Mittelwert					105	10,7	0,13	2,9	386	22,9	28,8
Median					-	10,8	0,11	2,9	404	23,4	28,3
Standardabweichung					-	2,5	0,05	0,2	89	7,8	3,4

siehe BZE-Vergleich

Textur (Mineralboden)

Die vorherrschenden Bodenarten auf den temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen sind nach der Klassifizierung der Kartieranleitung 5 (KA5) (AG BODEN 2005) *Reinsande* sowie *mittel lehmige* und *schwach tonige Sande* (s. Tabelle 13). Diese gehören zu den Bodenartengruppen der *Reinsande* und *Lehmsande*. Die *Reinsande* konzentrieren sich auf die Standorte *Bodenwöhr*, *Alzenau* und *Untertlüß*. Die *schwach bis mittel lehmigen Sande* kommen hingegen fast ausschließlich an den Standorten *Selb* und *Weiden* vor.

Über alle Standorte hinweg bewegt sich der Sandanteil im untersuchten Bodenraum bis 150 cm Tiefe zwischen 77,8 % in *Selb* und 96,9 % in *Alzenau*. Bei dieser Betrachtung wurde die Fichten-Parzelle in *Selb* mit einem Sandanteil von 65,8 % als Ausreißer identifiziert und nicht in die Auswertung einbezogen. Der mittlere Sandanteil beträgt somit 86,3 %. Der mittlere Tonanteil beträgt nur 7,8 % und der Schluffanteil nur 5,9 %.

Die nach TEEPE et al. (2003) anhand der Sand-, Ton- und Schluffanteile sowie Trockenraumdichte auf 1 m Profiltiefe berechnete *nutzbare Feldkapazität (nFK)* der einzelnen Versuchspartellen bewegt sich zwischen 140 mm auf der Kiefernparzelle in *Bodenwöhr* und 206 mm auf der Mischbestandsparzelle in *Alzenau* (s. Tabelle 13). Betrachtet man jeweils die drei Versuchspartellen der einzelnen Versuchsstandorte in der Gesamtschau, so weist der wuchskräftigste Versuchsstandort *Geisenfeld* mit *schwach tonigen* beziehungsweise *schwach lehmigen Sanden* mit 174 mm, 194 mm und 192 mm parzellenübergreifend die höchsten *nFK*-Werte auf, gefolgt vom Standort *Selb*. Die niedrigsten Werte weist auch bei dieser Betrachtung der Standort *Bodenwöhr* auf (155 mm, 143 mm, 140 mm).

Tabelle 13: Textureigenschaften des Mineralbodens bis in 150 cm Bodentiefe der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen und Bodenartenklassifizierung nach der Kartieranleitung 5 (KA5) (AG BODEN 2005). Die nutzbare Feld- (nFK) oder Wasserspeicherkapazität des Mineralbodens bezieht sich auf 1 m Profiltiefe (ohne organische Auflage) (zur Methodik s. Kapitel 3.2.2).

Versuchsstandort	Parzelle Baumart	Kornfraktionen				Trocken- raumdichte		Bodenart			nutzbare Feld- kapazität (1m) nFK mm
		Sand	Schluff	Ton	Skelett	TRD	Kürzel	Gruppe	Art		
		%				g cm ⁻³					
Bodenwöhr	BOD	Kie, Fi	88,1	6,7	5,2	1,6	1,65	St2	Lehmsande	schwach toniger Sand	154,5
		Fi	91,6	5,4	3,0	0,9	1,70	Ss	Reinsande	reiner Sand	142,7
		Kie	87,2	9,2	3,7	3,8	1,72	Ss	Reinsande	reiner Sand	140,0
Allersberg	ALB	Kie, Fi	87,9	5,7	6,3	3,0	1,57	St2	Lehmsande	schwach toniger Sand	171,8
		Fi	81,6	7,0	11,4	0,8	1,61	St2	Lehmsande	schwach toniger Sand	173,5
		Kie	86,5	4,4	9,1	1,9	1,60	St2	Lehmsande	schwach toniger Sand	176,4
Selb	SEL	Kie, Fi	77,8	14,3	8,0	3,4	1,49	(Sl2), Sl3	Lehmsande	mittel lehmiger Sand	185,5
		Fi	65,8	23,1	11,0	0,3	1,53	Sl3	Lehmsande	mittel lehmiger Sand	175,7
		Kie	80,3	12,9	6,8	1,9	1,60	Sl2	Lehmsande	schwach lehmiger Sand	180,9
Weiden	WEI	Kie, Fi	81,4	10,4	8,2	3,4	1,51	(Sl2, St2) Sl3	Lehmsande	mittel lehmiger Sand	177,0
		Fi	82,2	10,3	7,6	7,3	1,55	Sl2	Lehmsande	schwach lehmiger Sand	170,8
		Kie	91,2	3,7	5,1	1,9	1,51	(Ss), St2	Lehmsande	schwach toniger Sand	171,8
Alzenau	ALZ	Kie, Fi	91,4	4,4	4,3	0,0	1,31	Ss	Reinsande	reiner Sand	206,8
		Fi	95,1	2,2	2,8	0,8	1,60	Ss	Reinsande	reiner Sand	162,2
		Kie	96,9	0,6	2,7	0,0	1,53	Ss	Reinsande	reiner Sand	172,1
Geisenfeld	GEI	Kie, Fi	87,5	6,6	6,0	3,4	1,48	St2	Lehmsande	schwach toniger Sand	176,8
		Fi	88,6	5,6	5,8	3,2	1,39	St2	Lehmsande	schwach toniger Sand	193,7
		Kie	81,9	11,0	7,2	0,5	1,38	Sl2	Lehmsande	schwach lehmiger Sand	191,6
Unterlüß	ULÜ	Kie, Fi	92,8	4,1	3,1	4,1	1,48	Ss, (Su2)	Reinsande	reiner Sand	179,1
		Fi	87,9	9,8	2,2	7,1	1,56	Ss	Reinsande	reiner Sand	166,9
		Kie	88,1	7,5	4,4	6,3	1,50	Ss	Reinsande	reiner Sand	186,2
Mittelwert			86,3	7,8	5,9	2,7	1,54				174,1
Median			87,9	6,7	5,8	1,9	1,53				175,7
Standardabweichung			6,9	4,9	2,7	2,2	0,10				15,6

Abbildung 24a zeigt den Vergleich des Bodenartenspektrums der temporären Kiefern-Fichten-Versuchsstandorte mit dem Untersuchungskollektiv der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II). Es zeigt sich, dass auf den temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen ein vergleichsweise enger und homogener Texturausschnitt untersucht wurde. Die Kiefernpunkte der BZE decken ein deutlich weiteres Texturspektrum von den *Reinsanden* bis zu den *reinen Tonen und sandigen Schluffen* ab, mit einem Schwerpunkt im Bereich *stark sandiger Lehme (Ls4)* (Median: Sand 51,4 %, Schluff 27,4 %, Ton 19,5 %). Diese Verteilung spiegelt zum einen den Verbreitungsschwerpunkt der Kiefer im mittleren und nördlichen Bayern wider, zum anderen aber auch die absolute Verteilung bestimmter Bodenarten in Bayern. Deutlich wird dieser Zusammenhang zum Beispiel bei den tonreichen Substraten. Diese sind schwerpunktmäßig in den geologischen Formationen des Keupers anzutreffen und stellen historisch bedingt zugleich einen bayrischen Verbreitungsschwerpunkt der Kiefer dar.

Abbildung 24b gibt die Textureigenschaften der einzelnen Parzellen der temporären Kiefern-Fichten-Versuchsflächen wieder. Dabei wird deutlich, dass die einzelnen Versuchspartellen der Triplets einen überwiegend homogenen und lokal vergleichbaren Texturbereich abdecken, wenngleich an einzelnen Versuchsstandorten Unterschiede zwischen den Parzellen erkennbar sind. Besonders deutlich werden diese Abweichungen an den Versuchsstandorten *Selb*, *Weiden* und *Allersberg*. In *Selb* weist die Fichtenparzelle einen merklich höheren Ton- und Schluffanteil auf und gibt zugleich die Obergrenze des gesamten Untersuchungskollektives vor. Am Standort *Weiden* weist die Kiefernparzelle hingegen einen merklich niedrigeren

Ton- und Schluffanteil auf. In *Allersberg* ergibt sich in diesem Zusammenhang ein Mikrogradient des Tonanteils von einer vergleichsweise tonarmen Mischbestandsparzelle hin zu einer tonreicheren Fichtenparzelle.

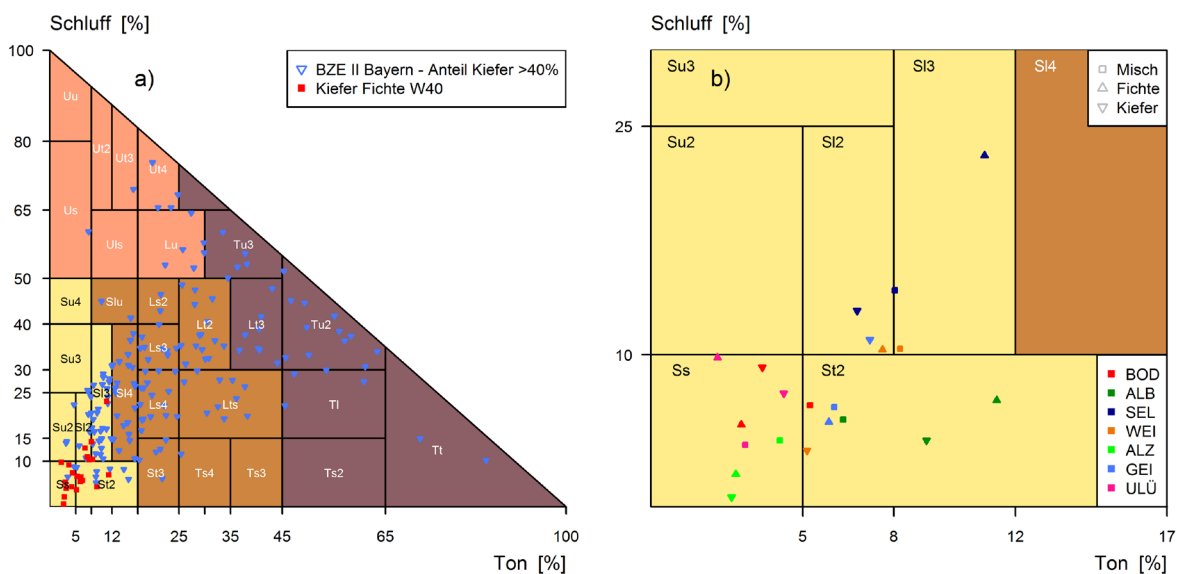


Abbildung 24: (a) Vergleich der Bodenarten (Schluff, Ton und Sand) der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsfelder (Tripletts, Kiefer-Fichte-W40) mit den Werten der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II) im Bodenartendreieck nach der KA5 (AG BODEN 2005). Dargestellt sind nur BZE-Punkte an denen die Ergebnisse der zweiten Bundeswaldinventur (BWI II) einen Kiefernanteil von mindestens 40 % aufwiesen. Der Sandanteil im Bodenartendreieck ergibt sich als nicht durch die Bodenarten Schluff oder Ton abgedeckter Anteil. (b) Vergrößerter Ausschnitt des Bodenartendreiecks nach KA5 mit den nach Versuchsstandorten und -parzellen aufgegliederten Daten der Tripletts.

Bodenreaktion (Mineralböden und Organische Auflage)

Die Kationenaustauschkapazität ist eng an den Tonanteil im Boden gebunden. Entsprechend niedrig fallen deren Werte auf den untersuchten relativ tonarmen Kiefern-Fichten-Versuchspartellen aus. Der tiefenstufengewichtete Mittelwert der Kationenaustauschkapazität der temporären Versuchspartellen liegt bei $498 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1}$ (s. Tabelle 14). Dieser vergleichsweise hoch erscheinende Mittelwert wird stark von einzelnen Versuchsstandorten mit deutlich höheren Kationenaustauschkapazitäten beeinflusst (*Selb*, *Geisenfeld* und Fichtenparzelle in *Allersberg*, s. Abbildung 25a). Der weniger von Ausreißern beeinflusste Median der Kationenaustauschkapazität liegt bei nur $456 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1}$. Auffallend niedrige Austauschkapazitäten von $260 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1}$ weist der extrem tonarme Versuchsstandort *Alzenau* auf. Dieser Standort und die sechs Versuchspartellen der Standorte *Bodenwöhr* und *Unterlüß* liegen damit unterhalb der 5 %-Perzentilgrenze der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II). Mit Blick auf das gesamte Untersuchungskollektiv liegen letztlich alle Standorte bis auf den Ausreißer *Selb* deutlich unterhalb der 25 %-Perzentilgrenze der Bodenzustandserhebung und repräsentieren damit hinsichtlich der Kationenaustauschkapazität das untere Viertel der bayerischen Waldstandorte.

Beim Vergleich mit den bayernweiten Ergebnissen der BZE II relativieren sich die in den Balkendiagrammen an einzelnen Standorten relativ groß erscheinenden Unterschiede zwischen den Versuchspartellen. Beispielsweise fällt die Basenausstattung der Versuchspartellen einiger Tripletts recht unterschiedlich aus (s. Abbildung 25b). Partellen- und standortübergreifend liegend die temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte aber fast durchgängig im sehr niedrigen Bereich. Lediglich der Standort *Geisenfeld* weist eine höhere Basenausstattung auf. Dieser Versuchsstandort beeinflusst auch deutlich den Mittelwert

des Gesamtkollektives von 16,1 %. Der weniger von Extremwerten beeinflusste Median des Untersuchungskollektives liegt hingegen bei nur 12,5 % und damit nah am 10 %-Perzentil der Bodenzustandserhebung. Lagen die Standorte hinsichtlich der Kationenaustauschkapazität im BZE-Vergleich noch im unteren Viertel aller Waldstandorte, so repräsentieren die temporären Versuchsflächen der vorliegenden Untersuchung hinsichtlich der Basensättigung die untersten 10 %. Das heißt ein hoher Anteil der Austauscherplätze ist mit den sauer wirkenden Ionen H^+ und Al^{+++} belegt.

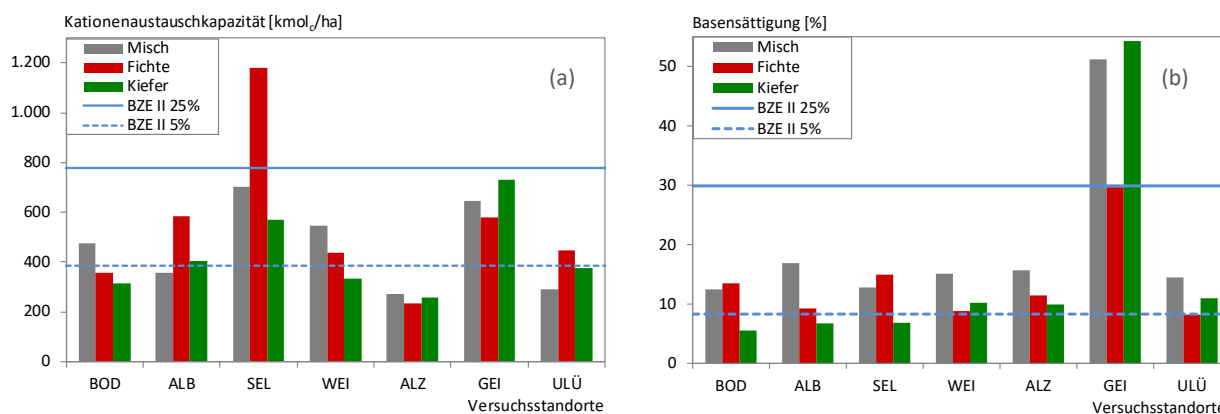


Abbildung 25: (a) Tiefenstufengewichtete Kationenaustauschkapazität ($\text{kmol}_c \text{ ha}^{-1}$) und (b) Basensättigung (%) in der organischen Auflage und im Mineralboden der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen im Vergleich mit den Kennwerten der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II).

Ungeachtet der beschriebenen geringfügigen Unterschiede in der Basensättigung der Parzellen der einzelnen Versuchsstandorte zeigt sich, dass das Untersuchungskollektiv insgesamt vergleichsweise homogen ist. Es dominieren die Tiefenverlaufstypen der Basensättigung vom *Typ 4* und *5* (zur Methodik der Tiefenverlaufstypen s. KÖLLING et al. 1996). Lediglich der Versuchsstandort *Geisenfeld* weist mit einer höheren Basenausstattung im Unterboden den Verlaufstyp *3* auf. Entsprechend günstiger stellen sich in *Geisenfeld* auch die pH-Werte und Pufferbereiche dar. Überwiegen an den anderen Standorten sehr stark saure Bodenverhältnisse und Pufferreaktionen im Aluminiumbereich, so sind dies in *Geisenfeld* lediglich stark saure Verhältnisse und Bodenreaktionen überwiegend im Austauscherbereich. Der Mittelwert der Bodenreaktion aller Versuchsstandorte liegt bei einem pH-Wert von 4,02.

Tabelle 14: Tiefenstufengewichtete summarische Kenngrößen der chemischen Bodenreaktion von organischer Auflage und Mineralboden auf den temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen (Tripletts). Dargestellt sind entweder die Werte über das Gesamtprofil bis 150 cm Bodentiefe (Gesamt) oder die Werte der organischen Auflage und obersten 10 cm des Mineralbodens (Auflage + 10).

Versuchsstandort	Parzelle Baumart	Kationenaus- tauschkapazität	Basen- sättigung	CN-Verhältnis	Basenverlaufs- typ	pH-Wert (CaCl ₂)	Puffer- bereich	
		(Gesamt) kmol _c /ha	(Gesamt) %	(Auflage+10)		(Gesamt)	(Gesamt)	
Bodenwöhr	BOD	Kie, Fi	491	12,5	29,2	Typ 5	3,94 sehr stark sauer	Aluminium
		Fi	370	13,5	30,9	Typ 5	3,97 sehr stark sauer	Aluminium
		Kie	326	5,5	32,1	Typ 5	4,11 stark sauer	Aluminium
Allersberg	ALB	Kie, Fi	368	16,9	37,6	Typ 4	3,97 sehr stark sauer	Aluminium
		Fi	606	9,2	28,4	Typ 5	3,89 sehr stark sauer	Aluminium
		Kie	417	6,8	34,9	Typ 5	3,87 sehr stark sauer	Aluminium
Selb	SEL	Kie, Fi	728	12,8	31,7	Typ 4	3,89 sehr stark sauer	Aluminium
		Fi	1225	14,9	30,5	Typ 4	3,76 sehr stark sauer	Aluminium
		Kie	588	6,8	30,0	Typ 5	3,98 sehr stark sauer	Aluminium
Weiden	WEI	Kie, Fi	567	15,1	26,7	Typ 4	4,03 stark sauer	Aluminium
		Fi	456	8,8	22,9	Typ 5	4,04 stark sauer	Aluminium
		Kie	346	10,2	27,7	Typ 5	4,16 stark sauer	Aluminium
Alzenau	ALZ	Kie, Fi	278	15,7	26,4	Typ 4	4,41 stark sauer	Austauscher
		Fi	236	11,4	28,6	Typ 5	4,19 stark sauer	Aluminium
		Kie	266	9,9	33,4	Typ 5	3,81 sehr stark sauer	Aluminium
Geisenfeld	GEI	Kie, Fi	667	51,3	23,5	Typ 3	4,21 stark sauer	Austauscher
		Fi	609	29,5	23,9	Typ 4	4,06 stark sauer	Aluminium
		Kie	758	54,4	23,8	Typ 3	4,21 stark sauer	Austauscher
Unterlüß	ULÜ	Kie, Fi	299	14,5	31,8	Typ 4	4,01 stark sauer	Aluminium
		Fi	462	8,2	32,2	Typ 5	3,86 sehr stark sauer	Aluminium
		Kie	387	11,0	28,8	Typ 5	4,14 stark sauer	Aluminium
Mittelwert		498	16,1	29,3		4,02		
Median		456	12,5	29,2		4,01		
Standardabweichung		227	13,2	3,9		0,16		

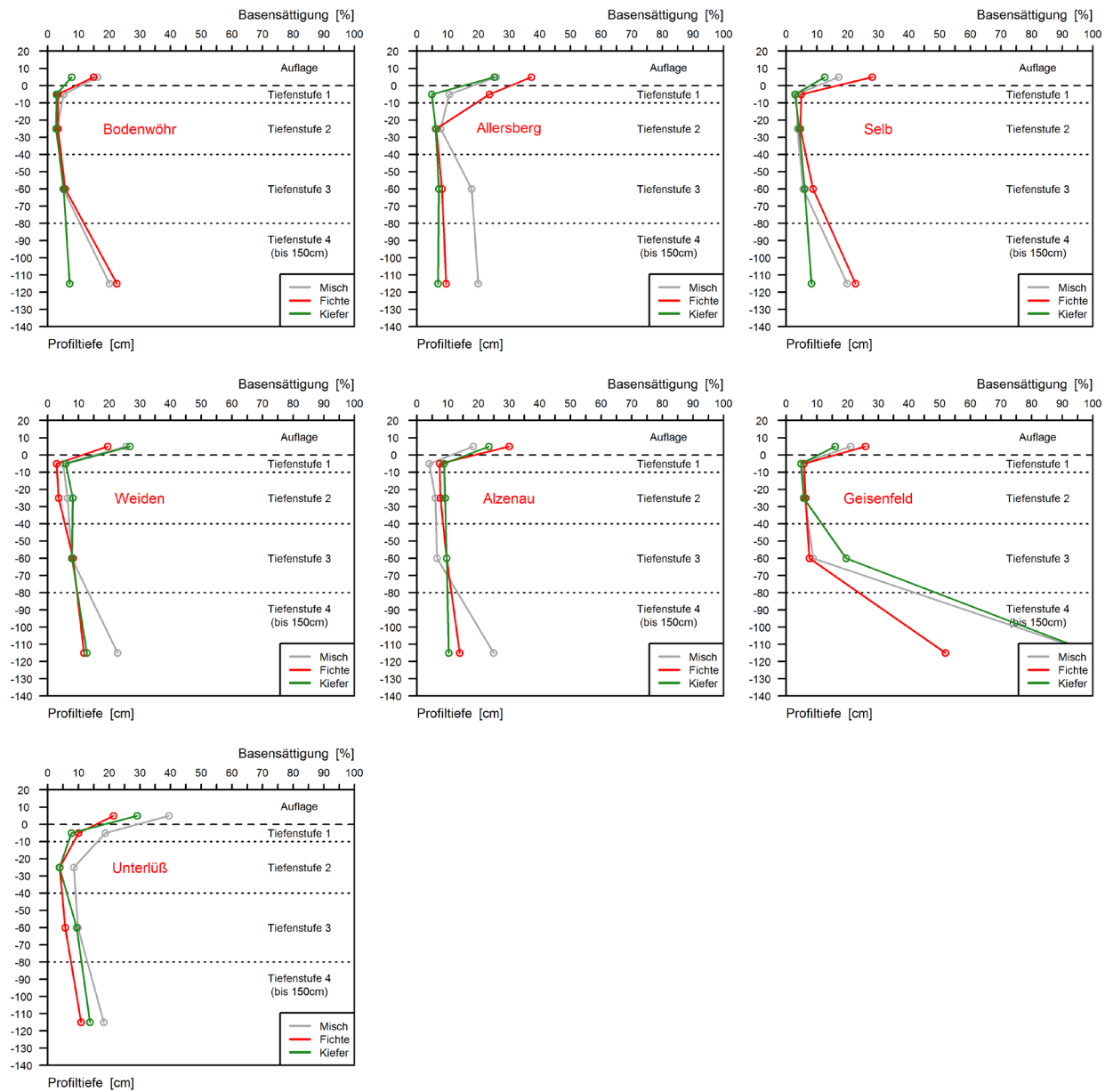


Abbildung 26: Tiefenverlauf der Basensättigung auf den temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen (Tripletts) von der organischen Auflage bis zum Mineralboden in 150 cm Tiefe.

Wenngleich die temporären Kiefern-Fichten-Versuchsflächen mit durchschnittlich rund $43,4 \text{ t ha}^{-1}$ vergleichsweise hohe Kohlenstoffvorräte in der Auflage aufweisen, liegen die Vorräte über das gesamte Bodenprofil (organische Auflage und Mineralboden) mit rund 131 t ha^{-1} geringfügig unter dem bayernweiten Durchschnitt von 140 t ha^{-1} der BZE II (s. Abbildung 27a). Beachtet man allerdings, dass in der BZE II auch einige kohlenstoffreiche Moorstandorte in die Auswertung einbezogen wurden, repräsentieren die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Versuchsflächen wohl eher durchschnittliche als unterdurchschnittliche Verhältnisse der Kohlenstoffvorräte in Bayern.

Anders verhält es sich beim Stickstoff. Der Gesamtstickstoff liegt auf den temporären Versuchsstandorten mit $5,69 \text{ t ha}^{-1}$ deutlich unter dem bayernweiten Durchschnittswert von rund 10 t ha^{-1} und tendiert nach dem Bewertungsrahmen nach FSA 2003 bereits in Richtung *gering*. Wie in Abbildung 27b dargestellt liegen die Stickstoffwerte der Triplets fast ausschließlich im unteren Viertel aller bayerischen BZE-Punkte. Der niedersächsische Versuchsstandort *Unterlüß* zeigt auf den Reinbestandsparzellen höhere Stickstoffvorräte bei gleichzeitig auch deutlich höheren Kohlenstoffvorräten.

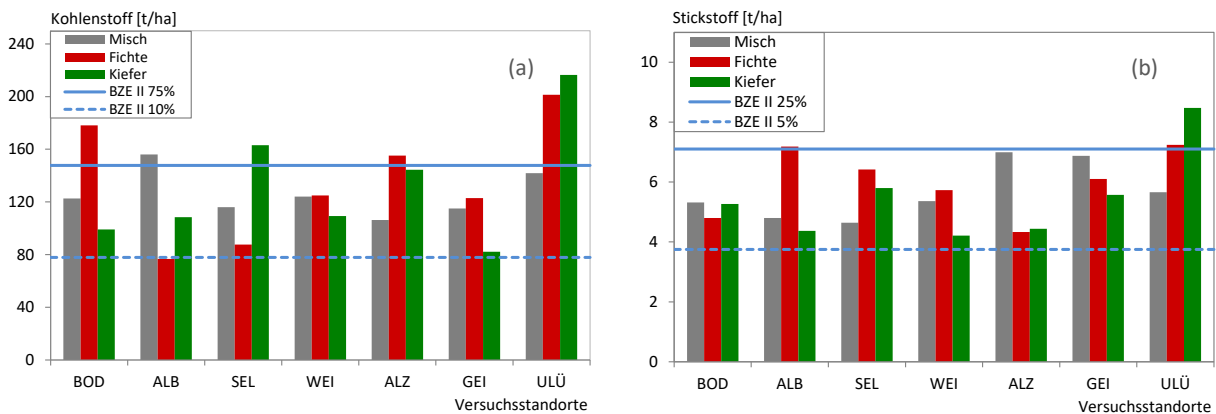


Abbildung 27: (a) Tiefenstufengewichtete Summe des organischen Kohlenstoff- und (b) Gesamtstickstoffvorrats (t ha^{-1}) für die organische Auflage und den Mineralboden auf temporären waldwachstumkundlichen Versuchsflächen im Vergleich mit den Kennwerten der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II).

Abweichend von Standardberechnungen zu Kennwerten der organischen Auflage wird in diesem Kapitel das CN-Verhältnis von organischer Auflage und humosem Mineralboden (*Tiefenstufe 1, 0-10 cm*) herangezogen, um Fehler, die durch eine gegebenenfalls fehlerbehaftete Abgrenzung von Auflage und Mineralboden im Gelände entstanden sind, zu überwinden. Setzt man wie in Abbildung 28 die Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte der organischen Auflage und oberen 10 cm des Mineralbodens in Beziehung zueinander, so zeigt sich, dass die am Standort *Unterlüß* erhöhten Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte insgesamt wieder zu einem durchschnittlichen CN-Verhältnis von 30,9 führen (Mittelwert aller Versuchsstandorte 29,3, s. Tabelle 14). Analog zu den Ergebnissen der organischen Auflage (s. Seite 92), zeichnen sich die Versuchsstandorte *Geisenfeld*, *Weiden* und *Alzenau* durch engere, das heißt günstigere CN-Verhältnisse aus.

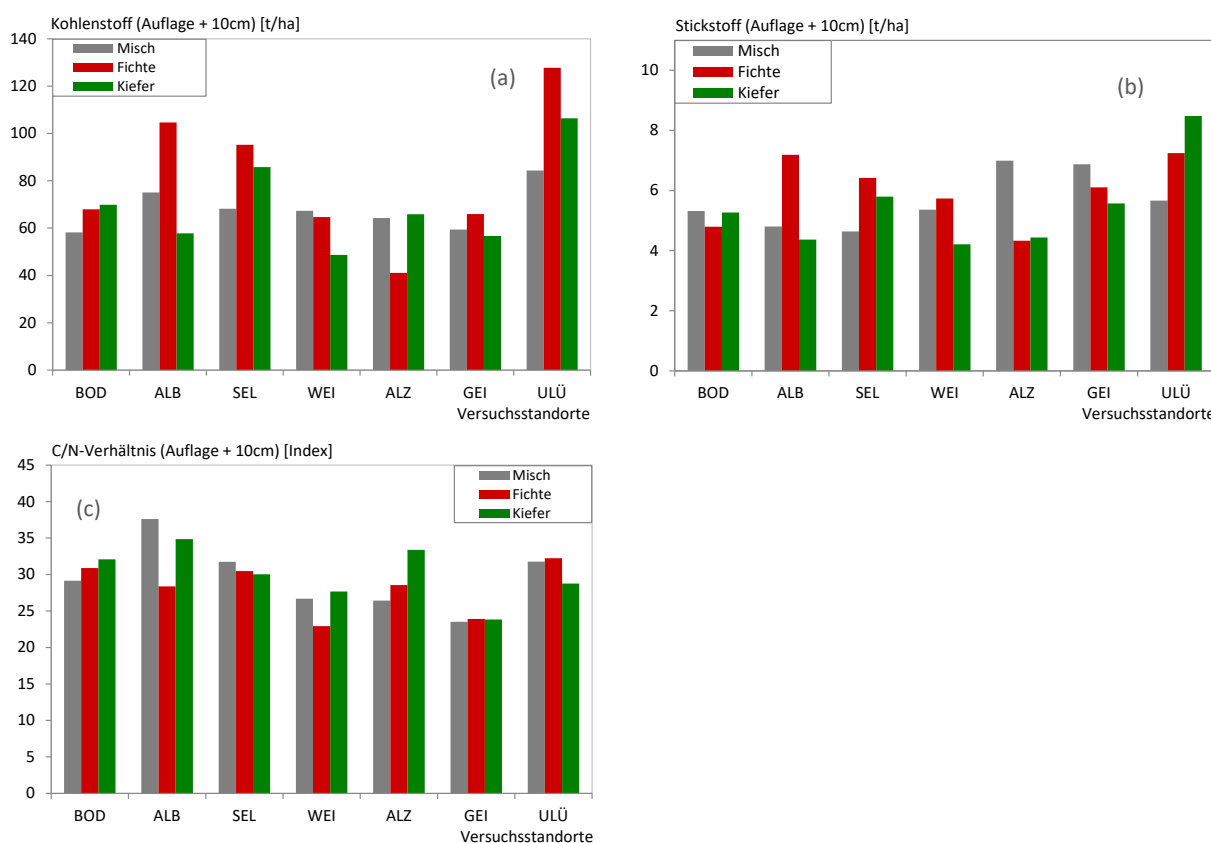


Abbildung 28: (a) Kohlenstoff- und (b) Gesamtstickstoffvorräte ($t\ ha^{-1}$) sowie (c) CN-Verhältnis für die organische Auflage und die obersten 10 cm des Mineralbodens der temporären waldwachstumkundlichen Versuchsflächen (Triplets) und Vergleich mit den Kennwerten der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II).

Hauptnährelemente (Mineralboden und organische Auflage)

Nach der Anleitung zur forstlichen Standortaufnahme (FSA 2003) bewegen sich die temporären waldwachstumkundlichen Versuchsflächen überwiegend im Bereich geringer bis mittlerer austauschbarer Calciumvorräte (Mittelwert $2,1\ t\ ha^{-1}$, Median $1,1\ t\ ha^{-1}$, s. Tabelle 15). Im Vergleich zu den Ergebnissen der BZE II liegen die Versuchsstandorte damit im Hinblick auf das Element Calcium im unteren Viertel des abgedeckten Wertebereichs (Abbildung 29a). Wie bereits bei anderen Elementen zeichnen sich nur der Versuchsstandort *Geisenfeld* und die Fichtenparzelle in *Selb* durch eine höhere Calciumausstattung aus. Die Werte sind dort überwiegend als mittel bis hoch einzustufen. Die höchsten Calciumgehalte ($mg\ g^{-1}$) finden sich in der organischen Auflage wieder. Aufgrund der vergleichsweise geringen Feinbodendichte der organischen Auflage und des obersten Mineralbodenhorizonts (Tiefenstufe 1, 0-10 cm) erfolgt die Calciumnachlieferung allerdings maßgeblich aus den tieferliegenden Bodenschichten. Diese Schichten haben zwar etwas geringere Calciumgehalte, dafür aber gleichzeitig deutlich größere Feinbodendichten und größere Horizontmächtigkeiten.

Auch hinsichtlich der Kaliumausstattung bewegen sich die Versuchsstandorte überwiegend im Bereich des 25 %-Perzentils der bayerischen BZE II-Werte (s. Abbildung 29b). Median und Mittelwert der Triplets liegen mit $0,35\ t\ ha^{-1}$ und $0,40\ t\ ha^{-1}$ vergleichsweise nah beieinander. Damit haben die Versuchspartellen nach der Bewertung der Anleitung zur forstlichen Standortaufnahme (AK STANDORTKARTIERUNG 2003) überwiegend eine sehr geringe Kaliumausstattung. Eine auffallend geringe Kaliumausstattung weist mit $0,07$ bis $0,22\ t\ ha^{-1}$ der Versuchsstandort *Bodenwöhr* auf. Dieser repräsentiert hinsichtlich des austauschbaren Kaliumvorrats die unteren 5 % der bayerischen Waldstandorte. Wie aus dem Kapitel *Waldernährung*

ab Seite 108 hervorgeht, führt diese vergleichsweise geringe Kaliumausstattung des Bodens in *Bodenwöhr* aber nicht zu einer Mangelernährung der dort wachsenden Bäume, sondern offenbar nur zu einer angepassten und damit verringerten Biomasseproduktion.

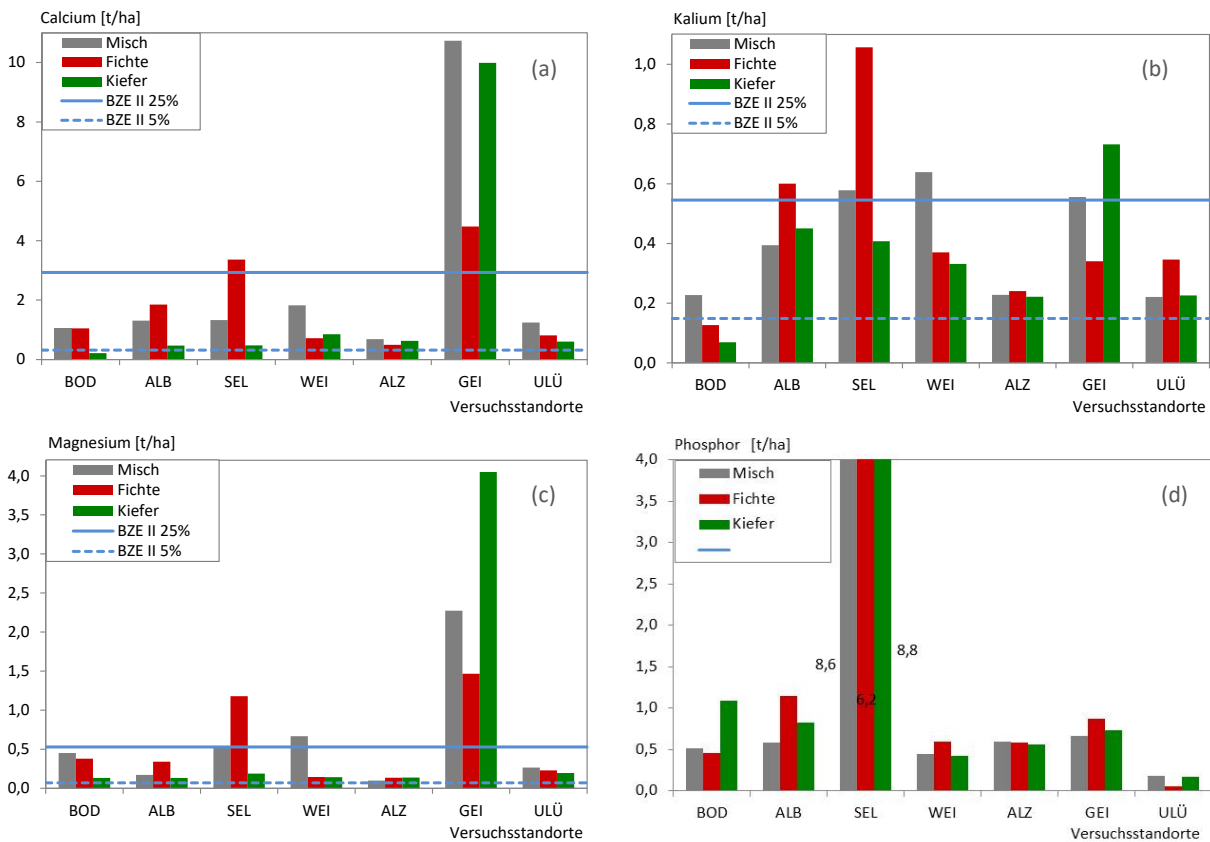


Abbildung 29: Tiefenstufengewichtete austauschbare Vorräte (t ha^{-1}) der Hauptnährelemente (a) Calcium, (b) Kalium, (c) Magnesium und (d) Phosphor auf den temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen (Tripletts) und Vergleich mit den Kennwerten der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II).

Außer an den Versuchsstandorten *Geisenfeld* und *Selb* bewegen sich die Werte der Magnesiumausstattung im Vergleich mit der BZE II in Bayern im sehr niedrigen Bereich (s. Abbildung 29c). Der Median der temporären Versuchsstandorte liegt mit $0,23 \text{ t ha}^{-1}$ nahe der 10 %-Perzentilgrenze der BZE II. In dem aus einer deutschlandweiten Referenz bestehenden Bewertungsrahmen nach FSA (2003) bewegen sich die Werte allerdings noch im Bereich geringer bis mittlerer Ausstattung. Dies deckt sich auch mit den Befunden zur überwiegend normalen Magnesiumernährung der Untersuchungsbäume (s. hierzu Kapitel 4.1.3, Seite 108 ff.).

Beim Nährelement Phosphor zeigt sich sowohl in einem standortweisen als auch in einem standortübergreifenden Vergleich ein relativ homogenes Bild (Mittelwert $1,63 \text{ t ha}^{-1}$, Median $0,59 \text{ t ha}^{-1}$). Eine Ausnahme bildet der Standort *Selb* (s. Abbildung 29a). Weiterhin auffällig ist die besonders niedrige Phosphorausstattung am niedersächsischen Versuchsstandort *Unterlüß*. Anders als bei der Bewertung der niedrigen Kaliumausstattung am Versuchsstandort *Bodenwöhr* wirkt sich die äußerst niedrige Phosphorausstattung am Standort *Unterlüß* offenbar auch auf den Ernährungszustand der untersuchten Bäume aus (s. Kapitel 4.1.3, Seite 108 ff.). Ein orientierender Bewertungsrahmen zur Phosphorausstattung nach der Kartieranleitung FSA (2003) liegt bis dato nicht vor. Dies ist insbesondere auf die Schwierigkeiten und die Vielzahl an Analysemethoden bei der Bestimmung der Phosphorgehalte zurückzuführen.

Tabelle 15: Tiefenstufengewichtete austauschbare Vorräte ($t\ ha^{-1}$) der Hauptnährelemente bis in 150 cm Bodentiefe auf den temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen. Bewertung der Ausstattung mit Hauptnährelementen auf Basis der Anleitung zur forstlichen Standortaufnahme (FSA 2003).

Versuchsstandort	Parzelle Baumart	Calcium		Kalium		Magnesium		Phosphor		
		t/ha	bew. n. FSA (2003)	t/ha	bew. n. FSA (2003)	t/ha	bew. n. FSA (2003)	t/ha	bew. n. FSA (2003)	
Bodenwöhr	BOD	Kie, Fi	1,07	gering bis mittel	0,23	sehr gering	0,45	gering bis mittel	0,51	kein Bewertungsrahmen nach FSA (2003) für citronensäuregeleichten Phosphor
		Fi	1,05	gering bis mittel	0,13	sehr gering	0,38	gering bis mittel	0,45	
		Kie	0,22	sehr gering	0,07	sehr gering	0,13	gering	1,09	
Allersberg	ALB	Kie, Fi	1,31	gering bis mittel	0,39	sehr gering	0,17	gering	0,58	
		Fi	1,85	gering bis mittel	0,60	gering bis mittel	0,34	gering bis mittel	1,14	
		Kie	0,47	gering	0,45	gering	0,13	gering	0,82	
Selb	SEL	Kie, Fi	1,33	gering bis mittel	0,58	gering	0,52	mittel	8,64	
		Fi	3,37	mittel	1,06	mittel	1,18	mittel bis hoch	6,23	
		Kie	0,48	gering	0,41	gering	0,19	gering	8,81	
Weiden	WEI	Kie, Fi	1,82	gering bis mittel	0,64	gering bis mittel	0,67	mittel	0,44	
		Fi	0,72	gering	0,37	sehr gering	0,14	gering	0,59	
		Kie	0,85	gering bis mittel	0,33	sehr gering	0,14	gering	0,42	
Alzenau	ALZ	Kie, Fi	0,68	gering	0,23	sehr gering	0,10	sehr gering	0,60	
		Fi	0,50	gering	0,24	sehr gering	0,13	gering	0,58	
		Kie	0,63	gering	0,22	sehr gering	0,14	gering	0,56	
Geisenfeld	GEI	Kie, Fi	10,73	hoch	0,56	gering	2,27	hoch	0,66	
		Fi	4,48	mittel bis hoch	0,34	sehr gering	1,47	mittel bis hoch	0,87	
		Kie	9,99	hoch	0,73	gering bis mittel	4,05	hoch	0,73	
Unterlüß	ULÜ	Kie, Fi	1,25	gering bis mittel	0,22	sehr gering	0,26	gering bis mittel	0,18	
		Fi	0,81	gering bis mittel	0,35	sehr gering	0,23	gering bis mittel	0,05	
		Kie	0,60	gering	0,23	sehr gering	0,20	gering	0,17	
Mittelwert		2,10		0,40		0,63		1,63		
Median		1,05		0,35		0,23		0,59		
Standardabweichung		2,93		0,23		0,95		2,68		

Spurennährelemente (Mineralboden und organische Auflage)

Entsprechend der geologischen Ausgangssubstrate und der bodenchemischen Verhältnisse weisen die temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen vergleichsweise hohe Vorräte an austauschbarem Aluminium, Eisen und Mangan auf (Abbildung 30, Tabelle 16). Die Vorräte an pflanzenverfügbarem Eisen liegen durchschnittlich bei $0,45\ t\ ha^{-1}$ (Median $0,47\ t\ ha^{-1}$). Besonders hohe Werte finden sich am niedersächsischen Versuchsstandort *Unterlüß* (überwiegend granitische Geschiebesande) und am bayerischen Versuchsstandort *Selb* (Granit) (s. Abbildung 30a). Diese beiden Standorte übersteigen mit Werten zwischen $0,54$ und $0,85\ t\ ha^{-1}$ sogar das 99 %-Perzentil der bayerischen Werte der zweiten Bodenzustandserhebung (BZE II). Auffallend niedrige Werte weisen hingegen die Fichten- und Mischbestandsparzellen in *Alzenau* auf. Im Hinblick auf die austauschbaren Mangankonzentrationen Abbildung 30c fällt auf, dass insbesondere die zuwuchsschwachen Standorte *Bodenwöhr* und *Allersberg* im Vergleich zu den anderen Versuchen unterdurchschnittlich ausgestattet sind und auch in Relation zu den BZE II-Werten deutlich unterhalb des 25 %-Perzentils liegen. Die unterdurchschnittliche Manganausstattung des Bodens findet sich tendenziell auch im Ernährungszustand der untersuchten Bäume an den Standorten *Bodenwöhr* und *Allersberg* wieder (s. Abbildung 33, Seite 112). Anders als bei anderen Nährelementen kann die geringe Manganverfügbarkeit offenbar nicht mehr durch ein angepasstes, also verringertes Wachstum der Bäume ausgeglichen werden und es kommt gegebenenfalls zu ersten Mangelerscheinungen.

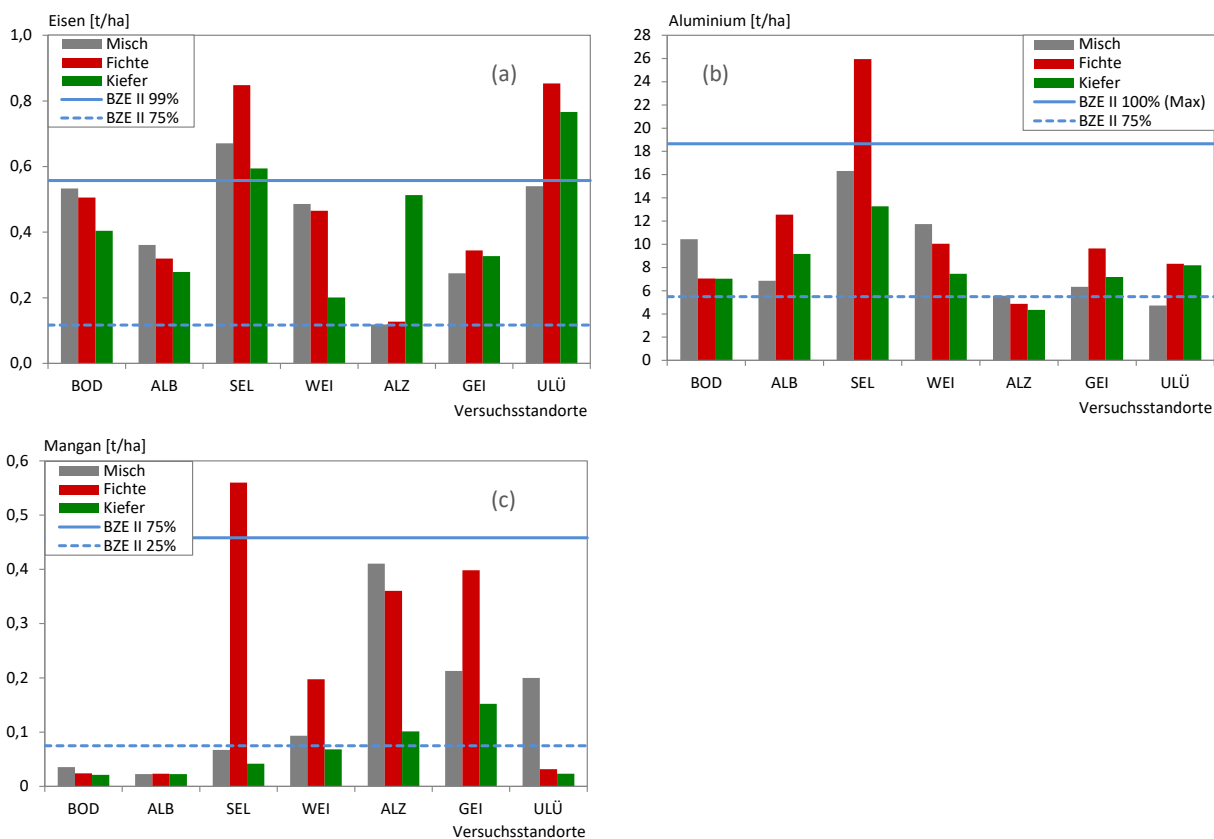


Abbildung 30: Tiefenstufengewichtete austauschbare Vorräte (t ha⁻¹) der Spurennährelemente (a) Eisen, (b) Aluminium und (c) Mangan bis in 150 cm Bodentiefe auf den temporären waldwachstumkundlichen Versuchsflächen (Tripletts) und Vergleich mit den Kennwerten der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II).

Tabelle 16: Tiefenstufengewichtete austauschbare Vorräte (t ha⁻¹) der Spurennährelemente bis in 150 cm Bodentiefe auf den temporären waldwachstumkundlichen Versuchsflächen

Versuchsstandort	Parzelle	Baumart	Eisen	Aluminium	Mangan
			t/ha		
Bodenwöhr	BOD	Kie, Fi	0,53	10,43	0,036
		Fi	0,51	7,06	0,024
		Kie	0,40	7,04	0,021
Allersberg	ALB	Kie, Fi	0,36	6,86	0,023
		Fi	0,32	12,55	0,024
		Kie	0,28	9,17	0,023
Selb	SEL	Kie, Fi	0,67	16,32	0,067
		Fi	0,85	25,95	0,560
		Kie	0,59	13,27	0,042
Weiden	WEI	Kie, Fi	0,49	11,73	0,093
		Fi	0,47	10,05	0,197
		Kie	0,20	7,46	0,068
Alzenau	ALZ	Kie, Fi	0,12	5,57	0,410
		Fi	0,13	4,88	0,360
		Kie	0,51	4,35	0,101
Geisenfeld	GEI	Kie, Fi	0,27	6,34	0,213
		Fi	0,34	9,64	0,398
		Kie	0,33	7,18	0,152
Unterlüß	ULÜ	Kie, Fi	0,54	4,72	0,200
		Fi	0,85	8,32	0,032
		Kie	0,77	8,19	0,023
Mittelwert			0,45	9,39	0,146
Median			0,47	8,19	0,068
Standardabweichung			0,21	4,87	0,159

Bodenkundliche Vergleichbarkeit und Repräsentativität der Versuchsflächen

In den vorangegangenen Kapiteln wurde anhand von bodenphysikalischen und -chemischen Kennwerten aufgezeigt, dass die untersuchten temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen ein vergleichsweise enges und homogenes Standortpektrum abdecken. Auf Basis des durchgeführten Vergleichs mit den bayerischen Werten der BZE II können die einzelnen Versuchspartellen an den verschiedenen Standorten damit als weitgehend miteinander vergleichbar angesehen werden.

In Ergänzung zu dieser vergleichsweise groben bayernweiten Betrachtung wurden die sieben bodenkundlich untersuchten Versuchsstandorte als eigenes, in sich geschlossenes Vergleichskollektiv herangezogen. Hierzu wurden die einzelnen Versuchspartellen der verschiedenen Versuchsstandorte mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse auf Ähnlichkeiten beziehungsweise Unterschiede in Bezug auf wichtige Textur-, Nährelement- und Bodenreaktionsparameter überprüft. Die Ergebnisse sind in Abbildung 31 zweidimensional dargestellt. Die farbigen Punkte repräsentieren die einzelnen Versuchspartellen der verschiedenen Versuchsstandorte (Ellipsen). Die Pfeile geben die Richtung der Merkmalsausprägung und mit ihrer Länge das Gewicht der Variablen an, das heißt den Beitrag zur Erklärung der Gesamtstreuung. Die beiden Hauptkomponenten 1 und 2 erklären zusammen etwa 65 % der Gesamtstreuung der Bodenvariablen.

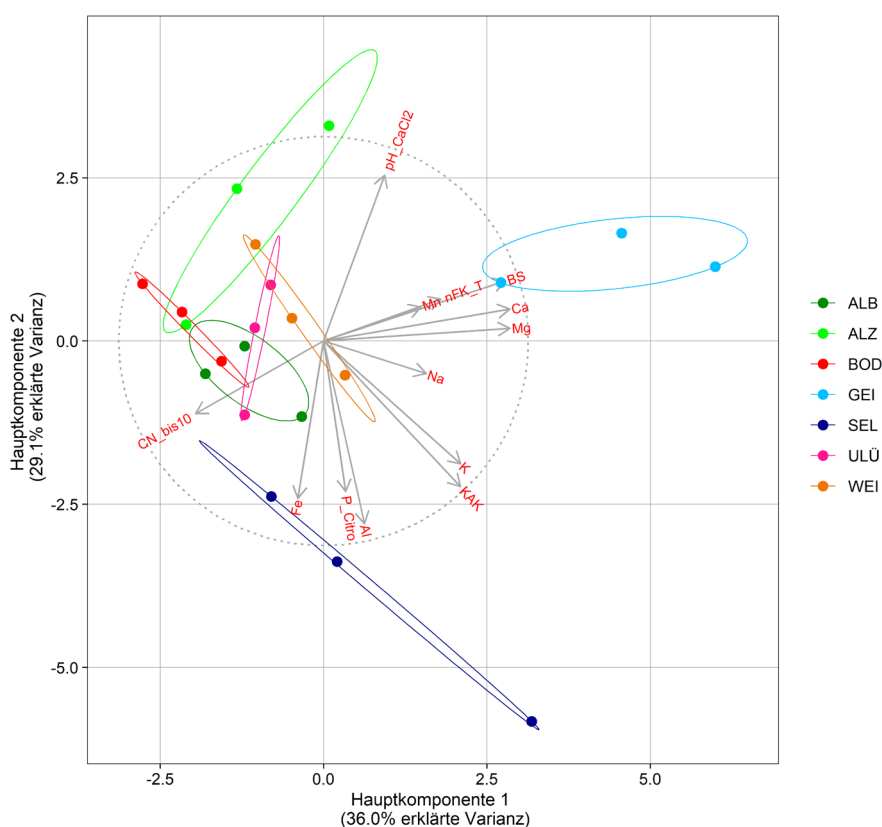


Abbildung 31: Zweidimensionale Darstellung (Hauptkomponentenanalyse) wichtiger Textur-, Nährelement- und Bodenreaktionsparameter der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen. Die farbigen Punkte repräsentieren die jeweils drei Versuchs-(Triplet)-partellen der einzelnen Versuchsstandorte. Die Hauptkomponenten 1 und 2 erklären zusammen 68 % der Varianz (Streuung) der Bodenvariablen: CN-Verhältnis der Auflage und oberen 10 cm des Mineralbodens (CN_bis10), pH-Wert gemessen in Calciumchlorid (pH_CaCl2), Basensättigung Gesamtprofil (BS), Mangan (Mn), Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na), Kalium (K), effektive Kationenaustauschkapazität (KAK), nutzbare Feldkapazität berechnet auf Basis der Pedotransferfunktion nach TEEPE et al. (2003) unter Verwendung von Sand-, Schluff- und Tonanteil und der Trockenraumdichte (nFK_T), Aluminium (Al), citronensäurelöslicher Phosphor (P_Citro).

Auf Grundlage der Hauptkomponentenanalyse lassen sich an einzelnen Standorten bemessene Unterschiede zwischen den Versuchspartzen feststellen. Dies betrifft insbesondere die Versuchsstandorte *Selb*, *Geisenfeld* und *Alzenau*. Ob es sich bei den Abweichungen um echte Standortunterschiede oder um Bepflanzungs- und Analyseeffekte handelt und inwieweit diese wachstumsrelevant sind, kann nicht abschließend differenziert und bewertet werden. Die in Kapitel 4.1.4 ab Seite 121 wiedergegebene weiterführende Auswertung der Oberhöhenentwicklung auf den standörtlich fraglichen Partzen zeigt allerdings, dass die standörtlich begünstigte Fichten-Reinbestandsparzelle am Versuchsstandort *Selb* um +1,5 m in der Oberhöhenwuchsleistung vom Mischbestand abweicht und die standörtlich schlechter gestellte Kiefern-Reinbestandsparzelle um - 1,0 m. Am Standort *Alzenau* weicht nur die standörtlich ungünstigere Kiefern-Reinbestandsparzelle um etwa - 1,5 m vom Mischbestand ab. Am Versuchsstandort *Geisenfeld* scheinen die Bodenunterschiede hingegen keine erkennbaren Auswirkungen auf die Oberhöhenentwicklung der verschiedenen Versuchsbestände zu haben.

Mit Blick auf das insgesamt enge Standortpektrum der Versuchsstandorte, erscheinen die Standortunterschiede zwischen den Versuchspartzen insgesamt als vernachlässigbar. Mit den Versuchen *Bodenwöhr*, *Allersberg*, *Weiden* und *Unterlüß* zeigt zudem die Mehrzahl der Versuche in Abbildung 31 eine überaus geringe Differenzierung der partzenweisen Bodenvariablen. Auf Basis der Hauptkomponentenanalyse können die Partzen der einzelnen Versuche damit als weitgehend miteinander vergleichbar betrachtet werden. Interessant ist in diesem Zusammenhang allerdings, dass einzelne Versuchspartzen eine größere standörtliche Übereinstimmung mit anderen Versuchsstandorten zeigen als mit den räumlich benachbarten Vergleichspartzen.

Nach den Ausführungen in Kapitel 2.3.2 auf Seite 56 ff. liegen die temporären waldwachstumkundlichen Versuchsstandorte im Bereich *oligothropher* (basenarmer), bestenfalls *mesotropher* (mittelbasischer) Braunerden aus Flug-, Terrassen- und Geschiebesanden oder sandig verwitterndem Ausgangsgestein wie Sandstein oder Granit. Ein Teil der untersuchten Braunerden bildet den Übergang zur Bodenklasse der Podsole. Unter Bezugnahme auf den europäischen Bodenatlas (EUROPEAN COMMISSION 2005) zählen die Braunerden und Podsole zu den häufigsten Bodenklassen in Mittel- und Nordeuropa. In Deutschland finden sich ähnliche Bodenverhältnisse auf großen Flächen in den süd- und mitteldeutschen Mittelgebirgen und in der gesamten norddeutschen Tiefebene.

Grenzt man die in Bayern vorkommenden Waldbodentypen in der Bodenklasse der Braunerden auf Grundlage der spezifischen Textureigenschaften der temporären waldwachstumkundlichen Versuchsstandorte (Triplets) weiter ein (Sand 77,8 bis 96,9 %, Schluff 2,2 bis 14,3 %, Ton 2,2 bis 11,4 %), nehmen diese etwa 6 % beziehungsweise fast 154.000 Hektar der bayerischen Waldfläche ein. Dies ergab eine GIS-basierte Abfrage der entsprechenden Flächen (Bodentypen) auf Grundlage des digitalen Standortinformationssystems BaSIS (LWF 2016a). Das gesamte Abfrageergebnis ist in Abbildung 32 und Tabelle 17 dargestellt und nachstehend beschrieben.

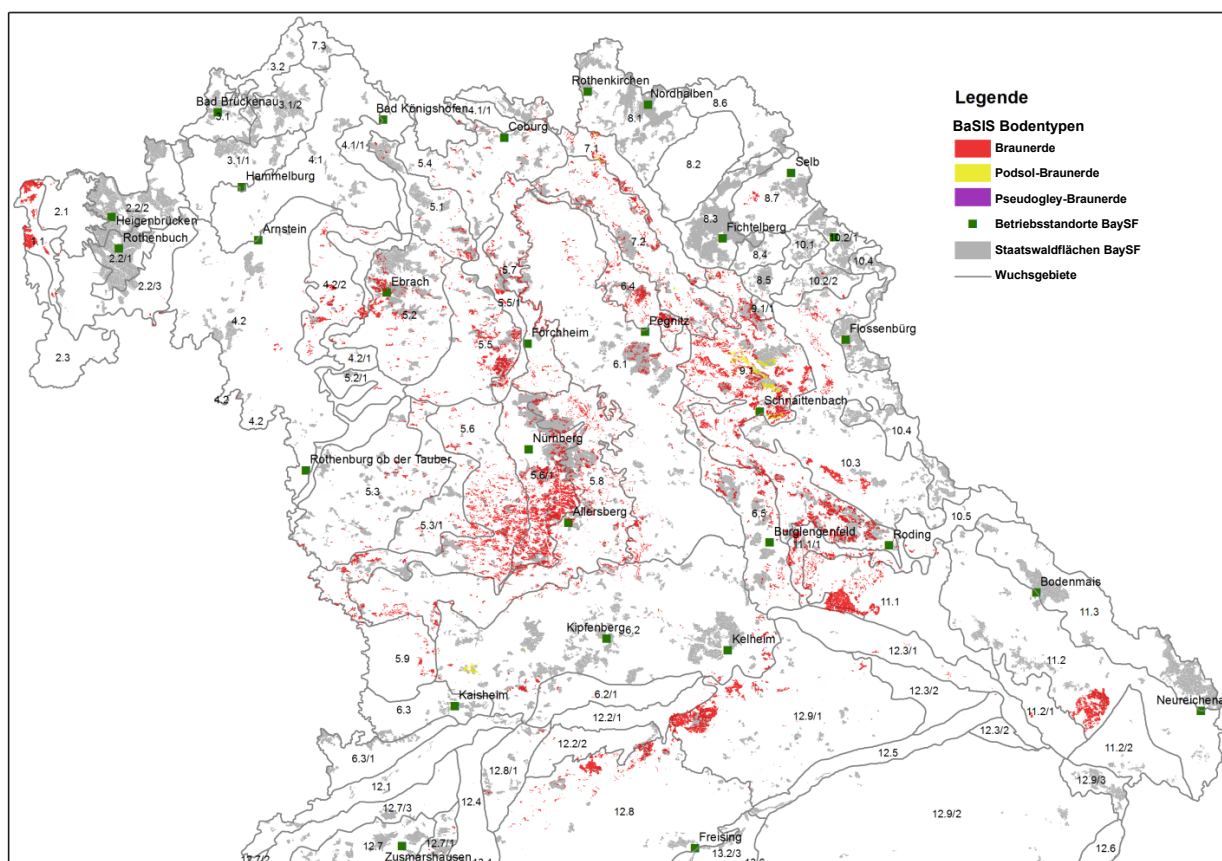


Abbildung 32: Räumliche Darstellung der Ergebnisse der GIS-Abfrage im digitalen Standortinformationssystem (BaSIS) (LWF 2016a) zu Waldflächen in Bayern mit vergleichbaren Bodentextureigenschaften wie die temporären Kiefern-Fichten-Versuchsflächen (Tripletts) (Sand 77,8 bis 96,9 %, Schluff 2,2 bis 14,3 %, Ton 2,2 bis 11,4 %).

Tabelle 17: Ergebnisse der GIS-Abfrage im digitalen Standortinformationssystem (BaSIS) (LWF 2016a) zu Waldflächen in Bayern mit vergleichbaren Bodentextureigenschaften wie die temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen (Tripletts) (Sand 77,8 bis 96,9 %, Schluff 2,2 bis 14,3 %, Ton 2,2 bis 11,4 %).

Bodentyp	Fläche			
	sandig. Basislage		davon m. sandig. Deckschicht	
	ha	%	ha	%
Braunerde	149.553	97,3%	89.185	58,0%
Podsol-Braunerde	3.883	2,5%	3.030	2,0%
Pseudogley-Braunerde	299	0,2%		
	153.735		92.215	
Podsol	23.204	78,8%	9.902	33,6%
Braunerde-Podsol	4.257	14,5%	4.257	14,5%
Pseudogley	1.988	6,8%		
	29.449		14.159	

Von der hinsichtlich ihrer Textureigenschaften vergleichbaren BaSIS-Bodenklasse *Braunerde* (siehe Abbildung 32 und Tabelle 17) nehmen die (*reinen*) *Braunerden* mit einem Anteil von 97,3 % den größten Flächenanteil ein. Die Bodentypen *Podsol-Braunerde* und *Pseudogley-Braunerde* machen hingegen mit insgesamt nur 2,7 % einen untergeordneten Anteil an der BaSIS-Bodenklasse *Braunerde* aus. Wuchsgebietsbezogene (*WG*) Verbreitungsschwerpunkte des untersuchten Texturbereichs finden sich in der Untermainebene (*WG I.1*), im Steigerwald (*WG 5.2*), auf der nördlichen und südlichen Keuperabdachung (*WG*

5.5 und 5.6), im oberfränkischen Braunjuragebiet (WG 6.4) und oberpfälzer Jurarand (WG 6.5), im fränkischen Triashügelland (WG 7.1 und 7.2), im oberpfälzer Becken und Hügelland (WG 9.1), im westlichen und östlichen Vorderen Bayerischen Wald (WG 11.1 und 11.2) sowie im donaanahen oberbayerischen Tertiärhügelland (WG 12.8) und im westlichen niederbayerischen Tertiärhügelland (WG 12.9). Die im Rahmen der GIS-Abfrage aufgrund ihrer vergleichbaren Textureigenschaften ebenfalls ermittelten und in Tabelle 17 mit insgesamt fast 30.000 Hektar aufgeführten Bodentypen der *Podsole* und *Braunerde-Podsole* und *Pseudogleye* sind in Abbildung 32 nicht dargestellt.

4.1.3 Waldernährungskundliche Ausgangsbedingungen und Vergleichbarkeit der Triplets

Wie die in Kapitel 4.1.2 vorgestellten bodenkundlichen Untersuchungen ermöglichen auch die nachfolgenden waldernährungskundlichen Analysen zum einen die allgemeine Charakterisierung der Versuchsstandorte und -parzellen. Zum anderen dienen sie der Überprüfung der standörtlichen beziehungsweise waldernährungskundlichen Vergleichbarkeit der Versuchspartellen innerhalb eines Versuchsstandorts (Triplets) sowie deren standortübergreifenden Repräsentativität.

Haupt- (Makro-) und Spuren- (Mikro-)nährelemente

Im Folgenden werden zunächst die einzelnen Versuchsstandorte und -parzellen waldernährungskundlich beschrieben und der Ernährungszustand der Bäume anhand des Referenzrahmens nach GÖTTLEIN (2015) bewertet (s. hierzu Kapitel 3.3.3 auf Seite 88). In Tabelle 18 und Tabelle 19 sind die Gehalte der Haupt- und Spurennährelemente in den einjährigen Nadeln der verschiedenen Versuchsstandorte wiedergegeben. In Abbildung 33 sind die Werte grafisch in das Bewertungssystem nach GÖTTLEIN (2015) eingordnet. Damit finden sich bereits an dieser Stelle Hinweise zur Repräsentativität und Vergleichbarkeit der Versuchsstandorte sowie zu Unterschieden zwischen den einzelnen Parzellen der jeweiligen Versuchsstandorte. Diese Erkenntnisse werden ab Seite 113 aufgegriffen und zusammenfassend dargestellt.

Mit Blick auf das Haupt- oder Makronährelement Stickstoff fallen die Werte der einjährigen Nadeln insbesondere an den Standorten *Bodenwöhr* und *Selb* vergleichsweise niedrig aus (Tabelle 18). Hinzu kommen auffallend niedrige Werte der Baumart Fichte im Mischbestand in *Allersberg* und im Reinbestand in *Alzenau*. An den Versuchsstandorten *Geisenfeld* und *Unterlüß* zeigen sich hingegen überdurchschnittlich hohe Stickstoffgehalte. Im Hinblick auf eine generelle Bewertung der Stickstoffernährung der Versuchsstandorte zeigt sich nach Abbildung 33 ein normaler Ernährungszustand. Lediglich am Versuchsstandort *Selb* und in den Fichtenkollektiven in *Allersberg* und *Alzenau* zeigen sich Tendenzen zu einer latent mangelhaften Stickstoffernährung.

Die Versuchsstandorte *Bodenwöhr* und *Selb* weisen auch in Bezug auf die Calciumausstattung vergleichsweise niedrige Werte auf (Tabelle 18). Nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN bewegt sich die Baumart Kiefer dabei im latenten Mangel- und die Baumart Fichte im unteren Normalbereich (Abbildung 33). Auch der Versuchsstandort *Weiden* bewegt sich in diesem unteren Normalbereich, allerdings bei gleichzeitig luxuriöser Magnesiumausstattung. Eine ähnliche Magnesiumausstattung findet sich nur am meeresküstennäheren niedersächsischen Versuchsstandort *Unterlüß*. Am Versuchsstandort *Bodenwöhr* zeigt sich bei beiden Nährelementen erneut eine baumartenübergreifend unterdurchschnittliche Nährstoffausstattung, die allerdings offenbar nur bei der Baumart Kiefer zu einer latent mangelhaften Baumernährung führt. Mit Blick auf diesen baumartenspezifischen Unterschied ist auffällig, dass die Fichtenkollektive

über verschiedene Nährelemente hinweg gegenüber den Kiefernkollektiven einen systematisch besseren relativen Ernährungszustand aufweisen.

Bezüglich der Kaliumausstattung fällt auf, dass insbesondere solche Versuchsstandorte höhere Kaliumgehalte in den Nadeln aufweisen, die bei anderen Nährelementen tendenziell schlechter ausgestattet sind. Umgekehrt zeigen beispielsweise die ansonsten besser ausgestatteten Standorte *Geisenfeld* und *Weiden* unterdurchschnittliche Kaliumgehalte (Tabelle 18). Dies führt allerdings nur am Versuchsstandort *Geisenfeld* zu einer Kaliumernährung im unteren Normal- beziehungsweise im latenten Mangelbereich (Abbildung 33).

Die Phosphorgehalte zeigen keine große Differenzierung zwischen den Versuchsstandorten. Lediglich der niedersächsische Versuchsstandort *Unterlüß* weist eine deutlich unterdurchschnittliche Phosphorausstattung auf. Hiervon ist insbesondere die Baumart Fichte betroffen (Tabelle 18). Letztlich liegt die Baumart Fichte am Standort *Unterlüß* nach dem übergreifenden Bewertungsschema nach GÖTTLEIN (2015) damit im latenten Mangel- beziehungsweise an der Symptomgrenze (Abbildung 33). Alle anderen Versuchsstandorte zeigen eine normale bis luxuriöse Phosphorversorgung.

Ähnlich wie beim Hauptnährelement Phosphor zeigt sich auch beim Schwefelgehalt in den einjährigen Nadeln eine nur geringe Differenzierung der Standorte. Ausschließlich der Versuchsstandort *Bodenwöhr* zeigt erneut deutlich unterdurchschnittliche Nadelspiegelwerte (Tabelle 18). Entsprechend weist das in Abbildung 33 dargestellte Bewertungsschema nach GÖTTLEIN (2015) für den Versuchsstandort *Bodenwöhr* eine mangelhafte Schwefelernährung nach, die bereits die Symptomgrenze erreicht. Auch die anderen Versuchsstandorte liegen überwiegend im Mangel- beziehungsweise im unteren Normalbereich. Über alle Hauptnähr- und Spurennährelemente hinweg zeigt sich damit beim Schwefel die standortübergreifend ungünstigste Ernährungssituation. In Anlehnung an die Überlegungen von STETTER (2015) müssen die Grenzwertbereiche für das Hauptnährelement Schwefel in diesem Zusammenhang allerdings kritisch hinterfragt und gegebenenfalls angepasst werden.

Die Ausstattung mit den Spuren- oder Mikronährelementen Eisen, Mangan, Kupfer und Zink liegt nach Abbildung 33 standortübergreifend im Normalbereich. Lediglich an den Standorten *Allersberg*, *Weiden* und *Geisenfeld* zeigen einzelne Fichtenkollektive eine leicht mangelhafte Zinkernährung.

Tabelle 18: Elementgehalte (Mittelwert und Spannweite, d. h. Minimal- und Maximalwert) von Hauptnährelementen in einjährigen Kiefern- und Fichtennadeln der temporären waldwachstumskundlichen Versuche (Triplets). Die Probenahme erfolgte in den Jahren 2013 und 2014.

Versuchsstandort	Baumart Parzelle	Proben- bäume	Tausend- Nadelgewicht	Stickstoff	Calcium	Kalium	Magnesium	Phosphor	Schwefel	mg/g						
										Anzahl	g					
Bodenwädr	BOD	F ₁ Misch	5,7	3,5 - 7,1	13,3	11,6 - 14	2,38	1,19 - 4,58	7,71	5,9 - 10,33	1,29	0,98 - 1,72	1,77	1,69 - 1,95	0,82	0,71 - 0,86
		F ₁ rein	6	4,4 - 7,9	13,9	12,9 - 15,5	2,20	1,78 - 2,72	7,83	6,05 - 8,98	1,03	0,86 - 1,16	1,67	1,57 - 1,74	0,82	0,78 - 0,87
		K ₁ Misch	6	8,9 - 23,9	15,1	13,6 - 17,6	1,60	1,39 - 1,85	6,47	5,42 - 9,19	0,78	0,62 - 0,92	1,61	1,43 - 2,02	1,03	0,93 - 1,26
		K ₁ rein	6	12,5 - 24,2	15,2	13,6 - 16,2	1,72	1,22 - 2,12	5,36	4,62 - 6,05	0,76	0,69 - 0,86	1,54	1,49 - 1,63	0,94	0,84 - 1
Allersberg	ALB	F ₁ Misch	5,4	3,5 - 6,7	12,7	11,9 - 13,7	4,77	3,08 - 7,46	7,48	5,63 - 8,45	1,23	0,44 - 1,82	2,08	1,88 - 2,23	0,91	0,84 - 1,04
		F ₁ rein	6	3,4 - 4,7	14,2	12 - 15,9	5,30	3,3 - 9,4	5,50	4,3 - 6,28	1,62	1,5 - 1,85	1,66	1,35 - 2	0,98	0,91 - 1,06
		K ₁ Misch	6	9,8 - 21,7	16,0	15,2 - 17,1	3,26	2,63 - 4,29	5,93	4,62 - 7,12	1,14	0,93 - 1,53	1,66	1,58 - 1,71	1,05	0,99 - 1,1
		K ₁ rein	6	8,1 - 14,8	15,5	13,4 - 17	3,05	2,14 - 4,44	6,48	5,85 - 7,17	1,09	0,81 - 1,41	1,69	1,47 - 1,83	1,02	0,88 - 1,1
Selb	SEL	F ₁ Misch	6,1	2,8 - 9	12,9	12 - 13,7	2,84	1,82 - 4,13	7,86	5,63 - 10,07	1,35	1,1 - 1,6	1,99	1,73 - 2,27	0,87	0,8 - 0,98
		F ₁ rein	5	4,1 - 7,2	13,5	11,7 - 15,5	3,03	1,68 - 5,75	7,53	6,42 - 9,39	1,54	0,88 - 2,01	2,20	1,54 - 2,83	0,99	0,93 - 1,05
		K ₁ Misch	5	5,8 - 12,1	13,8	11,9 - 18	1,72	1,28 - 2,22	5,43	4,71 - 5,87	1,01	0,68 - 1,16	1,57	1,44 - 1,89	0,99	0,89 - 1,19
		K ₁ rein	5	6,7 - 9,8	14,5	14 - 15,4	1,90	1,48 - 2,4	5,28	4,23 - 6,45	0,94	0,78 - 1,18	1,70	1,48 - 2,03	1,02	0,97 - 1,09
Weiden	WEI	F ₁ Misch	5,0	2,4 - 6,9	14,5	13,1 - 17,8	3,21	2,4 - 5,21	6,32	4,21 - 7,86	1,49	0,87 - 2,41	1,94	1,41 - 2,79	0,93	0,83 - 1,21
		F ₁ rein	6,0	4,1 - 8,2	14,7	13,8 - 16,6	2,52	1,82 - 3,24	5,91	3,14 - 8,43	1,63	1,14 - 2,12	2,11	1,58 - 2,39	0,96	0,87 - 1,14
		K ₁ Misch	4	17 - 29,2	15,6	13,1 - 18,6	2,01	1,86 - 2,23	4,66	4,1 - 5,09	1,27	1,1 - 1,44	1,57	1,3 - 1,75	1,06	1,01 - 1,15
		K ₁ rein	5	16,5 - 35,9	14,8	13,8 - 16,2	2,67	2,2 - 4,16	4,50	3,54 - 5,29	1,40	0,92 - 1,9	1,60	1,44 - 1,79	1,01	0,91 - 1,11
Alzenau	ALZ	F ₁ Misch	6,0	4,6 - 8,4	14,1	13,6 - 14,8	4,10	3,42 - 4,83	5,90	5,38 - 6,62	1,26	1,16 - 1,44	1,42	1,32 - 1,54	1,04	0,92 - 1,18
		F ₁ rein	4,7	3,4 - 6	12,8	11,7 - 15,3	5,06	2,58 - 7,36	6,81	5,18 - 8,08	1,27	1,07 - 1,38	1,57	1,24 - 1,78	1,00	0,84 - 1,14
		K ₁ Misch	5	13,1 - 25,9	15,6	13,4 - 17	2,01	1,19 - 3,2	5,09	4,44 - 5,83	0,77	0,57 - 0,93	1,51	1,41 - 1,61	1,11	1 - 1,18
		K ₁ rein	5	23,9 - 32,9	16,7	15,1 - 18,1	2,22	1,86 - 2,56	5,61	4,82 - 7,21	0,77	0,41 - 1	1,50	1,38 - 1,62	1,00	0,92 - 1,06
Geisenfeld	GEI	F ₁ Misch	6,7	5,1 - 8,9	16,8	15,9 - 18,3	4,03	2,66 - 6,22	4,18	2,96 - 5,07	1,61	0,98 - 2,2	1,84	1,6 - 2,13	0,99	0,96 - 1,09
		F ₁ rein	6,0	5 - 6,9	17,2	15,3 - 20	4,65	3,11 - 6,51	3,11	2,52 - 3,76	1,72	1,47 - 1,97	1,82	1,48 - 2,14	1,03	0,97 - 1,13
		K ₁ Misch	5	16,4 - 25,2	16,9	15,1 - 18,6	2,00	1,04 - 2,37	4,49	4,04 - 4,97	0,95	0,75 - 1,07	1,54	1,45 - 1,66	0,99	0,93 - 1,1
		K ₁ rein	5	25 - 34,3	16,8	14,5 - 17,7	2,05	1,61 - 2,52	4,68	4,2 - 5,02	0,98	0,78 - 1,25	1,62	1,45 - 1,82	1,09	0,99 - 1,26
Unterlüß	ULÜ	F ₁ Misch	3,5	2,8 - 4,6	14,1	13,4 - 14,7	5,48	4,51 - 6,85	5,00	3,66 - 5,87	1,32	1,21 - 1,43	1,07	0,97 - 1,23	0,91	0,81 - 0,99
		F ₁ rein	3,5	3 - 4,2	15,4	14,6 - 15,9	3,14	2,61 - 3,85	7,81	6,33 - 9,85	1,24	1,02 - 1,47	1,14	0,99 - 1,29	0,95	0,92 - 0,99
		K ₁ Misch	5	11,7 - 18,1	19,8	18 - 23	2,90	1,79 - 4,09	5,57	4,64 - 6,44	1,03	0,86 - 1,25	1,42	1,19 - 1,62	1,16	1,08 - 1,31
		K ₁ rein	5	10,9 - 17,6	21,4	18,2 - 25,2	3,15	2,64 - 3,84	6,05	5,19 - 6,82	1,33	1,15 - 1,5	1,43	1,38 - 1,5	1,23	1,08 - 1,36
Gesamt		F ₁ Misch	36	2,4 - 9	14,0	11,6 - 18,3	3,86	1,19 - 7,46	6,38	2,96 - 10,33	1,36	0,44 - 2,41	1,74	0,97 - 2,79	0,92	0,71 - 1,21
		F ₁ rein	37	3 - 8,2	14,5	11,7 - 20	3,70	1,68 - 9,4	6,37	2,52 - 9,85	1,43	0,86 - 2,12	1,74	0,99 - 2,83	0,96	0,78 - 1,14
		K ₁ Misch	36	5,8 - 29,2	16,1	11,9 - 23	2,23	1,04 - 4,29	5,44	4,04 - 9,19	0,98	0,57 - 1,53	1,56	1,19 - 2,02	1,06	0,89 - 1,31
		K ₁ rein	37	6,7 - 35,9	16,3	13,4 - 25,2	2,40	1,22 - 4,44	5,45	3,54 - 7,21	1,03	0,41 - 1,9	1,58	1,38 - 2,03	1,04	0,84 - 1,36

Tabelle 19: Elementgehalte (Mittelwert und Spannweite, d. h. Minimal- und Maximalwert) von Spurennährelementen in einjährigen Kiefern- und Fichtennadeln der temporären waldwachstumskundlichen Versuche (Tripletts). Die Probenahme erfolgte in den Jahren 2013 und 2014.

Versuchsstandort	Baumart Parzelle	Proben- bäume	Anzahl	Eisen		Mangan		Kupfer		Zink	
				mg/kg							
Bodenwöhr	BOD	Fi _{Misch}	5	37,4	30,4 - 49,8	163	105 - 239	2,95	2,4 - 3,8	29,5	13,8 - 48
		Fi _{Rein}	6	46,6	34,3 - 66,4	150	119 - 187	2,72	2,5 - 3,4	24,0	13,8 - 32,3
		Kie _{Misch}	6	44,7	33,8 - 49,9	93	71 - 120	4,11	3,4 - 5,2	38,0	29,3 - 43,9
		Kie _{Rein}	6	42,6	38 - 47,6	101	62 - 198	3,75	3,5 - 4,2	36,3	33,5 - 47
Allersberg	ALB	Fi _{Misch}	6	51,3	30,9 - 81,3	189	105 - 290	2,48	2,1 - 2,7	32,9	13,8 - 47,1
		Fi _{Rein}	6	50,9	41,5 - 57,1	191	161 - 222	2,67	2,4 - 3	26,3	17 - 48,4
		Kie _{Misch}	6	44,0	36,9 - 53,8	234	111 - 370	3,73	3,5 - 4,2	56,4	49,7 - 73,5
		Kie _{Rein}	6	45,7	40,5 - 59	148	75 - 242	3,83	3,4 - 4,4	55,1	51,6 - 60,4
Selb	SEL	Fi _{Misch}	5	41,4	34,3 - 50,9	717	527 - 862	2,81	2,4 - 3,4	28,1	18,3 - 47,2
		Fi _{Rein}	5	45,5	36,2 - 61,7	1.754	1018 - 2721	2,82	2,2 - 3,4	29,1	20,9 - 41,2
		Kie _{Misch}	5	57,0	43,7 - 71,6	549	444 - 608	3,46	3,1 - 4,1	39,8	33,5 - 61,9
		Kie _{Rein}	5	57,2	45,1 - 77,1	482	381 - 674	3,66	3,3 - 4,2	41,7	37,3 - 51,9
Weiden	WEI	Fi _{Misch}	5	49,8	39 - 70,4	276	222 - 406	2,68	2,4 - 3,4	19,4	11,4 - 28,9
		Fi _{Rein}	5	51,1	45,8 - 60,6	186	134 - 265	2,98	2,7 - 3,4	14,6	12,4 - 17,4
		Kie _{Misch}	4	56,7	48,4 - 61,9	232	168 - 298	3,85	3,3 - 4,3	43,1	38 - 49
		Kie _{Rein}	5	54,6	41,1 - 68,2	337	252 - 438	3,80	3,4 - 4,8	45,2	35,8 - 55
Alzenau	ALZ	Fi _{Misch}	5	59,2	41,8 - 87,3	3.267	2398 - 3880	2,96	2,4 - 3,6	31,5	28 - 38,3
		Fi _{Rein}	5	52,1	39,7 - 88,1	2.138	1446 - 2878	3,07	2,7 - 3,9	34,4	29,8 - 40,1
		Kie _{Misch}	5	59,0	44,5 - 74,7	1.532	1251 - 1770	3,57	3,1 - 4	29,2	23,2 - 35,1
		Kie _{Rein}	5	59,5	50,7 - 69,9	875	640 - 1079	4,67	4,1 - 5,9	27,2	18,9 - 34,5
Geisenfeld	GEI	Fi _{Misch}	5	62,6	40,9 - 83,3	1.123	905 - 1311	3,62	3,4 - 3,9	20,1	16,9 - 26,3
		Fi _{Rein}	5	58,7	41 - 84,7	1.571	1213 - 1984	3,39	2,9 - 4,3	22,8	19 - 27,6
		Kie _{Misch}	5	51,6	42,3 - 63,6	458	304 - 633	3,69	3,2 - 4,1	31,3	19,6 - 40
		Kie _{Rein}	5	55,7	42,3 - 64,3	350	244 - 481	3,94	3,3 - 4,7	30,3	20,1 - 48,4
Unterlüß	ULÜ	Fi _{Misch}	5	50,3	33,2 - 69,6	1.368	868 - 1923	2,91	2,7 - 3,2	38,5	27,7 - 51,1
		Fi _{Rein}	5	53,6	49,3 - 58,1	479	261 - 582	3,14	3 - 3,3	37,4	30,6 - 50,5
		Kie _{Misch}	5	60,0	53,6 - 67,5	695	527 - 771	4,29	3,6 - 4,9	60,2	42,8 - 77,3
		Kie _{Rein}	5	60,4	47,3 - 75,6	291	189 - 377	4,40	3,6 - 5,4	63,4	53,2 - 75,8
Gesamt		Fi _{Misch}	36	50,3	30,4 - 87,3	992	105 - 3880	2,90	2,1 - 3,9	28,7	11,4 - 51,1
		Fi _{Rein}	37	51,1	34,3 - 88,1	883	119 - 2878	2,96	2,2 - 4,3	26,9	12,4 - 50,5
		Kie _{Misch}	36	52,7	33,8 - 74,7	529	71 - 1770	3,82	3,1 - 5,2	42,8	19,6 - 77,3
		Kie _{Rein}	37	53,2	38 - 77,1	356	62 - 1079	4,00	3,3 - 5,9	42,9	18,9 - 75,8

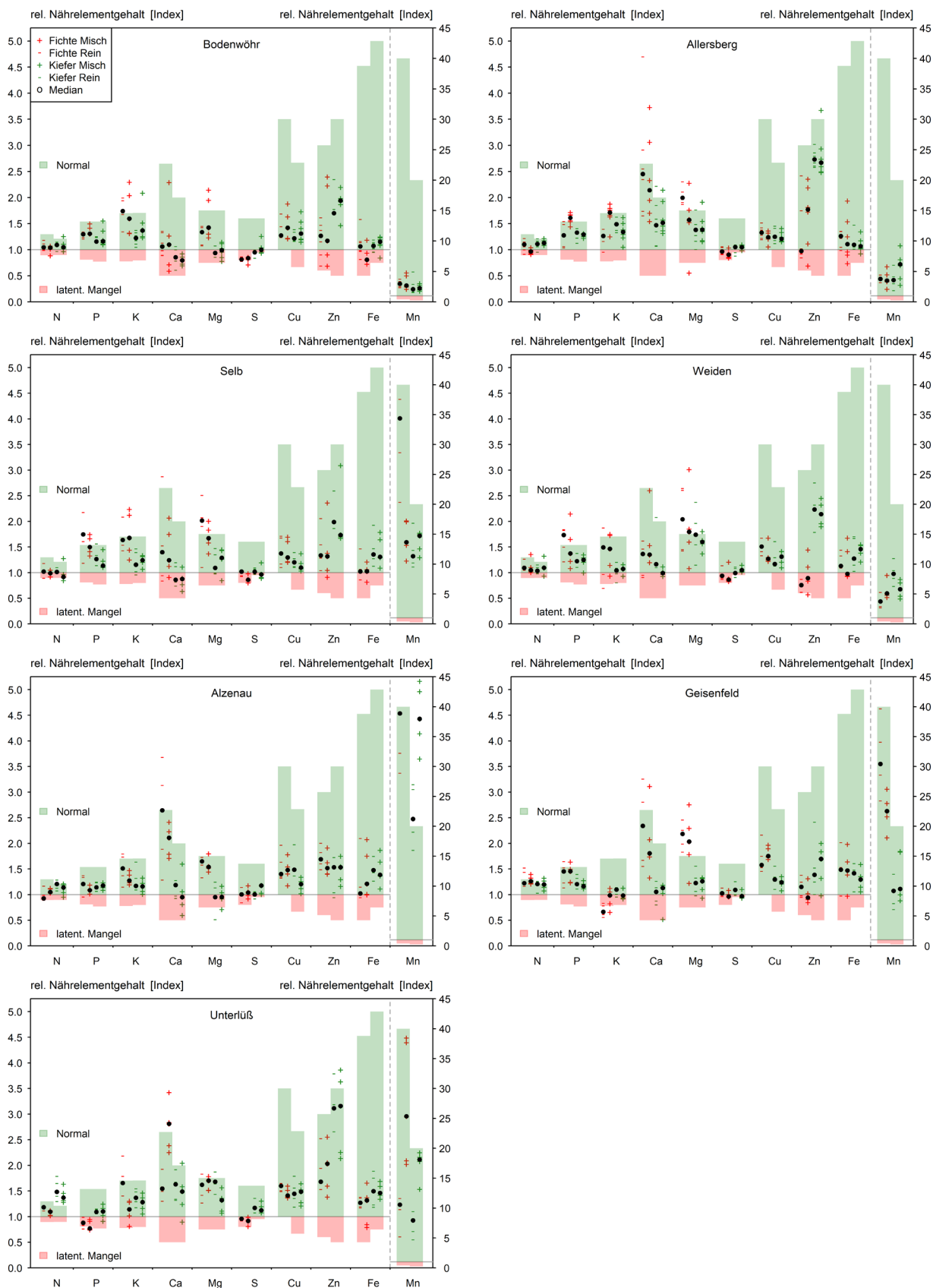


Abbildung 33: Bewertung der Haupt- und Spurennährelementgehalte in einjährigen Kiefern- und Fichtennadeln der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsparzellen (Tripletts) auf Basis des Bewertungsrahmens nach GÖTTLEIN (2015). Zur gemeinsamen Darstellung der verschiedenen Nährelementgehalte, wurden diese baumarten- und parzellenweise am unteren baumartenspezifischen Grenzwert des Normalbereichs (Wert 1) normiert bzw. indiziert. Aufgrund des stark abweichenden Wertebereichs wird das Spurennährelement Mangan (Mn) einzeln auf der zweiten y-Achse dargestellt. Das untere Ende des roten Bereichs des *latenten Mangels* stellt nach GÖTTLEIN (2015) die *Symptomgrenze* dar

Waldernährungskundliche Vergleichbarkeit und Repräsentativität der Versuchsflächen

Im vorangegangenen Abschnitt wurde deutlich, dass sich die Versuchsstandorte bei einzelnen Nährelementen baumartenspezifisch unterscheiden. Dies wird auch anhand der Hauptkomponentenanalyse der Nadelspiegelwerte (Nährelementgehalte) in Abbildung 34 deutlich. Bei beiden Baumarten weichen die Nährelementgehalte insbesondere an den Standorten *Alzenau* und *Unterlüß* deutlich vom restlichen Untersuchungskollektiv ab. Einzelfälle sind zudem der Standort *Geisenfeld* bei der Baumart Fichte und der Standort *Allersberg* bei der Kiefer.

Betrag der Erklärungsbeitrag der Hauptkomponentenanalyse auf Basis bodenbezogener Textur-, Nährelement- und Bodenreaktionsparameter in Abbildung 31 auf Seite 105 noch rund 68 %, so ist die Hauptkomponentenanalyse der Nadelspiegelwerte (Nährelementgehalte) lediglich in der Lage, etwa 45 % der Gesamtstreuung (Varianz) der Beobachtungswerte zu erklären. Dies könnte zum einen ein Hinweis darauf sein, dass die Versuchsstandorte insgesamt doch eine ähnliche Nährelementausstattung aufweisen beziehungsweise bestehende Unterschiede der standortabhängigen Nährstoffverfügbarkeit durch ein angepasstes Wachstum ausgeglichen werden. Vor diesem Hintergrund erscheint es nachvollziehbar, dass die ausgewählten waldernährungskundlichen Kennwerte (Nadelspiegelwerte) im direkten Vergleich mit den Nährelementvorräten im Boden (s. Abbildung 31, S. 105) eine weniger klare Differenzierung der Versuchsstandorte zulassen.

Ungeachtet der offenen Fragen zu den waldernährungskundlichen Kennwerten (Nadelspiegelwerte), liefert die in Abbildung 34 in Ansätzen erkennbare Abgrenzung der Standorte (farbige Ellipsen) einen Hinweis, dass die Parzellen (farbige Punkte) der einzelnen Versuche untereinander häufig größere Ähnlichkeiten aufweisen als mit anderen Versuchen. Dies ist für den angestrebten standortbezogenen Vergleich des Wachstums der Baumarten Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand von besonderer Bedeutung. Im Zusammenwirken mit den nachgewiesenen weitgehend vergleichbaren Bodenbedingungen (s. hierzu Kapitel 4.1.2, ab Seite 105 ff.) liefern auch die Nährelementgehalte in den Nadeln einen weiteren Beleg, dass etwaige Wachstumsunterschiede zwischen Rein- und Mischbestand nicht per se auf unterschiedliche bodenbürtige Rahmenbedingungen zurückgeführt werden können. Die Vergleichbarkeit der Nährelementgehalte von Rein- und Mischbeständen wurde auch durch eine ergänzende baumartenweise statistische Analyse der in Tabelle 18 und Tabelle 19 aufgeführten Nadelspiegelwerte bestätigt. Nur bei folgenden Variablen- und Baumartenkombinationen zeigen sich zwischen Rein- und Mischbeständen signifikante Mittelwertunterschiede: Tausendnadelgewicht der Kiefern, Schwefelgehalt der Fichten und Mangangehalt der Kiefern.

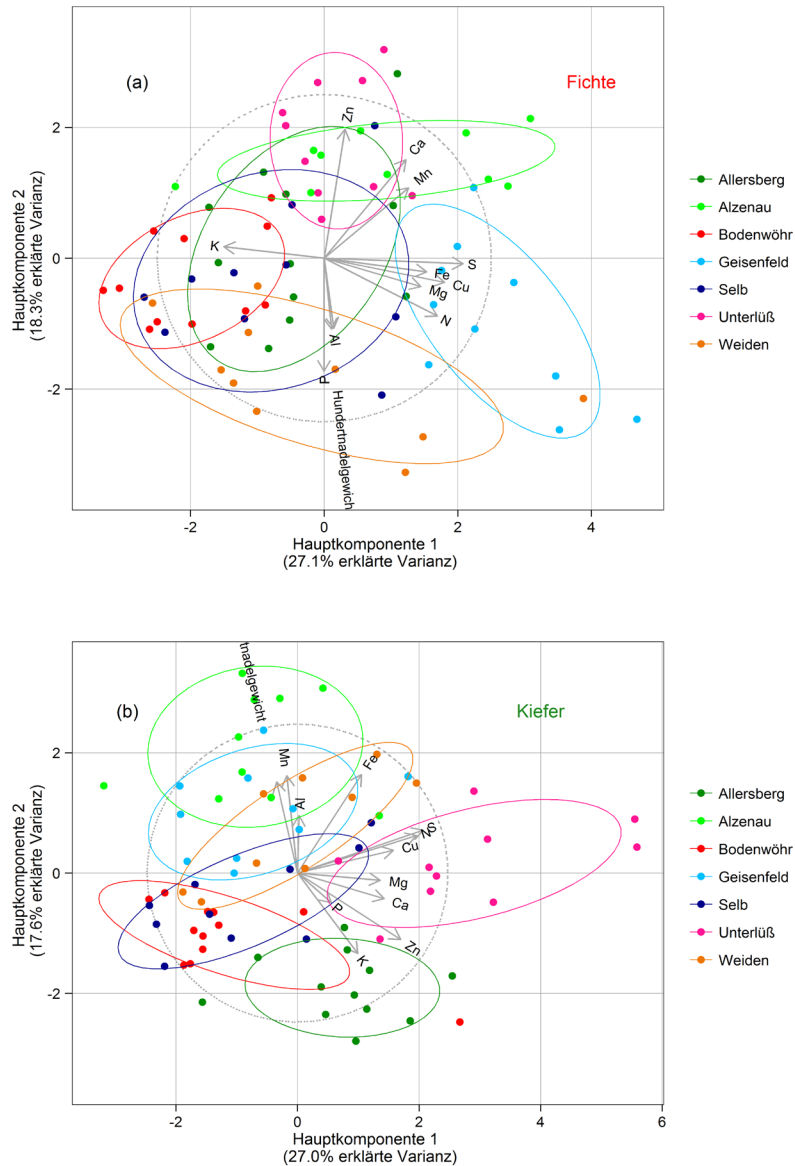


Abbildung 34: Zweidimensionale Darstellung (Hauptkomponentenanalyse) der Elementgehalte wichtiger Haupt- und Spurennährelemente im ersten Nadeljahrgang von (a) Fichte und (b) Kiefer auf den temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen. Jeder farbige Punkt repräsentiert einen Probebaum. Eine Differenzierung nach Rein- und Mischbestand wurde aufgrund der Ergebnisse einer ergänzenden statistischen Analyse nicht vorgenommen. Die Hauptkomponenten 1 und 2 erklären zusammen rund 44 % der Varianz (Streuung) der Variablen. Verwendete Variablen und Elementgehalte: Hundertnadelgewicht, Calcium (Ca), Kalium (K), Magnesium (Mg), Phosphor (P), Stickstoff (N), Aluminium (Al), Eisen (Fe), Mangan (Mn), Kupfer (Cu), Zink (Zn) und Schwefel (S).

Mit Blick auf die Repräsentativität und Belastbarkeit der Aussagen zur Nährstoffausstattung der untersuchten Bäume auf den temporären Versuchsflächen wurden die Ergebnisse mit langjährigen Messreihen der bayerischen Waldklimastationen verglichen. Auf diese Weise wurde überprüft, ob es sich bei dem Beprobungsjahr 2013 hinsichtlich der Baumernährung um ein weitgehend *normales* Jahr handelt und das Wachstum der Bäume nicht durch Extremereignisse wie vorangegangene Trockenperioden oder starke Fruktifikation beeinflusst wurde. In Abbildung 35 ist dieser Vergleich für das Nadelgewicht und die Hauptnährelemente Phosphor, Calcium und Magnesium dargestellt. Es wird ersichtlich, dass sich die Nadelkennwerte der waldwachstumskundlichen Versuchsflächen bis auf das Tausendnadelgewicht bei der Baumart Kiefer und den Magnesiumgehalt bei der Baumart Fichte überwiegend im normalen Schwankungsbereich der

Werte der bayerischen Waldklimastationen bewegen. Mit Blick auf die Abweichungen beim Tausendnadelgewicht der Baumart Kiefer liegt die Vermutung nahe, dass es sich unter anderem um methodische Unterschiede bei der Nadelzählung handelt (Paar- vs. Einzelnadelzählung). Bei den Abweichungen der Nährelementgehalte dürfte ferner auch die standörtliche Zusammensetzung des Vergleichskollektivs der Waldklimastationen ausschlaggebend sein. Die geringe Anzahl von nur drei bis vier Kiefernreferenzstandorten im Netz der Waldklimastationen liegt überwiegend in Nordostbayern, wohingegen die Baumart Fichte durch acht über ganz Bayern verteilte Standorte repräsentiert wird.

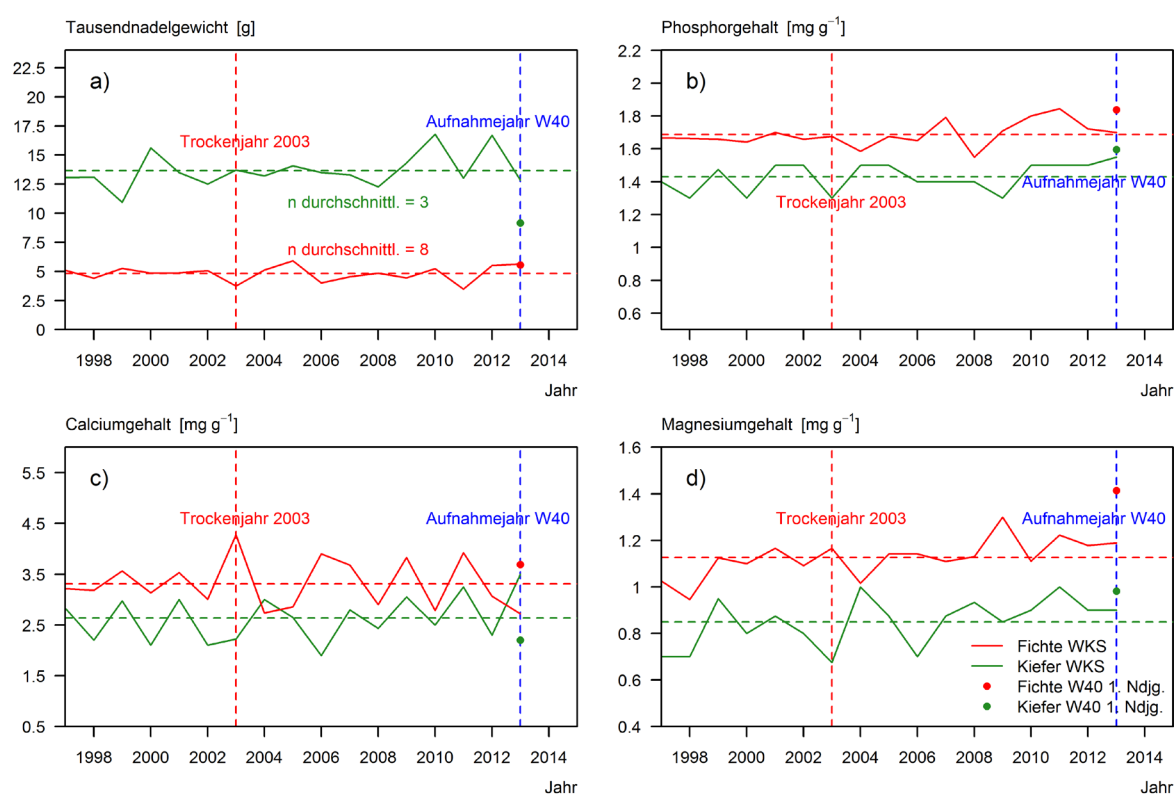


Abbildung 35: (a) Tausendnadelgewicht und (b)-(d) Nährelementgehalte des ersten Nadeljahrgangs der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen (Beprobungsjahr 2013) und von ausgewählten bayerischen Waldklimastationen (Beprobungsjahre im Zeitraum zwischen 1997 und 2013; gestrichelte horizontale Linien = langjähriger Mittelwert) (LWF 2015b).

Ausgehend von der Annahme, dass es sich beim Beprobungsjahr 2013 um ein Normaljahr handelt, werden die Ergebnisse der Nadelanalysen der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen im Folgenden mit Nadelkennwerten der zweiten Bodenzustandserhebung (BZE II) verglichen. Die Nadelproben der BZE II wurden in den Jahren 2006 und 2007 gewonnen (SCHUBERT et al. 2015b). Nach den Analysen von DIETRICH und STETTER (2015) handelt es sich auch bei den BZE II-Beprobungsjahren 2006 und 2007 um *Normaljahre*.

Die Beprobungspunkte der BZE II für die Baumarten Kiefer und Fichte orientieren sich am Raster der Bundeswaldinventur (BWI) und sind entsprechend der Baumartenvorkommen über ganz Bayern verteilt. Eine Karte der räumlichen Verteilung der Aufnahmepunkte findet sich bei STETTER (2015). Aufgrund der räumlichen Verteilung decken die Aufnahmepunkte fast das gesamte Standortspektrum Bayerns ab (s. hierzu auch Kapitel 4.1.2, Seite 92). Die Ergebnisse der Nadelanalyse der BZE II sind in Abbildung 36 und Tabelle 20 wiedergegeben und werden dort den Ergebnissen der temporären Versuchsflächen gegenübergestellt. Die temporären Kiefern-Fichten-Versuchsflächen liegen fast ausnahmslos innerhalb des

Wertebereichs der BZE II und können damit für große Teile der bedeutenden Kiefern-Fichten-Vorkommen in Bayern als repräsentativ angesehen werden. Ungeachtet dessen gibt es eine Reihe von Parametern, bei denen die Median- und Mittelwerte der temporären Kiefern-Fichten-Versuchsflächen (Tripletts) deutlich von den Werten der BZE II abweichen. Gerade mit Blick auf die unterdurchschnittlichen Werte bei Stickstoff, Calcium und Mangan fällt auf, dass die Tripletts keine durchschnittlichen bayerischen Wachstumsverhältnisse widerspiegeln, sondern tendenziell geringer ausgestattete Standorte. Dies steht im Einklang mit den Bodenanalysen in Kapitel 4.1.2.

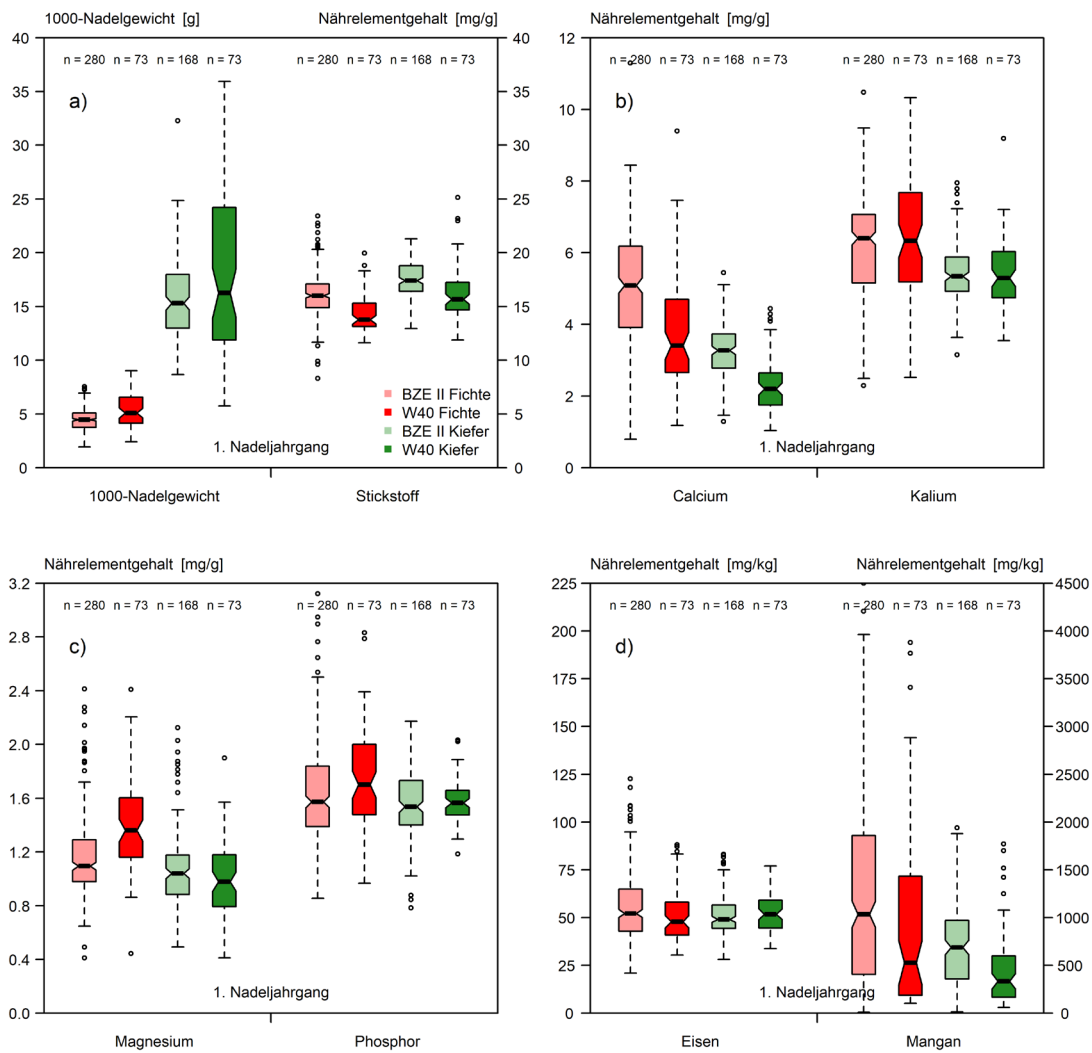


Abbildung 36: Vergleich der Ergebnisse der Nadelbeprobung auf den temporären Kiefern und Fichten Rein- und Mischbestandsparzellen der vorliegenden Untersuchung (Projekt W40) (Beprobungsjahre 2013 und 2014) mit den Kennwerten der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II) (Beprobungsjahre 2006 und 2007). Der schwarze Balken in den Kästchen (boxes) gibt den Median der Beobachtungen wieder und findet sich als Wert auch in Tabelle 20 wieder. Die Anzahl n gibt jeweils die Anzahl der Messwerte wieder. In der vorliegenden Untersuchung (W40 Kiefer/Fichte) wurde jeder Baum einzeln analysiert (keine Mischprobe verschiedener Probenbäume). Bei der BZE II repräsentiert jeder Messwert einen Standort mit drei Probenbäumen (Mischprobe). Durch die Mischprobenbildung wird bei der BZE die standortübergreifende Streuung der Messwerte tendenziell etwas reduziert.

Tabelle 20: Nährstoffanalytischer Vergleich der Nadelbeprobung auf den temporären Kiefern und Fichten Rein- und Mischbestandsparzellen der vorliegenden Untersuchung (Projekt W40) (Jahre 2013 beziehungsweise 2014) und der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II) (Jahre 2006 und 2007).

		Proben- anzahl	Tausend- Nadelgew.	Stickstoff	Calcium	Kalium	Magnesium	Phosphor	Schwefel	Eisen	Mangan	Kupfer	Zink
		n	g	mg/g					mg/kg				
W40 Kiefer-Fichte													
Mittelwert	Fichte	73	5,3	14,3	3,78	6,38	1,40	1,74	0,94	50,7	937	2,93	27,8
	Kiefer	73	17,7	16,2	2,31	5,45	1,01	1,57	1,05	52,9	442	3,91	42,9
Median	Fichte		5,1	13,8	3,41	6,33	1,36	1,70	0,93	47,9	528	2,84	27,5
	Kiefer		16,3	15,7	2,20	5,30	0,98	1,57	1,04	51,8	334	3,77	39,7
Min-Max	Fichte		2,4 - 9	11,6 - 20	1,19 - 9,4	2,52 - 10,3	0,44 - 2,4	0,97 - 2,8	0,71 - 1,2	30,4 - 88,1	105 - 3880	2,11 - 4,33	11,4 - 51,1
	Kiefer		5,8 - 35,9	11,9 - 25,2	1,04 - 4,44	3,54 - 9,19	0,41 - 1,9	1,19 - 2,03	0,84 - 1,36	33,8 - 77,1	62 - 1770	3,06 - 5,93	18,9 - 77,3
Standard- abweichung	Fichte		1,6	1,7	1,65	1,86	0,35	0,41	0,10	14,0	966	0,46	10,4
	Kiefer		7,5	2,4	0,78	0,95	0,27	0,15	0,11	10,2	383	0,55	13,8
BZE Kiefer-Fichte													
Mittelwert	Fichte	280	4,5	16,1	5,10	6,16	1,16	1,64	1,04	55,2	1237	3,29	29,1
	Kiefer	168	15,6	17,5	3,23	5,41	1,07	1,54	1,12	51,1	702	3,80	40,4
Median	Fichte		4,5	16,0	5,09	6,40	1,09	1,57	1,04	52,2	1036	3,28	28,8
	Kiefer		15,3	17,4	3,27	5,34	1,04	1,54	1,11	49,1	688	3,80	39,8
Min-Max	Fichte		1,9 - 7,5	8,3 - 23,4	0,8 - 13,74	2,29 - 10,47	0,41 - 2,41	0,86 - 3,12	0,62 - 1,52	21,1 - 123	8 - 4499	1,72 - 4,9	11,2 - 57,3
	Kiefer		8,7 - 32,3	12,9 - 21,3	1,29 - 5,44	3,15 - 7,95	0,49 - 2,12	0,78 - 2,17	0,77 - 1,44	28,2 - 83,2	14 - 1941	2,14 - 5,14	21,3 - 76,5
Standard- abweichung	Fichte		1,0	2,1	1,73	1,38	0,31	0,37	0,14	18,4	966	0,44	8,9
	Kiefer		3,7	1,7	0,80	0,83	0,28	0,25	0,10	10,6	432	0,44	7,8

4.1.4 Waldwachstumskundliche Ausgangsbedingungen und Vergleichbarkeit der Triplett

Flächengröße, Bestandesalter, bisherige Bestandesbehandlung und Bestandesdichte

Die geografische Lage der acht neu angelegten temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen (Triplett) ist im Materialteil in Kapitel 2.3.2 ab Seite 62 dargestellt. Die boden- und klimakundlichen Rahmenbedingungen wurden in den vorangegangenen Kapiteln vorgestellt und analysiert. In diesem Kapitel werden die Versuchsbestände waldwachstumskundlich charakterisiert. Zudem wird ab Seite 121 die waldwachstumskundliche Vergleichbarkeit und Repräsentativität der Versuchsflächen untersucht.

Wichtige ertragskundliche Kennwerte der temporären Versuchsflächen sind in Tabelle 21 und Tabelle 22 dargestellt. Die Tabellen spiegeln dabei die waldwachstumskundliche Ausgangssituation zum Zeitpunkt der Flächenanlage und Erstaufnahme in den Jahren 2013 und 2014 wider. Am Versuchsstandort *Allersberg* wurde abweichend das Jahr 2008 als rechnerisches Anlagejahr gewählt, da unlängst vor der tatsächlichen Flächenanlage im Jahr 2013 eine Durchforstungsmaßnahme Teilflächen und den Umfassungstreifen der ausgewählten Versuchspartellen erfasst hatte. Eine detaillierte Vorstellung aller ertragskundlichen Ergebnisse findet sich im Zusammenhang mit dem Vergleich des Wachstums von Rein- und Mischbeständen in Kapitel 4.2 ab Seite 133.

Die in den Mischbeständen angelegten Versuchspartellen sind durchschnittlich etwa 800 m² groß (s. Tabelle 21). Größere Partellen wären aus Gründen der Belastbarkeit der Ergebnisse wünschenswert gewesen, waren aber sowohl aus arbeitsökonomischer Sicht als auch aus Gründen der Flächenverfügbarkeit nicht realisierbar. Die Versuchspartellen sollten wie bereits dargestellt möglichst ungestörte Partien mit bestandesstypen- und baumartenspezifischen Strukturen abbilden. Bestandespartien mit Rückegassen und

Fahrspuren wurden möglichst ausgespart. Bei praxisüblichen Gassenabständen zwischen 30 und 40 m war die Anlage größerer Parzellen damit fast nicht möglich. In Verbindung mit der geforderten Mindestanzahl von 20 herrschenden Bohrungsbäumen ergaben sich in den Reinbeständen sogar nur durchschnittliche Flächengrößen von etwa 400 m².

Die Altersspanne der temporären Versuchsflächen beträgt 60 bis 93 Jahre. Das Durchschnittsalter aller Versuchspartellen und Baumartenkollektiven liegt bei 72 Jahren. Das Alter von Rein- und Mischbeständen weicht durchschnittlich nur um 3 bis 4 Jahre voneinander ab. Die jüngsten Flächen mit 60 Jahren finden sich am Standort *Weiden*, die ältesten mit 93 Jahren am Standort *Selb* (s. Tabelle 22).

Die auf Basis des normierten Stand-Density-Index (*SDI*) nach der in Kapitel 3.1.7 beschriebenen Methodik berechneten Baumartenanteile in den Mischbeständen sind zwischen den beiden Fokusbaumarten Kiefer und Fichte annähernd gleichverteilt. Nennenswerte Anteile weiterer Baumarten kommen in den ausgewählten Mischbeständen nicht vor. Einzelexemplare dritter Baumarten wie zum Beispiel einige Lärchen am Versuchsstandort *Weiden* (s. Kronenkarten im Anhang ab Seite 241) wurden den Fokusbaumarten Kiefer oder Fichte entsprechend der Baumartengruppe zugerechnet. Der durchschnittliche Mischungsanteil der Kiefer liegt so über alle Standorte hinweg bei 48 % und der der Fichte bei 52 %. Den niedrigsten Mischungsanteil erreicht die Kiefer mit 38 % am Standort *Alzenau* und den Höchsten mit 59 % am Standort *Selb*. Damit zeigen sich Tendenzen, wie sie unter anderem bereits bei SCHILLING (1925) und SCHULZE (1972) beschrieben wurden. Demnach nimmt der Mischungsanteil der Kiefer mit zunehmender Standortgüte und zunehmender Leistungskraft der Fichte ab. In diesem Zusammenhang bestätigte sich auch, dass die Baumart Fichte mit zunehmender Standortgüte und zunehmendem Bestandesalter im Unter- und Zwischenstand von Kiefern-Reinbeständen in Erscheinung tritt (s. hierzu Kronenkarten im Anhang). In den nachfolgenden waldwachstumskundlichen Auswertungen wurden bei der Grundflächen- und Volumenauswertung aber nur haupt- und zwischenständige Fichten in den Kiefern-Reinbeständen berücksichtigt.

Weitere wichtige Kriterien bei der Flächenauswahl waren neben der Alters-, Standort und Mischungshomogenität auch die Aspekte einer möglichst hohen Bestandesdichte und geringer zurückliegender Durchforstungsintensität. Dadurch sollte sichergestellt werden, dass *natürliche* bestandesstrukturelle Merkmale von Rein- und Mischbeständen nicht bereits vor der Flächenanlage *wegdurchforstet* wurden und die Waldbestände zudem die standörtliche Leistungsfähigkeit (*Tragfähigkeit*) widerspiegeln. Merkmale der Bestandesdichte wie Stammzahl und Grundfläche konnten bei der Flächenauswahl im Gelände nur visuell und damit zunächst nur orientierend beurteilt werden. Allenfalls konnten einige orientierende Winkelzählproben zur näherungsweise Bestimmung der Bestandesgrundfläche durchgeführt werden. Hierbei fehlte aber ein verlässlicher standörtlich angepasster Referenzrahmen, insbesondere für die anzulegenden Mischbestände. Erst im Nachhinein konnte auf Basis eines aus Daten der Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald abgeleiteten Referenzrahmens ein Vergleich und eine Beurteilung der Bestandesdichte vorgenommen werden (s. hierzu Seite 121 ff. und Seite 217). Ein baumartenübergreifender Vergleich mit gebräuchlichen Ertragstafeln erwies sich in diesem Zusammenhang als wenig ergiebig. Lieferte die vorläufige Ertragstafel von ASSMANN und FRANZ (1963) für die Baumart Fichte noch verwertbare Grundflächen- und Stammzahlwerte, so ließen sich mit der Kiefern-ertragstafel von WIEDEMANN (1949b) keine plausiblen altersabhängigen Referenzwerte ermitteln. Dies dürfte insbesondere auf die zeitlich weit zurückliegende Aufstellung der Kiefern-ertragstafel für den nordostdeutschen Raum und den unter anderem durch veränderte Wachstumsbedingungen verschobenen Altersrahmen zurückzuführen sein (s. hierzu u. a. KÜSTERS et al. 2004).

Die zurückliegende Durchforstungsintensität wurde auf den Versuchspartzellen anhand von *Stöcken* (*Baumstümpfen*) ausgeschiedener Bäume beurteilt und im Rahmen der Flächenanlage miterfasst (s. hierzu Seite 70 im Methodenteil). Der durchschnittliche geschätzte Fällungszeitpunkt der 287 analysierten Stöcke liegt rund neun Jahre vor der Flächenanlage und variiert nur wenig zwischen den Versuchsstandorten und -partzellen. Im Durchschnitt haben somit in den zurückliegenden neun Jahren keine Durchforstungen auf den neuangelegten Versuchspartzellen stattgefunden. Ausnahme bildet hierbei der bereits erwähnte Standort *Allersberg*.

Der mittlere Durchmesser der ausgeschiedenen Bäume betrug 18,8 cm und entspricht bei der Anzahl an Stöcken einer durchschnittlichen Entnahmemenge von $7,3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Bezogen auf einen praxisüblichen Durchforstungssturnus von zehn Jahren entspricht dies einer durchschnittlichen jährlichen Grundflächenentnahme von $0,73 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Im Detail wurden etwa $0,80 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in den Mischbeständen, $0,75 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in den Fichten- und $0,66 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Kiefern-Reinbeständen entnommen. Die erfassten durchforstungs- und mortalitätsbedingten Entnahmen blieben damit rund 30 % hinter dem durchschnittlichen Grundflächenzuwachs in dieser Altersphase von $1,04 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zurück (Mischbestand $1,06 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Fichte $1,08 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Kiefer $0,97 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Als Konsequenz der vergleichsweise zurückhaltenden Nutzungen findet sich in den Mischbeständen eine durchschnittliche Bestandesgrundfläche von $51,3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. In den Reinbeständen zeigt die Baumart Kiefer im Durchschnitt aller Standorte eine Grundfläche von $44,6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ und die Fichte von $51,2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Das Grundflächenspektrum bei der Baumart Fichte reicht dabei von $42,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ in *Alzenau* bis zu durchschnittlich $62,0 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ auf den südbayerischen Flächen in *Geisenfeld* und *Schrobenhausen*. Bei der Kiefer reicht das Spektrum von $36,0 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ in *Bodenwöhr* bis zu relativen Spitzenwerten von durchschnittlich $51,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ in Südbayern. Die skizzierte Spannweite hängt letztlich stark vom beobachteten Alter an den jeweiligen Versuchsstandorten ab. Sie erlaubt noch keine Bewertung der standörtlichen Leistungsfähigkeit der Versuche. Hierzu finden sich weiterführende Ergebnisse auf den Seiten 122 ff. und 132 ff.

Ergänzend zur Bestandesgrundfläche belegen auch die Werte des SDI nach REINEKE (1933) in Tabelle 22, dass sich die Versuchspartzellen trotz der vorangegangenen regulären forstlichen Bewirtschaftung nahe der maximalen standörtlichen Tragfähigkeit und fast entlang der *self-thinning-line*, der dichtebedingten Selbstdurchforstungslinie bewegen. Die von STERBA genannten SDI-Maximalwerte von 600 bis 750 n ha^{-1} bei Kiefer und 900 bis 1.100 n ha^{-1} bei Fichte (in PRETZSCH 2009, S. 272) werden auf den temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen in den Reinbeständen zumindest von der Baumart Kiefer mit einem Durchschnittswert von 874 n ha^{-1} auf nahezu allen Standorten deutlich übertroffen. Auch die Baumart Fichte übertrifft mit einem Durchschnittswert von 1.034 n ha^{-1} die angegebenen Maximalwerte an einer Reihe von Standorten.

Der durchschnittliche Bestandesvorrat der untersuchten Mischbestände liegt bei $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ und fällt damit niedriger aus als der Durchschnittswert von $640 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ in den Fichten-Reinbeständen. Die Baumart Kiefer zeigt mit durchschnittlich $520 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ erwartungsgemäß noch niedrigere Werte. Die Mittelwerte des Bestandesvorrats werden erneut stark von den südbayerischen Versuchsstandorten *Geisenfeld* und *Schrobenhausen* beeinflusst. Die Mittelwerte der beiden Standorte betragen für die Baumart Fichte fast $900 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, für die Kiefer immerhin $670 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ und in den Mischbeständen fast $680 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Der nur unwesentlich jüngere nordostbayerische Standort *Weiden* weist hingegen folgende Werte auf: Fichte $535 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, Kiefer $529 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ und Mischbestand $552 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Tabelle 21: Ertragskundliche Basisdaten der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte (Tripletts) zum letzten rekonstruierten Aufnahmezeitpunkt im Jahr 2013 beziehungsweise 2014 für die Versuchsstandorte Unterlüß und Schrobenhausen. Beim Versuchsstandort Allersberg wurde das rekonstruierte Jahr 2008 als Aufnahmejahr festgelegt. Festmeterangaben in Vorratsfestmetern mit Rinde. Dargestellt sind jeweils die Mittel-, Minimal- und Maximalwerte der Mischbestände (Kiefer und Fichte) sowie der Kiefern- und Fichten-Reinbestände.

	Fläche m ²	Alter Jahre	Stammzahl		Grundfläche g m ² ha ⁻¹	Vorrat v m ³ ha ⁻¹	Durchmesser		Höhe		Zuwachs	
			Anzahl	SDI			dg	do	hg	ho	ig	iv
			N ha ⁻¹				cm		m		m ² ha ⁻¹ a ⁻¹ m ³ ha ⁻¹ a ⁻²	
Misch												
mittel	779	74	1178	1049	51,3	603	25,2	37,6	24,1	28,3	1,08	18,5
min	586	60	853	937	43,8	426	21,0	32,4	20,4	24,0	0,73	12,6
max	1212	89	1846	1268	63,8	875	30,7	45,3	28,5	32,8	1,42	28,4
Kiefer												
mittel	392	69	725	874	44,6	520	28,5	35,9	25,6	26,9	0,90	15,4
min	251	60	472	734	36,3	394	25,6	31,7	22,3	23,2	0,59	10,9
max	541	85	989	1081	52,8	668	33,7	42,9	29,2	29,8	1,18	21,9
Fichte												
mittel	417	72	1052	1034	51,2	643	25,8	38,7	25,3	29,1	1,04	19,3
min	251	60	635	853	42,5	495	19,3	32,1	20,0	23,9	0,81	15,0
max	637	93	1866	1215	62,5	932	32,7	46,0	30,6	35,1	1,36	24,8

Tabelle 22: Ertragskundliche Basisdaten der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte (Tripletts) zum rekonstruierten Aufnahmezeitpunkt im Jahr 2013. Die Aufnahme der Versuchsstandorte Unterlüß und Schrobenuhlen erfolgte im Jahr 2014, beim Versuchsstandort Allersberg wurde das rekonstruierte Jahr 2008 als Aufnahmejahr festgelegt. Alle Festmeterangaben erfolgen in Vorratsfestmeter mit Rinde. Für die Mischbestände sind bei ausgewählten Bestandeskennwerten in der jeweils ersten Spalte die Werte der einzelnen Baumarten angegeben und in der zweiten Spalte der Gesamtwert beider Baumarten zusammen.

Versuchsstandort	Parzelle Baumart	Fläche m ²	Auf- zeitpunkt Jahr	Alter Jahre	Grundfläche m ² ha ⁻¹	Mischungsanteil		Stand Density Index (SDI)	Stammzahl		Durchmesser		Höhe		Vorrat m ³ ha ⁻¹	Zuwachs m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹	Ober- / Mittel- Höhe _{Aber100} m	
						Grund- fläche	Trocken- masse %		relSDI (max Triplet)	N ha ⁻¹	N ha ⁻¹	d ₀	d _e	h ₀				h _e
Bodenwöhr	Kie, (Fi) (Kie), Fi	661	2013	80	24,0	48,8	49%	51%	378	1195	35,3	28,4	27,0	25,2	276,1	6,5	15,7	28,0
		548	2013	80	24,8	48,8	51%	49%	817	1195	35,7	19,7	26,7	20,0	261,5	9,2	15,7	30,0
	Fi	542	2013	85	43,6	43,6			897	941	33,9	24,3	28,2	24,7	537,7	22,3	22,3	30,6
Allersberg	Kie, (Fi) (Kie), Fi	1212	2008	78	22,4	43,8	51%	55%	413	1370	32,7	26,3	23,5	21,9	224,9	6,6	12,6	24,8
		498	2008	78	21,4	43,8	49%	45%	957	1370	32,0	16,9	24,6	18,5	200,9	6,0	12,6	28,3
	Fi	395	2008	73	48,5	48,5			1012	1139	36,7	23,3	27,2	22,5	547,5	17,0	17,0	32,3
Selb	Kie, (Fi) (Kie), Fi	641	2013	85	26,7	51,5	52%	58%	359	967	41,2	30,8	31,1	28,1	343,0	9,1	19,3	30,0
		520	2013	93	24,8	51,5	48%	41%	608	967	38,4	22,8	29,6	21,3	283,2	10,1	19,3	29,8
	Fi	251	2013	93	51,6	43,3			1028	916	36,3	26,8	30,8	27,7	701,1	17,2	17,2	31,4
Weiden	Kie, (Fi) (Kie), Fi	650	2013	60	22,8	49,4	46%	48%	308	1170	36,7	30,7	26,4	25,6	266,4	8,3	20,4	33,2
		585	2013	60	26,6	49,4	54%	48%	862	1170	39,9	19,8	29,1	19,9	285,6	12,2	20,4	38,5
	Fi	457	2013	60	44,4	44,4			853	635	43,1	29,9	27,9	24,2	534,6	17,1	17,1	37,2
Alzenau	Kie, (Fi) (Kie), Fi	586	2013	75	17,9	50,5	35%	38%	239	853	38,2	30,9	29,9	28,7	231,9	5,8	16,2	32,7
		655	2013	75	32,6	50,5	65%	62%	614	853	41,4	26,0	30,7	25,5	413,2	10,4	16,2	35,4
	Fi	483	2013	60	42,5	42,5			929	1325	35,6	20,2	28,0	23,3	495,0	20,3	20,3	37,3
Geisenfeld	Kie, (Fi) (Kie), Fi	941	2013	75	25,1	63,8	39%	44%	244	924	43,1	36,2	32,3	31,0	354,4	10,3	28,4	35,2
		769	2013	75	38,7	63,8	61%	60%	680	924	46,8	26,9	33,2	26,7	521,1	18,1	28,4	38,0
	Fi	300	2013	70	61,4	50,3			1143	733	46,0	32,7	31,4	29,2	855,6	20,3	20,3	37,5
Unterlüß	Kie, (Fi) (Kie), Fi	894	2014	63	18,0	44,7	40%	46%	347	1096	34,4	25,7	23,8	22,9	186,8	5,2	12,7	29,0
		574	2014	65	26,7	44,7	60%	54%	749	1096	36,2	21,3	25,2	21,4	284,1	7,5	12,7	32,3
	Fi	268	2014	65	54,7	46,6			1215	1866	32,1	19,3	23,9	20,0	543,9	15,0	15,0	31,0
Schrobenuhlen	Kie, (Fi) (Kie), Fi	650	2014	68	25,4	58,3	43%	46%	508	1846	32,8	25,2	27,0	26,2	296,4	8,0	22,5	31,6
		753	2014	68	32,9	58,3	57%	54%	1338	1846	34,0	17,7	31,1	23,1	397,1	14,5	22,5	37,9
	Fi	637	2014	73	62,5	52,8			1192	863	45,7	30,4	35,1	30,6	932,3	24,8	24,8	40,7
	Ki	475	2014	68	52,8	52,8			1081	989	34,8	26,4	28,5	27,6	646,0	18,5	18,5	33,2

Waldwachstumskundliche Vergleichbarkeit und Repräsentativität der temporären Versuchsflächen

In den Kapiteln 4.1.1 bis 4.1.3 wurde die Vergleichbarkeit der Umweltbedingungen *Boden* und *Klima* der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen (Triplets) untersucht. In den folgenden Kapiteln wird untersucht, inwieweit sich diese Umweltbedingungen auf das Waldwachstum auswirken und inwieweit die Versuchsflächen auch aus waldwachstumskundlicher Perspektive, das heißt zum Beispiel im Hinblick auf Bestandesalter, Bestandeshöhe und Produktionsniveau vergleichbar sind. Dabei geht es erneut sowohl um eine Vergleichbarkeit der Versuchsstandorte untereinander als auch um die Vergleichbarkeit der Parzellen am jeweiligen Standort. Ferner geht es um die Frage, welche Wachstumsbedingungen die neu angelegten Versuchsflächen repräsentieren können. Hierzu werden die Daten der permanenten Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald (BAYSF 2015) als Referenzrahmen herangezogen.

Das Altersspektrum der Versuchsflächen wurde bereits im vorangehenden Kapitel beschrieben. An sechs von acht Versuchsstandorten weicht das Alter der Reinbestände und des korrespondierenden Mischbestandes um nicht mehr als 10 Jahre ab. Lediglich an den Versuchsstandorten *Bodenwöhr* und *Alzenau* weicht eine der beiden Reinbestandparzellen um bis zu 15 Jahre vom Alter der jeweiligen Art im Mischbestand ab. Die Baumalter innerhalb der einzelnen Bestände variieren nahezu nicht.

Der Altersvergleich hat gezeigt, dass die Versuchspartellen der einzelnen Standorte im Allgemeinen miteinander verglichen werden können. Um die Auswertungsgenauigkeit im Hinblick auf die standörtliche Leistungsfähigkeit weiter zu erhöhen und auch die Versuchsstandorte unmittelbar miteinander vergleichbar zu machen, wurden die Oberhöhen und Volumenzuwächse für das einheitliche Bezugsalter von 70 Jahren berechnet. Dieses Verfahren ist gegenüber einem Ertragstafelvergleich für das üblicherweise verwendete Bezugsalter von 100 Jahren vorteilhaft: Zum einen liegt das hier gewählte Bezugsalter von 70 Jahren deutlich näher am Durchschnittsalter der Bestände (72 Jahre). Zum anderen bildet das gewählte Verfahren die reale bestandesweise Entwicklung der Oberhöhe und des Volumenzuwachses ab und nicht ausschließlich die modellhaften Ertragstafelverläufe.

Die realen Wachstumsgänge der temporären Versuchsflächen wurden aus den sechs rekonstruierten Aufnahmezeitpunkten abgeleitet und decken einen insgesamt 30-jährigen Betrachtungszeitraum ab (zur Methodik s. Kapitel 3.1.4). Der Ausgleich der rekonstruierten Oberhöhen erfolgte wie in Abbildung 37 wiedergegeben mit Hilfe einer CHAPMAN-RICHARDS-Wachstumsfunktion. Auf diese Weise konnte für alle Versuche der Funktionswert *Oberhöhe im Alter 70* ermittelt werden. Im Ergebnis zeigt sich bis zum Alter von 70 Jahren eine deutliche Spreitung der Höhenwuchsleistung der Versuchsstandorte (s. Abbildung 37 und Tabelle 23). Bei der Baumart Kiefer reicht die entsprechende Höhenwuchsleistung von 23,2 m in *Albersberg* bis hin zu 30,7 m in *Geisenfeld* (Rang 1). Da in *Schrobenhausen* keine Probestämme für Triebblängenrückmessungen gefällt werden konnten und der Standort damit nicht für die beschriebene Auswertung herangezogen werden konnte, ist der Standort *Geisenfeld* mit 31,1 m auch bei der Baumart Fichte der wuchskräftigste Standort (Rang 1). Wie bei der Baumart Kiefer folgen dann auch bei der Fichte die Standorte *Weiden* und *Alzenau*.

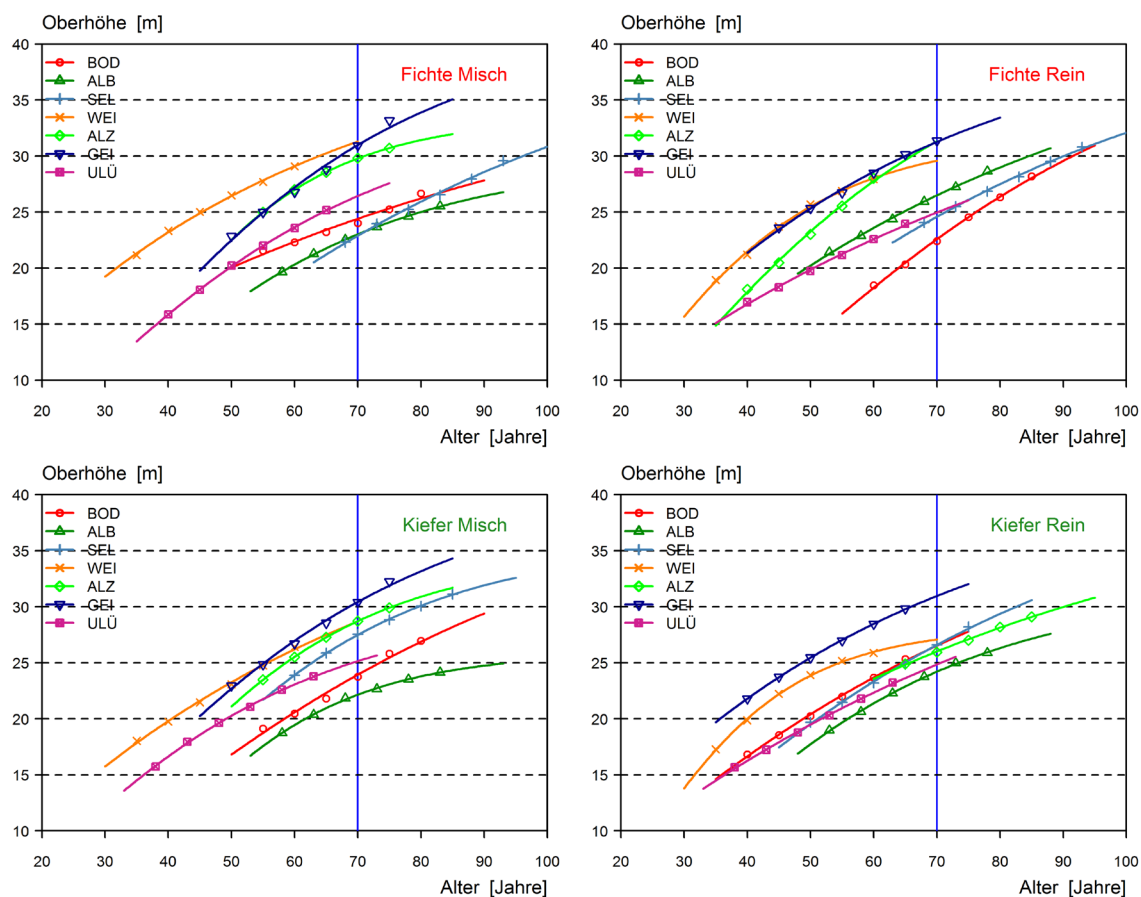


Abbildung 37: Baumarten- und parzellenweiser funktionaler Ausgleich (CHAPMAN-RICHARDS-Funktion) der Oberhöhen von sechs rekonstruierten Aufnahmezeitpunkten für sieben der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte. Der Versuchsstandort Schrobenshausen konnte an dieser Stelle nicht mit in die Untersuchung einbezogen werden.

Tabelle 23: Höhenwuchsleistung (Oberhöhe im Alter 70) von Kiefer und Fichte in den Rein- und Mischbeständen von sieben der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte. Die Oberhöhenwerte im Alter 70 wurden auf Basis der standortweise angepassten CHAPMAN-RICHARDS-Wachstumsfunktionen der Abbildung 37 hergeleitet

Versuch		Oberhöhe Kiefer im Alter 70					Oberhöhe Fichte im Alter 70				
		Kie _{mis}	Kie _{rein}	Kie _{Mittel}	Rang	Abweich. v. Rang 1	Fi _{mis}	Fi _{rein}	Fi _{Mittel}	Rang	Abweich. v. Rang 1
		m					m				
Bodenwöhr	BOD	23,9	26,5	25,2	5	-17,8%	24,4	22,6	23,5	7	-24,9%
Allersberg	ALB	22,2	24,2	23,2	7	-24,5%	23,0	26,5	24,8	5	-20,8%
Selb	SEL	27,5	26,6	27,0	4	-11,9%	22,9	24,6	23,7	6	-24,1%
Weiden	WEI	28,7	27,1	27,9	2	-9,1%	31,3	29,6	30,4	3	-2,2%
Alzenau	ALZ	28,7	26,0	27,4	3	-10,9%	29,8	31,3	30,6	2	-1,9%
Geisenfeld	GEI	30,4	31,0	30,7	1	0,0%	31,0	31,3	31,1	1	0,0%
Unterlüß	ULÜ	25,1	24,8	25,0	6	-18,6%	26,4	25,0	25,7	4	-17,7%

Mit Blick auf einen baumartenweisen Vergleich der Versuchspartellen am jeweiligen Versuchsstandort zeigen sich zum Teil Unterschiede in der Höhenwuchsleistung. Die vermutlich standortbedingten Unterschiede zwischen Rein- und Mischbestandsparzellen betragen bei der Baumart Kiefer über alle

rekonstruierten Aufnahmezeitpunkte hinweg durchschnittlich 1,5 m und bei der Fichte 1,7 m. Positive und negative Abweichungen halten sich die Waage und sind offenbar zufällig. Die zum Anlagezeitpunkt der temporären Versuchsfelder in den Jahren 2013 und 2014 beobachteten Unterschiede in der Oberhöhe fallen bei der Kiefer mit 1,5 m ähnlich und bei der Fichte mit 2,0 m noch etwas höher aus. Auch bei diesen Werten ist die Richtung der Abweichung zwischen Rein- und Mischbeständen unsystematisch. Ursache für die baumartenbezogenen Abweichungen zwischen den Versuchspartellen dürfte das Zusammenwirken von zufälligen Unterschieden in der Standortgüte und im Bestandesalter sein (s. Tabelle 22).

Noch deutlicher zeigt sich die Spreitung der standörtlichen Leistungsfähigkeit der Versuchsbestände bei der Betrachtung des laufenden Volumenzuwachses in Abbildung 38 und Tabelle 24. Die Zuwachsanteile der einzelnen Baumarten im Mischbestand wurden hierzu über die jeweiligen Mischungsanteile auf einen Hektar hochskaliert (zur Methodik siehe auch Abbildung 16 auf Seite 79). Der laufende Zuwachs im Alter 70 reicht bei der Baumart Kiefer von $11,0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in *Allersberg* bis zu $24,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in *Geisenfeld* (Rang 1). Bei der Fichte werden die geringsten Zuwächse mit $15,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in *Bodenwöhr* erreicht und die höchsten in *Geisenfeld* ($27,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Rang 1). Betrag der Abstand des wuchskräftigsten Standorts *Geisenfeld* zu den nächsten Standorten *Weiden* und *Alzenau* bei der Oberhöhe der Baumart Kiefer noch 9,1 % und bei der Fichte 1,9 %, so beläuft sich die Differenz beim Volumenzuwachs der Kiefer bereits auf 16,1 % und 18,0 % bei der Fichte.

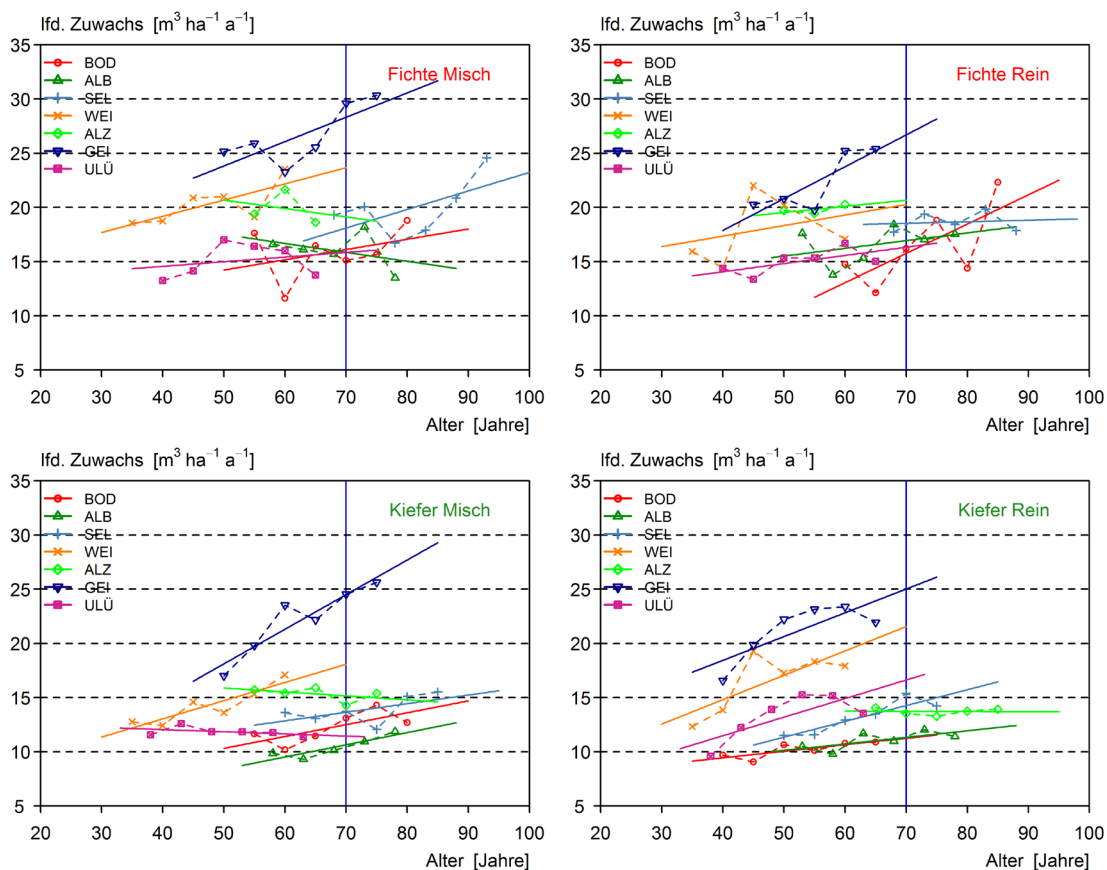


Abbildung 38: Baumarten- und parzellenweiser linearer funktionaler Ausgleich des laufenden Volumenzuwachses für in der Regel sechs rekonstruierte Aufnahmezeitpunkte an sieben temporären Versuchsstandorten. Der Versuchsstandort Schrobhausen konnte an dieser Stelle nicht mit in die Untersuchung einbezogen werden.

Tabelle 24: Wuchsleistung (Laufender Volumenzuwachs im Alter 70) von Kiefer und Fichte in den Rein- und Mischbeständen von sieben der temporären Versuchsstandorten. Die Zuwachswerte im Alter 70 wurden auf Basis einfacher linearer Ausgleichsfunktionen hergeleitet (s. hierzu Abbildung 38)

Versuch	Laufender Volumenzuwachs Kiefer im Alter 70					Laufender Volumenzuwachs Fichte im Alter 70					
	Kie _{misch} (skal.)	Kie _{rein}	Kie _{Mittel}	Rang	Abweich. v. Rang 1	Fi _{misch} (skal.)	Fi _{rein}	Fi _{Mittel}	Rang	Abweich. v. Rang 1	
	m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹					m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹					
Bodenwöhr	BOD	12,5	11,3	11,9	6	-41,9%	16,1	15,8	15,9	7	-37,7%
Allersberg	ALB	10,7	11,3	11,0	7	-44,8%	15,9	16,9	16,4	5	-36,2%
Selb	SEL	13,7	14,3	14,0	5	-35,2%	18,1	18,5	18,3	4	-29,9%
Weiden	WEI	18,1	21,6	19,8	2	-16,1%	23,7	20,3	22,0	2	-18,0%
Alzenau	ALZ	15,2	13,7	14,4	3	-33,6%	19,1	20,7	19,9	3	-24,8%
Geisenfeld	GEI	24,5	25,0	24,8	1	0,0%	28,3	26,7	27,5	1	0,0%
Unterlüß	ULÜ	11,4	16,6	14,0	4	-34,9%	15,8	16,3	16,1	6	-37,2%

Auf Grundlage der Leistungsdaten (Oberhöhe und laufender Volumenzuwachs) für das Alter 70 und der Bodenanalysen konnte nachgewiesen werden, dass sowohl die Oberhöhe als auch der laufende Volumenzuwachs der Bestände maßgeblich von Standortparametern determiniert werden. Nach systematischer Variablenauswahl konnte für die Oberhöhe des Versuchs i folgendes statistisches Erklärungsmodell (multiples lineares gemischtes Regressionsmodell) formuliert werden:

$$Oberhöhe_{70_i} = a + b * CN_{>10_i} + c * P_{Citro_i} + d * Al_i + e * K_i + g * Tage_{vegZeit_i} + \epsilon_i \quad \text{Formel 7}$$

Demnach wird die Oberhöhe im Alter 70 vom CN-Verhältnis der organischen Auflage und der obersten 10 cm des Mineralbodens ($CN_{>10}$) sowie von den austauschbaren Bodenvorräten an Aluminium (Al), Kalium (K), citronensäurelöslichem Phosphor (P_{Citro}) sowie der Länge der Vegetationszeit ($Tage_{vegZeit}$) bestimmt. Die Regressionskoeffizienten der Variablen (Parameter) sind in Tabelle 25 angegeben. Da alle Variablen vor der Modellanpassung über die Standardabweichung und den Mittelwert normiert (standardisiert) wurden, kann der Einfluss der unabhängigen Variablen auf die abhängige Variable Oberhöhe im Alter 70 unmittelbar aus der Spalte *Koeffizient* abgelesen werden. Daraus geht zum Beispiel hervor, dass ein weites, also ungünstiges CN-Verhältnis den größten Einfluss auf die Oberhöhe hat. Die anderen Variablen haben hingegen einen geringeren und annähernd gleichen Einfluss. Unabhängig von den in Abbildung 37 auf Versuchsebene erkennbaren baumartenweisen Unterschieden in der Oberhöhe erbrachte die Berücksichtigung der Variable *Baumart* im Modell keinen signifikanten Erklärungsbeitrag. Dies kann als Indiz dafür gewertet werden, dass auf dem untersuchten Standortspektrum keine nennenswerten systematischen bodenbürtigen Abweichungen in der Höhenwuchsleistung zwischen den Baumarten Kiefer und Fichte zu erwarten sind.

Tabelle 25: Parameterschätzung und Signifikanzbeurteilung (***) $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, * $p < 0,1$) des multiplen linearen Modells nach Formel 7 zum Zusammenhang zwischen Oberhöhe im Alter 70 und Boden- und Klimavariablen.

Variable	Parameter	Koeffizient	Standardfehler	t-Wert	p-Wert	Signifikanz
y-Achsenabschnitt	<i>a</i>	0,000	0,098	0,000	1,000	
CN _{>10}	<i>b</i>	-0,747	0,106	-7,033	0,000	***
P _{citro}	<i>c</i>	0,407	0,185	2,203	0,043	*
Al	<i>d</i>	-0,396	0,217	-1,828	0,086	*
K	<i>e</i>	0,347	0,151	2,296	0,036	*
Tage _{VegZeit}	<i>g</i>	0,391	0,220	1,779	0,094	*

Für den laufenden Volumenzuwachs wurde nachstehendes Modell formuliert:

$$lfd.Volumenzuwachs_{70_i} = a + b * Baumart + c * CN_{>10_i} + d * Al_i + e * K_i + g * Mg_i + \epsilon_i \quad \text{Formel 8}$$

Nach dem multiplen linearen Regressionsmodell in Formel 8 und den Parameterschätzungen (Koeffizienten) in Tabelle 26 wird der laufende jährliche Volumenzuwachs der Versuche im Wesentlichen von der *Baumart* selbst sowie dem CN-Verhältnis in der Auflage und den obersten 10 cm des Mineralbodens (CN_{>10}) bestimmt. Ein weites CN-Verhältnis und ein hoher Aluminiumvorrat (Al) im Boden wirken wachstumsmindernd. Hohe austauschbare Kalium- (K) und Magnesiumvorräte (Mg) wirken hingegen wachstumsfördernd. Das Modell verdeutlicht zudem, dass die Baumart Fichte selbst auf dem vergleichsweise schwachen Standortspektrum versuchsübergreifend im Alter 70 ein höheres Volumenwachstum zeigt als die Baumart Kiefer (s. a. Abbildung 39).

Tabelle 26: Parameterschätzung und Signifikanzbeurteilung (***) $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, * $p < 0,1$) des multiplen linearen Modells nach Formel 8 zum Zusammenhang zwischen laufendem Volumenzuwachs im Alter 70 und Bodenvariablen.

Variable	Parameter	Koeffizient	Standardfehler	t-Wert	p-Wert	Signifikanz
y-Achsenabschnitt	<i>a</i>	-0,348	0,115	-3,029	0,0080	**
Baumart (Fichte 1, Kiefer 0)	<i>b</i>	0,696	0,165	4,211	0,0007	***
CN _{>10}	<i>c</i>	-0,546	0,099	-5,486	0,0000	***
Al	<i>d</i>	-0,318	0,141	-2,258	0,0383	*
K	<i>e</i>	0,369	0,167	2,209	0,0421	*
Mg	<i>g</i>	0,214	0,134	1,601	0,1290	

In Abbildung 39 ist exemplarisch die Wirkung des *CN-Verhältnisses* auf die Oberhöhe und den Volumenzuwachs im Alter 70 dargestellt. Niedrige CN-Verhältnisse sind im Allgemeinen ein Indikator für eine höhere Stickstoffverfügbarkeit (Mineralisation) sowie höhere Abbauraten der Blatt- und Nadelstreu und damit einer Abnahme der kohlenstoffhaltigen Bodenbestandteile. Die Mineralisations- und Abbauraten sind eng mit den örtlichen Klimabedingungen und dem chemischen Zustand der Auflage- und Oberbodenhorizonte verknüpft, insbesondere mit dem pH-Wert. Abnehmende CN-Verhältnisse gehen häufig mit steigendem pH-Werten einher. Der durch abnehmende CN-Verhältnisse zum Ausdruck kommende günstigere Oberbodenzustand (Auflage und Mineralboden bis 10 cm Tiefe) spiegelt sich nach Abbildung 39a auch unmittelbar waldwachstumskundlich wider. Zusammen mit anderen Standortvariablen führt ein vergleichs-

weise niedriges CN-Verhältnis von 23 am Standort *Geisenfeld* zu einer berechneten Oberhöhe von über 30 m. Weite CN-Verhältnisse von 32, wie zum Beispiel am niedersächsischen Versuchsstandort *Unterlüß*, bedingen hingegen Oberhöhen von nur 25 m. Eine analoge Wirkung des CN-Verhältnisses zeigt sich auch im Hinblick auf den Volumenzuwachs im Alter 70 (Abbildung 39b), wengleich das Modell aus Formel 8 vornehmlich auch die unterschiedlichen baumartenspezifischen Zuwachsleistungen von Fichte und Kiefer berücksichtigt und zum Ausdruck bringt.

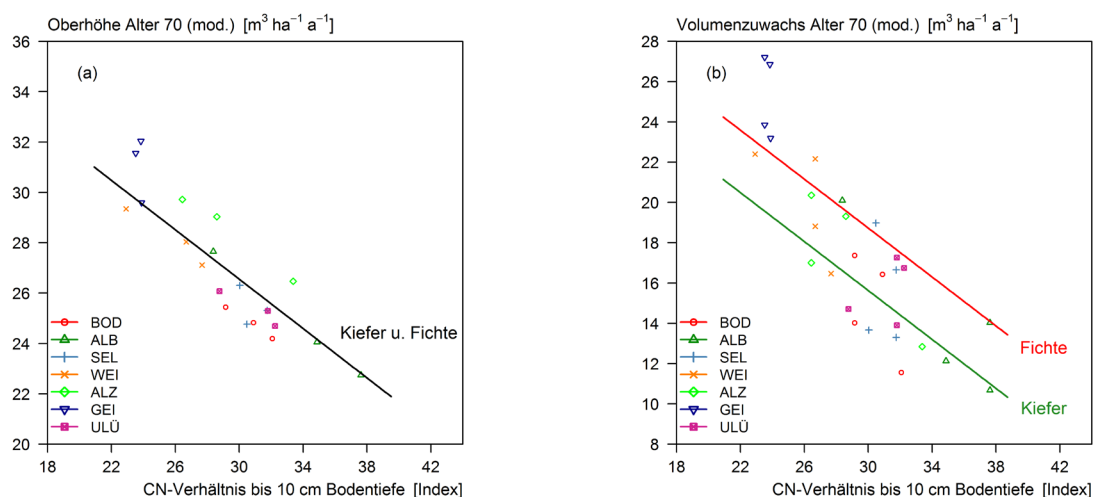


Abbildung 39: Exemplarische Darstellung der Wirkung der Bodenvariable *CN-Verhältnis* ($CN_{>10}$) auf (a) die Oberhöhe und (b) den laufenden periodischen Volumenzuwachs im Alter 70. Die anderen Standortvariablen des Modells wie P_{Citro} , Al , K , Mg und $Tage_{VegZeit}$ aus den Modellen in Formel 6 und Formel 7 sind zu Darstellungszwecken durch Einsetzen der jeweiligen Mittelwerte konstant gehalten.

Ungeachtet der in Abbildung 39 erkennbaren Abweichungen einzelner Datenpunkte von der Funktionsgeraden besitzen sowohl das Modell für die Oberhöhe als auch das Modell für den laufenden Zuwachs im Alter 70 eine vergleichsweise hohe Erklärungskraft. In nachfolgender Abbildung 40 sind die beobachteten Werte der Grundflächenzuwächse aus Abbildung 37 und Volumenzuwächse aus Abbildung 38 den korrespondierenden Vorhersagewerten der Modelle aus Formel 6 und Formel 7 gegenübergestellt. Die Streuung der Werte um die Winkelhalbierende in Abbildung 40a und b verdeutlicht, dass die verwendeten Umweltvariablen den laufenden Volumenzuwachs im Alter 70 besser erklären können als die Oberhöhe.

Der insgesamt vergleichsweise enge statistische Zusammenhang von Standortvariablen und ertragskundlichen Parametern dürfte unter anderem darauf zurückzuführen sein, dass neben den bodenkundlichen Daten sowohl das Bestandesalter als auch die Oberhöhe und der Zuwachs auf Basis der angewendeten waldwachstumskundlichen Methoden in der vorliegenden Untersuchung relativ genau ermittelt werden konnten (u. a. Probebaumfällung). Darüber hinaus wirkt auf dem vergleichsweise armen Standortspektrum offenbar jede Verbesserung in der Nährstoffausstattung und im Bodenchemismus unmittelbar wachstumsförderlich. Aufgrund der insgesamt guten Vorhersagegenauigkeit und guten Differenzierung der Standorte werden die hier modellierten Zuwachswerte für das Alter 70 in Kapitel 4.2.1 auf Seite 137 anstelle der ansonsten gebräuchlichen Höhenbonität im Alter 100 als Weiser der Standortproduktivität verwendet.

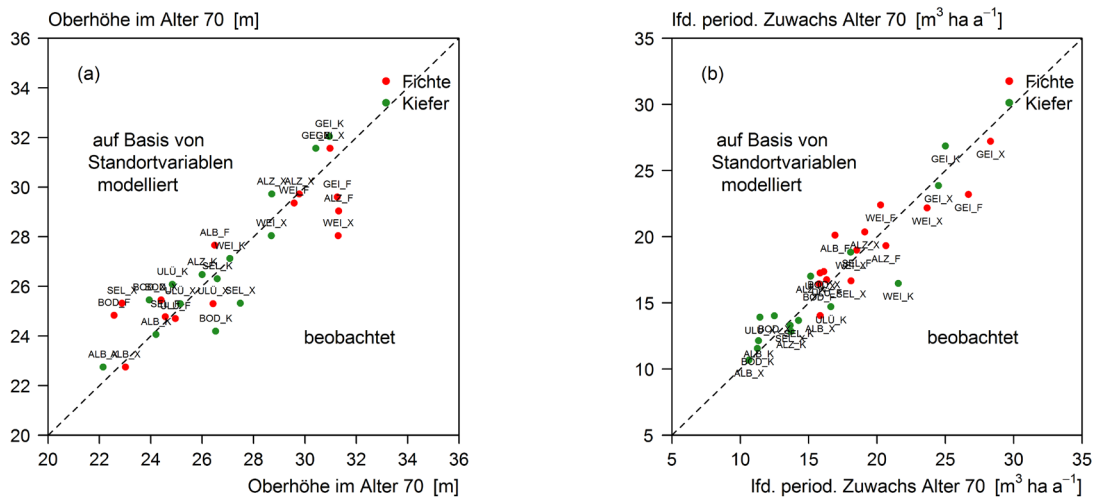


Abbildung 40: Gegenüberstellung der beobachteten und modellierten Werte von (a) Oberhöhe im Alter 70 und (b) laufendem jährlichen Volumenzuwachs im Alter 70. Die Punkte sind nach Versuchstandort und -parzelle beschriftet (F=Fichte rein, K=Kiefer rein, X=Mischbestand). Die modellierten Oberhöhen wurden nach Formel 7 und den Koeffizienten in Tabelle 25 berechnet, die des laufenden jährlichen Volumenzuwachses nach Formel 8 und den Koeffizienten in Tabelle 26

In den vorangegangenen Abschnitten wurde die standörtliche Leistungsfähigkeit der Versuchspartellen sowohl standortweise als auch über alle Standorte hinweg verglichen. Mit Blick auf die Repräsentativität der Untersuchung wird nun das Oberhöhenwachstum sowie die Grundflächen- und Volumenproduktion der temporären Versuchsflächen mit Daten der permanenten Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald (BAYSF 2015) und Bodeninformationen des bayerischen Standortinformationssystems BaSIS (LWF 2016a) verglichen. Dieser Vergleich erfolgt unter der Annahme, dass die Inventurpunkte das standörtliche Leistungsspektrum Bayerns hinreichend genau abbilden. Die räumliche Verteilung der zugrunde liegenden Inventurpunkte kann Abbildung 8 auf Seite 58 entnommen werden. Grundsätzlich decken die Inventurpunkte große Teile der Waldfläche Bayerns ab. Gleichwohl liegt der Schwerpunkt der Kieferninventurpunkte wuchsräumlich in der Mitte und im Norden Bayerns. Die Fichtenpunkte sind hingegen nahezu über ganz Bayern verteilt, bilden allerdings Schwerpunkte in den Mittel- und Hochgebirgslagen. Um sowohl diesem standörtlichen Ungleichgewicht als auch den damit verbundenen standörtlichen Verzerrungen in Teilen zu begegnen, wurden Inventurpunkte in einer Höhenlage von über 1.000 m ü. NN von der Auswertung ausgeschlossen.

In Abbildung 41 sind die Baumhöhen von 109 Tsd. Höhenmessbäumen der Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald dargestellt. Diese wurden mit Hilfe einer nicht-linearen Quantilenregression auf Grundlage einer CHAPMAN-RICHARDS-Wachstumsfunktion ausgeglichen. Die Höhenmessbäume entstammen artreinen und gemischten Inventurpunkten. Zum Vergleich mit den Höhenmessbäumen der Stichprobeninventur finden sich in Abbildung 41 auch die baumarten- und parzellenweisen Oberhöhenentwicklungen der temporären Versuchsflächen. Bei der Baumart Fichte zeigt sich, dass die Triplets im bayernweiten Vergleich eher das untere Leistungsspektrum repräsentieren. Hiervon ausgenommen sind die Versuchsstandorte *Geisenfeld*, *Weiden* und *Alzenau*. Betrachtet man die damit abgedeckte Bandbreite des altersabhängigen Höhenwachstums, kann man festhalten, dass die temporären Versuchsflächen insgesamt doch einen zentralen Leistungsbereich des bayerischen Fichtenwachstums abbilden. Diese Feststellung gilt ebenso für die Baumart Kiefer, wenngleich das Leistungsspektrum der temporären Versuchsflächen hier homogener ausfällt und tendenziell eher durchschnittliche bis überdurchschnittliche Verhältnisse des Kiefernwachstums in Bayern abbildet.

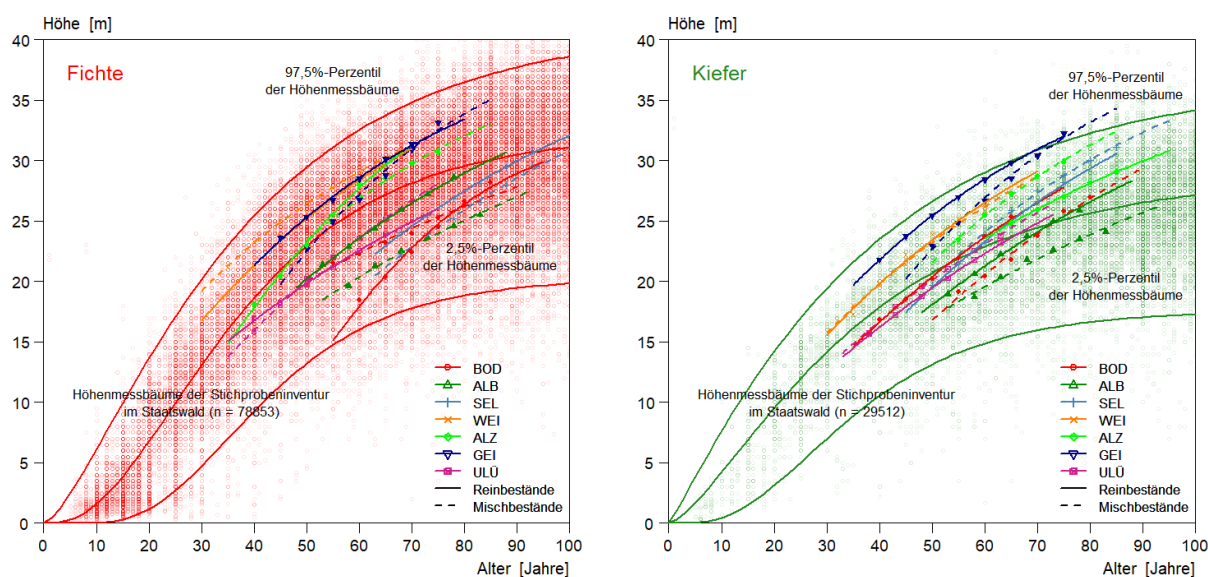


Abbildung 41: Baumartenweiser Vergleich des Zusammenhangs zwischen Alter und Höhe. Datengrundlage bilden fast 109 Tsd. Höhenmessbäume der permanenten Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald (BAYSF 2015) sowie die Bestandesoberhöhen der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen. Die Daten der Höhenmessbäume stammen aus Kiefern- und Fichten-Rein- und Mischbeständen außerhalb des Hochgebirges (< 1000 m ü. NN) und wurden mit Hilfe einer nicht-linearen Quantilen-Regression auf Grundlage einer Chapman-Richards-Wachstumsfunktion ausgeglichen. In der Grafik sind das obere Wachstumsniveau als 97,5 %-Perzentil angegeben, das untere als 2,5 %-Perzentil und das mittlere als 50 %-Perzentil.

Aus Abbildung 41 entsteht der Eindruck, dass die Fichte der Kiefer spätestens ab einem mittleren Bestandesalter von etwa 35 Jahren in der Höhenwuchsleistung deutlich überlegen ist. Um dies zu überprüfen, wurde an 2.750 artgemischten Inventurpunkten die Höhenrelation von Fichte und Kiefer ermittelt. Hierzu wurden artgemischte Inventurpunkte ausgewählt, an denen Kiefern und Fichten in etwa gleichem Alter und in gleichen Grundflächenanteilen vorkommen. Die strikten Selektionskriterien verringerten das Datenkollektiv drastisch. Sie erhöhten aber die Datenqualität, indem sie die erforderliche Alters- und Standorthomogenität der Vergleichskollektive sicherstellten. Auf diese Weise bestätigt sich, dass die Baumart Fichte im Allgemeinen etwa 5 % höher ist als die Kiefer (s. Abbildung 42a). Die zunächst erwartete altersabhängige Verschiebung dieser Höhenrelation konnte nicht nachgewiesen werden. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass die für eine solche Auswertung erforderlichen Jungbestände (< 40 Jahre) in Relation zu den Altbeständen unterrepräsentiert sind.

Deutlich wird hingegen die Beeinflussung der Höhenrelation durch die bodenbürtigen Standorteigenschaften. In Abbildung 42b ist beispielsweise zu erkennen, dass mit zunehmender Basenausstattung der Böden (hier Tiefenverlauf der Basensättigung nach KÖLLING et al. 1996) auch ein Höhenvorsprung der Fichte in Altbeständen einhergeht. Die Abweichung des Basenverlaufstyps 5 *sehr basenarm* von diesem allgemeinen Trend ist vermutlich auf die Datenverteilung zurückzuführen. Der räumliche Schwerpunkt dieses Basenverlaufstyps liegt in niederschlagsreichen, für das Fichtenwachstum günstigeren Mittelgebirgslagen.

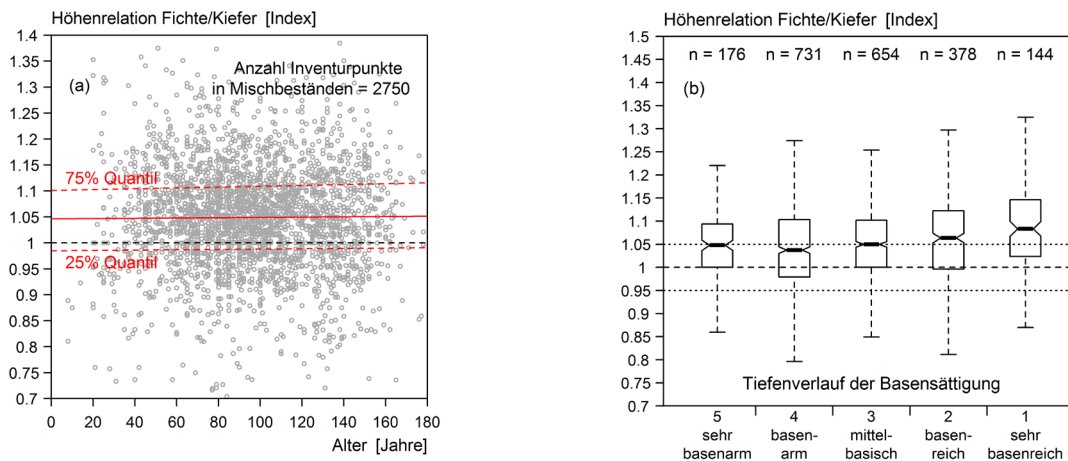


Abbildung 42: Höhenrelation von Fichte und Kiefer in gemeinsamer Mischung abgeleitet aus Höhenmessungen von Einzelbäumen an Inventurpunkten der permanenten Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald (BAYSF 2015). (a) Analyse der Altersabhängigkeit der Höhenrelation ($n = 2.750$) auf Basis einer linearen Quantilen-Regression (rote Linien); (b) Analyse der Standortabhängigkeit der Höhenrelation in Altbeständen älter als 70 Jahre ($n = 2.083$) auf Basis des Tiefenverlaufs der Basensättigung nach KÖLLING et al. (1996) bis zur Tiefe von 150 cm (Datenquelle: Bayerisches Standortinformationssystem BaSIS, (LWF 2016a)).

Da die Basenausstattung maßgeblich an Texturmerkmale wie die Korngrößenzusammensetzung geknüpft ist, verändert sich die Höhenrelation von Fichte und Kiefer auch mit dem Sand-, Ton- und Schluffanteil im Boden. Um diesen Zusammenhang näher zu beleuchten, sind in Abbildung 43 die vier Quantilgruppen der Höhenrelation aus Abbildung 42a nach deren Bodeneigenschaften aufgliedert. Die Quantilgruppen repräsentieren folgende Höhenrelationen: *Fichte mehr als 10 % höher* (> 75 %-Quantil), *5-10 % höher* (> 50 %-Quantil), *bis zu 5 % höher* (> 25 %-Quantil) und *nicht höher als Kiefer* (< 25 %-Quantil). Es wird deutlich, dass die Fichte bei einem Sandanteil von etwa 60 % und entsprechend niedrigen Ton- und Schluffanteilen allenfalls die Höhe der Kiefer erreicht, diese aber nicht mehr überwachsen kann.

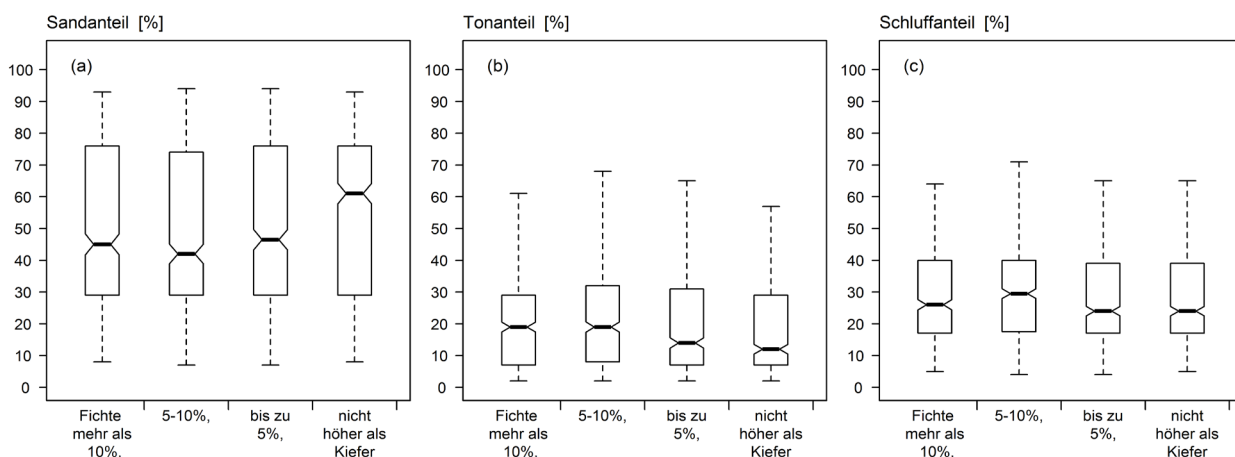


Abbildung 43: Bodentextur in Form von (a) Sand-, (b) Ton- und (c) Schluffanteil in den unterschiedlichen Klassen der Höhenrelation von Fichte und Kiefer in Mischung. Datengrundlage bilden Höhenmessungen an Einzelbäumen an 2.101 Inventurpunkten der permanenten Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald (Alter > 70 Jahre) (BAYSF 2015) und den daraus abgeleiteten Quantilgruppen der Abbildung 42a. Texturparameter der Stichprobenpunkte wurden dem digitalen Bayerischen Standortinformationssystem BaSIS entnommen (LWF 2016a).

Die temporären Versuchsflächen (Triplets) der vorliegenden Arbeit befinden sich überwiegend in Bereichen geringer Basenausstattung (*Basenverlaufstypen 4(5)*) und hoher Sandanteile von weit über 60 % (s. hierzu auch Kapitel 4.1.2 ab Seite 92). Vor diesem Hintergrund erscheint es plausibel, dass auf den Versuchsflächen die Höhenkonkurrenz zwischen Kiefer und der ansonsten konkurrenzstärkeren Fichte bis zum Alter von 65 bis 70 Jahren weitgehend ausgeglichen ist. Die in Abbildung 37 und Tabelle 23 dargestellten Oberhöhen im Alter 70 zeigen in den Mischbeständen der temporären Versuchsstandorte eine allgemeine Höhenrelation von Fichte zu Kiefer von 1,04 (ohne Ausreißer *Selb* 0,83). Das Kollektiv der herrschenden Fichten ist auf dem untersuchten Standortspektrum *mäßig frischer, schwach lehmig-toniger Sande* durchschnittlich nur 4,3 % höher als das korrespondierende Kiefernkollektiv.

Vergleicht man auf den Triplets hingegen nicht den Durchschnitt des Oberhöhenkollektives sondern nur die 156 herrschenden und mitherrschenden Triebblängenmessbäume (*Höhenmessbäume*), so ergeben sich in den Altern von 25, 45 und 65 Jahren folgende Höhenrelationen zwischen Fichte und Kiefer: 0,86, 0,96 und 0,99 (ohne Abbildung). Bei den herrschenden Fällungs- und Triebblängenmessbäumen bleibt die Fichte auf den Triplets sogar bis zum Alter von 65 Jahren hinter der Höhenwuchsleistung der Kiefer zurück. Als herrschende oder mitherrschende Bäume wurden dabei solche Bäume klassifiziert, die mindestens 80 % der maximalen Bestandeshöhe erreicht hatten. Abweichend von der im vorangegangenen Abschnitt vorgestellten Analyse der Oberhöhe im Alter 70 (s. Abbildung 37) wurde für diese Auswertung das Maximalalter von 65 Jahren gewählt, da dieses Alter durch fast alle Versuchsbestände abgedeckt wird. Die Anzahl an herrschenden Fällungsbäumen je Versuchsparzelle ist mit durchschnittlich 5,6 Bäumen weitgehend gleichverteilt und unverzerrt.

Neben der Bestandeshöhe ist auch die Bestandesdichte im hohen Maße von den standörtlichen Rahmenbedingungen abhängig. In Abbildung 44 ist für rund 54 Tsd. Inventurpunkte der permanenten Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald das Verhältnis von Alter und Bestandesgrundfläche nach den Bestandestypen Kiefern- und Fichten-Reinbestände sowie Kiefern-Fichten-Mischbeständen dargestellt. Ebenfalls abgebildet sind die korrespondierenden Werte der temporären Versuchsflächen (Triplets) der vorliegenden Untersuchung. Wie auf Seite 128 erläutert, repräsentieren die zugrundeliegenden Inventurdaten grundsätzlich das gesamte Standortspektrum Bayerns. Allerdings weichen die Verbreitungsschwerpunkte von Kiefer und Fichte räumlich nicht unerheblich voneinander ab (s. hierzu u. a. Abbildung 8 auf Seite 58). Um auch in dieser Auswertung den dominanten Verbreitungsschwerpunkt der Baumart Fichte in den Mittel- und Hochgebirgslagen aus dem Datenkollektiv auszuschließen, wurden auch hier Inventurpunkte über 1.000 m ü. NN nicht in die Auswertung einbezogen. Neben den Besonderheiten in der geografischen Verbreitung fällt in Abbildung 44 auf, dass die baumarten- und bestandesspezifischen Vergleichskollektive offensichtlich unterschiedliche Altersschwerpunkte abbilden. Das in den Inventurdaten enthaltene Durchschnittsalter der Kiefer-Reinbestände beträgt in etwa 100 Jahre, das der Fichten-Reinbestände hingegen nur 75 Jahre. Die korrespondierenden Grundflächen betragen rund 27 m² ha⁻¹ in den Kiefern-Reinbeständen und rund 34 m² ha⁻¹ in den Fichten-Reinbeständen und in den Mischbeständen.

Die abweichenden Grundflächen der unterschiedlichen Bestandestypen beruhen auf mehreren Ursachen. Hierzu zählen baumartenspezifische ontogenetische Effekte sowie Alters-, Standort- und Durchforstungseffekte. Diese Effekte können in der Regel nur schwer differenziert werden. Gerade die schwarz gestrichelten Mittelwertkurven (50 %-Perzentil) in Abbildung 44 dürften im hohen Maße von Durchforstungseffekten beeinflusst sein. Da es sich bei den Inventurpunkten überwiegend um regulär bewirtschaftete Staatswaldflächen handelt, dürften diese Kurven damit eher mittlere Grundflächenhaltungen bei praxisüblichen

waldbaulichen Behandlungs- und Erschließungsverfahren und durchschnittlichen Standortbedingungen repräsentieren. Anders verhält es sich voraussichtlich bei der oberen 97,5 %-Perzentilkurve. Unter der Annahme, dass in den Inventurdaten auch wenig bis gar nicht durchforstete Bestände oder Bestandesteile enthalten sind, dürften die Inventurpunkte des 97,5 %-Perzentils eher die auf besseren Standorten und bei geringer forstlicher Eingriffsintensität möglichen oberen Grundflächenhaltungen repräsentieren.

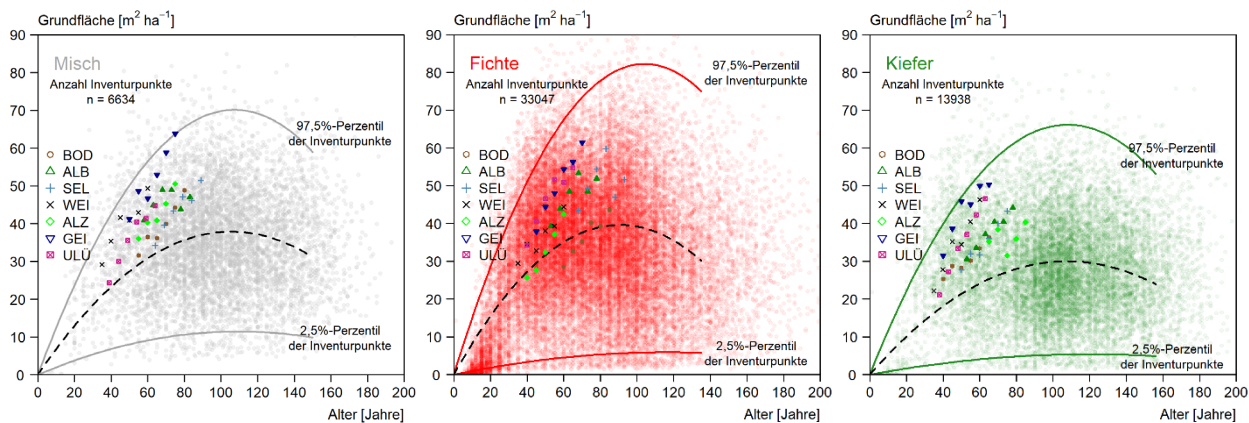


Abbildung 44: Vergleich des Zusammenhangs zwischen Alter und Grundfläche nach Bestandestypen. Datengrundlage bilden insgesamt rund 54 Tsd. Inventurpunkte der permanenten Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald (BAYSF 2015) sowie die temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen (Triplets). Es wurden nur Inventurpunkte außerhalb des Hochgebirges (< 1000 m ü. NN) berücksichtigt. Reinbestände mussten mindestens einen Grundflächenanteil von 90 % der Fokusbaumarten Fichte und Kiefer aufweisen, Mischbestände jeweils zwischen 30 % und 70 % der beiden Arten. Die Daten der Stichprobeninventur wurden mit Hilfe einer Quantilen-Regression auf Grundlage einer quadratischen Funktion ausgeglichen. In den Grafiken ist das obere Wachstumsniveau als 97,5 %-Perzentil angegeben, das untere als 2,5 %-Perzentil und das mittlere als 50 %-Perzentil.

Vergleicht man in Abbildung 44 die baumarten- und bestandesspezifische Entwicklung der Grundflächen der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte mit dem 97,5 %-Perzentil der BaySF-Inventurdaten, fällt Folgendes auf: Die Kiefern-Reinbestände der Triplets weisen bei einem Durchschnittsalter von 57,6 Jahren über alle rekonstruierten Aufnahmezeitpunkte hinweg mit $36,0 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ rund 70 % des obersten rechnerischen Grundflächenspektrums der Inventurpunkte auf. Bei den Mischbeständen sind dies bei einem Durchschnittsalter von 63 Jahren etwa 74 %. Die untersuchten Fichten-Reinbestände reichen hingegen mit 64 % nicht so nah an das obere Grundflächenniveau der Inventurpunkte heran. Sie zeigen aber dennoch deutlich überdurchschnittliche Grundflächenwerte. Damit bestätigt sich zum einen die Standort-Leistungsbewertung der temporären Versuchsflächen auf Grundlage der Höhenentwicklung in Abbildung 41 sowie zum anderen die Einschätzung der Bestandesbehandlung vor der Flächenanlage und der daraus resultierenden Bestandesdichten.

Gestützt werden diese Befunde zur standörtlichen Leistungsfähigkeit und Repräsentativität zudem durch die Ergebnisse der baumarten- und bestandesspezifischen Dichte-Zuwachsbeziehung in Abbildung 45. Auch bei dieser Betrachtung erreichen die Kiefern- und Mischbestandsparzellen der Triplets 68 % beziehungsweise 71 % des obersten Leistungsspektrums der Stichprobeninventur im Staatswald. Die Mischbestände leisten bei einer durchschnittlichen Grundfläche von $43,0 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ über alle rekonstruierten Aufnahmezeitpunkte etwa $16,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, die Kiefern-Reinbestände bei $36,0 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ entsprechend $14,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Selbst die Versuchsflächen in den Fichten-Reinbeständen leisten auf dem vergleichsweise armen Standortspektrum rund 58 % der obersten bayerischen Zuwachswerte von $30,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bei einer durchschnittlichen Grundfläche von $43,3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ erreichen die Versuchsflächen immerhin $17,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

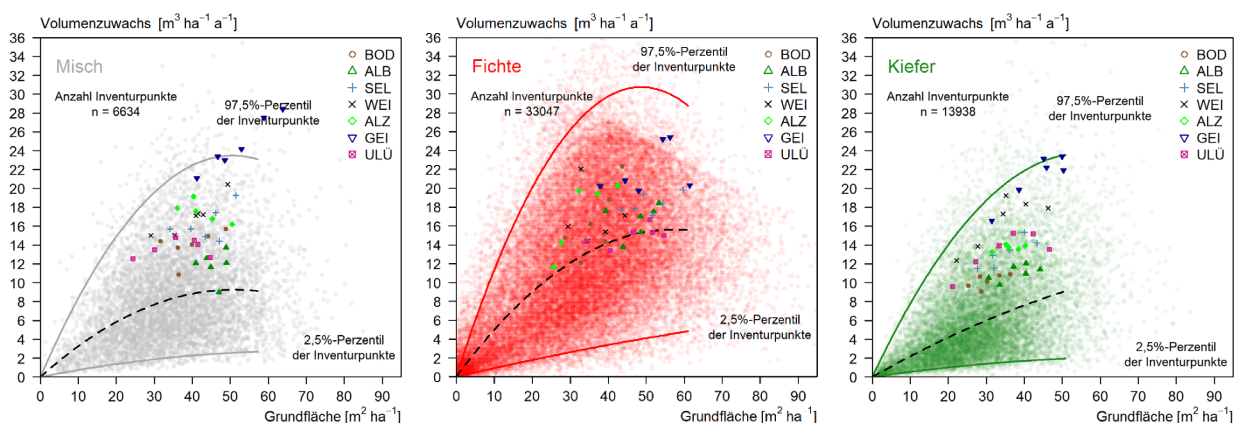


Abbildung 45: Vergleich des Zusammenhangs zwischen Grundfläche und Volumenzuwachs (Dichte-Zuwachsbeziehung) nach Bestandstypen. Datengrundlage bilden insgesamt rund 54.000 Inventurpunkte der permanenten Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald (BAYSF 2015) sowie die temporären waldwachstumkundlichen Versuchsflächen (Tripletts) der vorliegenden Untersuchung. Es wurden nur Inventurpunkte außerhalb des Hochgebirges (< 1000 m ü. NN) berücksichtigt. Reinbestände mussten mindestens einen Grundflächenanteil von 90 % der Fokusbaumarten Fichte und Kiefer aufweisen, Mischbestände jeweils zwischen 30 % und 70 % der beiden Arten. Die Daten der Stichprobeninventur wurden mit Hilfe einer Quantilen-Regression auf Grundlage einer quadratischen Funktion ausgeglichen. In den Grafiken ist das obere Wachstumsniveau als 97,5 %-Perzentil angegeben, das untere als 2,5 %-Perzentil und das mittlere als 50 %-Perzentil.

4.2 Vergleich des Wachstums von Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand (Tripletts)

4.2.1 Bestandesproduktivität in Rein- und Mischbestand

In den nachfolgenden Kapiteln wird die Bestandesproduktivität von Kiefer und Fichte baumartenweise zwischen Rein- und Mischbestand verglichen. Hierzu werden je Versuchsstandort die sechs rekonstruierten Aufnahmezeitpunkte des insgesamt maximal 30-jährigen Beobachtungszeitraums gegenübergestellt. Verglichen werden die nach der in Kapitel 3.1.7 vorgestellten Methodik berechneten Beobachtungs- und Erwartungswerte der verschiedenen ertragskundlichen Kennwerte. Um den Produktivitätsbeitrag der beiden Baumarten Kiefer und Fichte einzeln einschätzen zu können, erfolgt der Vergleich sowohl baumartenweise als auch summarisch für den ganzen Mischbestand. Die statistische Beurteilung erfolgt mit Hilfe einfacher linearer gemischter Modelle (*LME*) und ist für alle in der vorliegenden Untersuchung verwendeten ertragskundlichen Kennwerte in Tabelle 27 wiedergegeben (zur Methodik der statistischen Analyse siehe auch Kapitel 3.1.7).

Grundflächenzuwachs des Bestandes

Auf Basis des vorgestellten Verfahrens lässt sich für die temporären Kiefern-Fichten-Versuchsflächen in der abgedeckten Alterspanne von 35 bis 85 Jahren ein signifikanter Unterschied des Grundflächenzuwachses (*ig*) von Rein- und Mischbeständen nachweisen. Gegenüber dem auf Basis der benachbarten Reinbestände berechneten Erwartungswert von $1,09 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ leisten Kiefer und Fichte im Mischbestand zusammen tatsächlich $1,17 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abbildung 46a und Tabelle 27). Dies entspricht einer statistisch signifikanten Mehrleistung (*overyielding*) von 8 % ($p = 0,02$). Diese Mehrleistung wird dabei mit 22 % ($p = 0,00$) ausschließlich von der Baumart Fichte getragen (Abbildung 46b und Tabelle 27). Die Kiefer büßt hingegen in Mischung mit der Fichte sogar an Grundflächenzuwachs ein (- 7 %, $p = 0,04$, Abbildung 46c und Tabelle 27). Dies dürfte auf die in der beobachteten Altersphase bereits verstärkte Konkurrenz durch die Baumart

Fichte zurückzuführen sein (s. hierzu auch Kapitel 4.2.3 *Einzelbaummorphologie* und 4.2.4 *Einzelbaumzuwachs*).

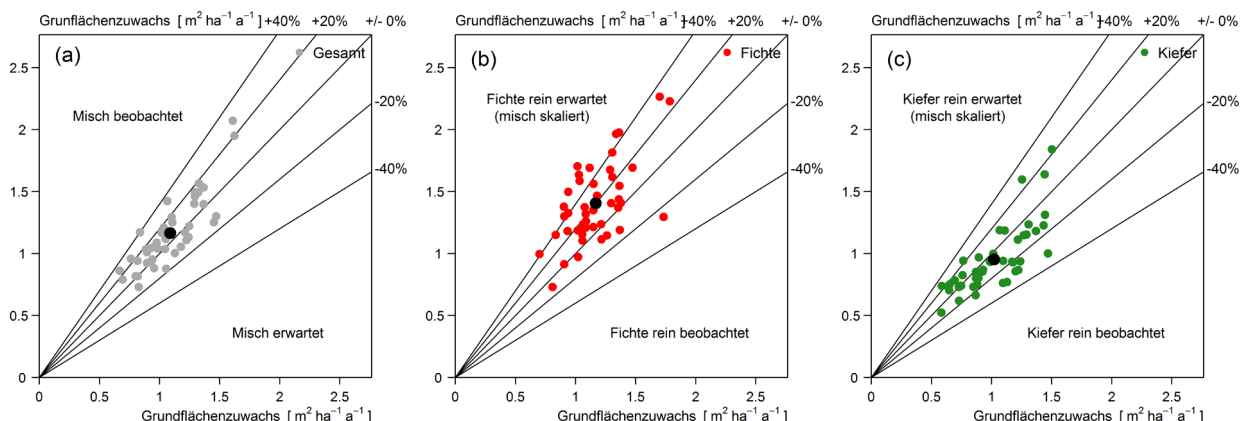


Abbildung 46: Beobachtungs- und Erwartungswerte des laufenden periodischen Grundflächenzuwachses (*ig*). Jeder Punkt in der Abbildung repräsentiert einen der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte mit jeweils sechs rekonstruierten Aufnahmezeitpunkten innerhalb des maximal dreißigjährigen Rekonstruktionszeitraums (zur Methodik der Bestandesrekonstruktion siehe Kapitel 3.1.4, Seite 73 ff.). (a) Vergleich des beobachteten Wachstums im Mischbestand mit dem auf Basis der korrespondierenden Reinbestände erwarteten Wachstums. (b) und (c) Vergleich des beobachteten Wachstums in den Reinbeständen mit dem auf Basis des korrespondierenden Mischbestandes erwarteten Wachstums (zur Methodik siehe Kapitel 3.1.7, Seite 78 ff.). Abweichungen der Einzel- und Mittelwerte von der Winkelhalbierenden geben Hinweise auf ein von den Reinbeständen abweichendes Wachstum im Mischbestand.

Volumenzuwachs des Bestandes

Wie beim Grundflächenzuwachs (*ig*) zeigt sich auch beim laufenden periodischen Volumenzuwachs (*iv*) eine Mehrleistung (*overyielding*) der Mischbestände von 4,0 % (Abbildung 47a). Mit 7 % ist allerdings nur die Mehrleistung der Baumart Fichte schwach signifikant ($p = 0,07$, Tabelle 27 und Abbildung 47b). Für die Baumart Kiefer kann auf Basis der in Tabelle 27 und Abbildung 47c dargestellten Ergebnisse keine qualifizierte Aussage zu einer veränderten Volumenproduktion im Mischbestand getroffen werden. Bei einem durchschnittlichen jährlichen Zuwachs von $14,7 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ im Reinbestand weicht die auf Basis des Zuwachses im Mischbestand berechnete Produktivitätsrelation bei der Kiefer nur geringfügig vom Erwartungswert ab. Beide Baumarten erreichen damit im Mischbestand zusammen zwar eine gewisse Mehrleistung, diese ist aber geringer als die durchschnittlichen jährlichen Zuwächse der Fichten-Reinbestände. Damit kommt es in den untersuchten Mischbeständen zu keinem *transgressive overyielding*.

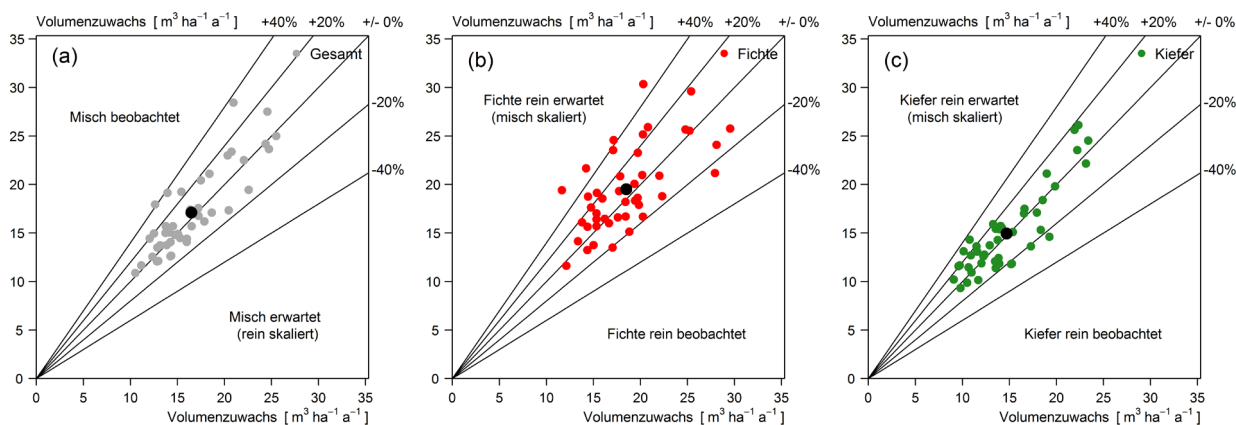


Abbildung 47: Beobachtungs- und Erwartungswerte des laufenden periodischen Volumenzuwachses (iv). Jeder Punkt in der Abbildung repräsentiert einen der acht temporären waldwachstumkundlichen Versuchsstandorte mit jeweils sechs rekonstruierten Aufnahmezeitpunkten innerhalb des maximal dreißigjährigen Rekonstruktionszeitraums (zur Methodik der Bestandesrekonstruktion siehe Kapitel 3.1.4, Seite 73 ff.). (a) Vergleich des beobachteten Wachstums im Mischbestand mit dem auf Basis der korrespondierenden Reinbestände erwarteten Wachstums. (b) und (c) Vergleich des beobachteten Wachstums in den Reinbeständen mit dem auf Basis des korrespondierenden Mischbestandes erwarteten Wachstums (zur Methodik siehe Kapitel 3.1.7, Seite 78 ff.). Abweichungen der Einzel- und Mittelwerte von der Winkelhalbierenden geben Hinweise auf ein von den Reinbeständen abweichendes Wachstum im Mischbestand.

Verhältnis des Bestandeszuwachses von Rein- und Mischbestand (Relative Produktivität)

In Abbildung 48 ist der Produktivitätsvergleich von Rein- und Mischbeständen in der alternativen Darstellungsform eines sogenannten *Kreuzdiagramms* wiedergegeben. Hierbei ist die Relation zwischen beobachtetem und laufendem Volumenzuwachs als relative Produktivität sowohl summarisch für den gesamten Mischbestand als auch baumartenweise für die Reinbestände wiedergegeben. Abweichend von Abbildung 47b/c wird in dieser Darstellungsform der Einzelbeitrag der beiden Baumarten zunächst nicht über den Mischungsanteil auf die Einheitsfläche von einem Hektar skaliert, sondern unmittelbar auf die korrespondierende absolute Reinbestandsproduktivität bezogen. In Abbildung 48b/c ist diese Produktivitätsrelation über dem Mischungsanteil der Baumart Kiefer abgetragen. Auf diese Weise zeigt sich, welche Produktivität je nach Mischungsanteil zu erwarten gewesen wäre. Weiterhin zeigt sich, ob sich die Produktivitätsrelation mit dem Mischungsanteil verschiebt.

Da die Beobachtungswerte eine weitgehend zufällige Verteilung zeigen, kann davon ausgegangen werden, dass der Mischungsanteil keinen Einfluss auf die baumartenweise Produktivitätsrelation zwischen Rein- und Mischbestand hat. In diesem Zusammenhang muss allerdings angemerkt werden, dass die zugrunde liegenden Waldbestände auswahlbedingt nur ein vergleichsweise enges Spektrum der Mischungsanteile von etwa 40 % bis 60 % repräsentieren. Es kann also nicht ausgeschlossen werden, dass sich die relative Produktivität jenseits der beobachteten Mischungsanteile abweichend verhält. Insgesamt bestätigt sich in Abbildung 48b/c das erwartete Bild einer höheren relativen Mischbestandsproduktivität bei der Baumart Fichte und einer weitestgehend unveränderten relativen Produktivität bei der Baumart Kiefer.

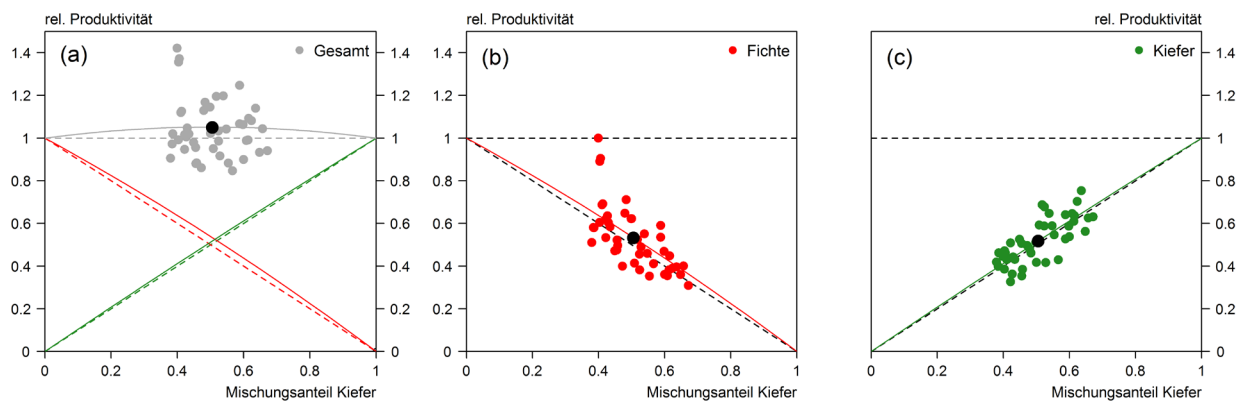


Abbildung 48: (a) Relative Produktivität der Mischbestände und (b) von Fichte und (c) Kiefer in Abhängigkeit vom Mischungsanteil der Baumart Kiefer im Mischbestand. Die relative Produktivität ist das Verhältnis des beobachteten laufenden periodischen Volumenzuwachses im Mischbestand und des auf Basis der korrespondierenden Reinbestände erwarteten Zuwachses (zur Methodik siehe Kapitel 3.1.7, Seite 78 ff.) sowie des beobachteten baumartenweisen laufenden periodischen Volumenzuwachses im Mischbestand und des beobachteten Zuwachses im korrespondierenden Reinbestand (b)/(c). Die gestrichelten schwarzen Linien stellen die Erwartungswerte dar. Weichen die Punkte oder farbigen Ausgleichskurven von diesen Linien ab, zeigt dies eine abweichende Produktivität der Baumarten in Rein- und Mischbeständen. Der funktionale Ausgleich (farbige Linien) der Punktwolken erfolgte auf Basis eines einfachen nichtlinearen Modells mit fixem Start- und Endpunkt.

Bei Abbildung 49 handelt es sich um eine der zentralen Grafiken der vorliegenden Arbeit. Aus dieser Abbildung geht hervor, dass das zuvor dargestellte Verhältnis des laufenden periodischen Volumenzuwachses von Rein- und Mischbeständen von der lokalen Standortgüte beeinflusst wird. Die Standortgüte wird hierbei über die in Kapitel 4.1.4 ab Seite 126 berechnete Standortproduktivität in Form des modellierten laufenden periodischen Volumenzuwachses der Baumart Fichte im Alter 70 abgebildet. Diese modellgestützte Herleitung der Standortproduktivität (Volumenzuwachs) beruht nicht wie in anderen Untersuchungen üblich auf ertragstafelbasierten Abschätzungen, sondern insbesondere auch auf nährstoffanalytischen Ergebnissen der Bodenbeprobung der temporären Versuchsflächen (Triplets) und umfasst hier die Bodenparameter CN-Verhältnis in der Auflage und in den obersten 10 cm des Mineralbodens ($CN_{>10}$) sowie die Bodenvorräte an austauschbarem Aluminium (Al), Kalium (K) und Magnesium (Mg).

Nach Abbildung 49b zeigt die Baumart Fichte in den untersuchten Mischbeständen insbesondere auf produktiveren Standorten signifikante Mehrzuwächse ($p = 0,023$). Dies ist zum Beispiel an den wuchskräftigeren Standorten *Geisenfeld (GEI)* und *Weiden (WEI)* der Fall. Am nährstoffärmeren Standort *Allersberg (ALB)* kann die Fichte offenbar weniger von einem Wachstum in Mischung profitieren. Dies gilt im geringeren Maße auch für die Standorte *Selb (SEL)* und *Bodenwöhr (BOD)*. Mit nachlassender Dominanz der Fichte profitiert an diesen Standorten im bemessenen Umfang auch die Baumart Kiefer von einem Wachstum in Mischung (Abbildung 49c). Eine statistische Absicherung dieser Tendenz bei der Baumart Kiefer war auf Grundlage des Datenmaterials jedoch nicht möglich ($p = 0,164$). Durch das artspezifische Zusammenwirken von Kiefer und Fichte verbleibt am Ende allerdings ein mit zunehmender Standortgüte ansteigender Mehrzuwachs in den Mischbeständen (s. Abbildung 49a). Diese Tendenz zeigte sich immerhin noch auf dem 10 %-Signifikanzniveau als statistisch nachweisbar ($p = 0,079$). Diese Befunde scheinen zunächst im Widerspruch zur Stressgradienten-Hypothese (*SGH*) zu stehen. Hierauf wird in der Diskussion auf Seite 201 eingegangen.

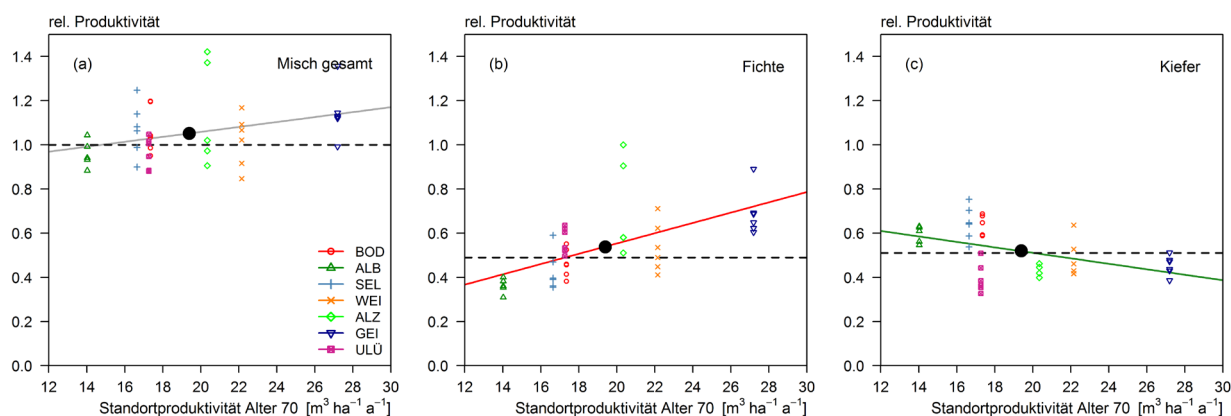


Abbildung 49: (a) Relative Produktivität der Mischbestände und (b) von Fichte und (c) Kiefer in Abhängigkeit von der Standortproduktivität (Standortgüte). Die Standortproduktivität wird hierbei durch den auf Basis der Baumart und der Bodenparameter $CN_{>10}$, Al , K und Mg modellierten laufenden Volumenzuwachs der Baumart Fichte im Alter 70 wiedergegeben (zur Modellierung des standortabhängigen Vorlumenzuwachses s. Kapitel 4.1.4 ab Seite 126). Die Relative Produktivität bildet das Verhältnis des beobachteten laufenden periodischen Volumenzuwachses (a) im Mischbestand und des auf Basis der korrespondierenden Reinbestände erwarteten Zuwachses (zur Methodik siehe Kapitel 3.1.7, Seite 78 ff.) und (a)/(b) des beobachteten baumartenweisen laufenden periodischen Volumenzuwachses im Mischbestand und des beobachteten Zuwachses im korrespondierenden Reinbestand. Die gestrichelten schwarzen Linien stellen den jeweiligen Erwartungswert dar. Weichen die Punkte und die farbigen Ausgleichskurven der linearen gemischten Modelle von diesen gestrichelten Linien ab, zeigt dies eine standörtlich bedingte abweichende Produktivität der Baumarten in Rein- und Mischbestand.

Stammzahl und Stand-Density-Index nach REINEKE

Aus Tabelle 27 und Abbildung 50 geht hervor, dass die beobachteten Stammzahlen (n) in den Mischbeständen um etwa 28 % über den Erwartungswerten der korrespondierenden Reinbestände liegen ($p = 0,00$). Die größere Stammzahl in den untersuchten Mischbeständen wird im Wesentlichen von der Baumart Fichte getragen. Die Fichte weist mit + 61 % in Mischung deutlich höhere Stammzahlen auf als im Reinbestand ($p = 0,00$). Für die Kiefer zeigen sich hingegen keine erkennbaren und statistisch absicherbaren Unterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen.

Anknüpfend an die Untersuchungen zur Stammzahl, bestätigt auch die grafische Analyse zum Stand-Density-Index (SDI) nach REINEKE in Abbildung 51 die baumartenübergreifende höhere Bestandesdichte in Mischbeständen. Bezogen auf den einheitlichen Referenzdurchmesser des SDI von 25 cm weisen die Mischbestände gegenüber dem Erwartungswert der korrespondierenden Reinbestände einen um 10 % höheren SDI auf. Dies entspricht im Mischbestand einer Erhöhung von 848 n ha^{-1} auf 928 n ha^{-1} . Analog zu den Beobachtungen bei der Stammzahl trägt maßgeblich die Baumart Fichte zur Erhöhung des SDI bei. Der Bestandesdichteindex erhöht sich bei der Baumart Fichte von erwarteten 943 n ha^{-1} auf 1.047 n ha^{-1} (+ 13 %, $p = 0,00$). Anders als bei der unnormierten Kenngröße der Stammzahl trägt beim SDI auch die Baumart Kiefer signifikant zur Erhöhung der Bestandesdichte bei. Gleichwohl fällt der Beitrag mit + 8 % ($p = 0,00$) bei einer Ausgangsdichte von 761 n ha^{-1} etwas geringer aus als bei der Baumart Fichte.

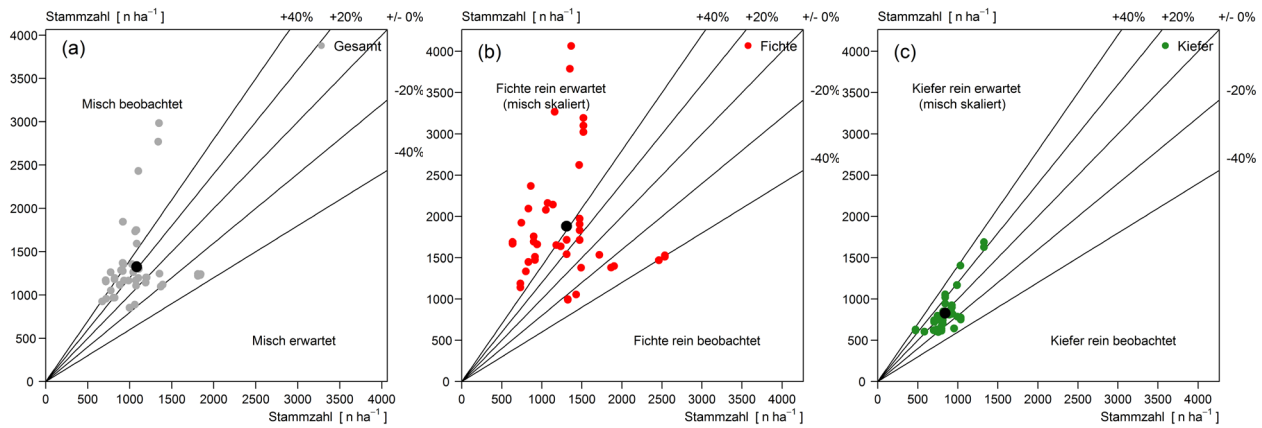


Abbildung 50: Beobachtungs- und Erwartungswerte der Stammzahl (n). Jeder Punkt in der Abbildung repräsentiert einen der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte mit jeweils sechs rekonstruierten Aufnahmezeitpunkten innerhalb des maximal dreißigjährigen Rekonstruktionszeitraums (zur Methodik der Bestandesrekonstruktion siehe Kapitel 3.1.4, Seite 73 ff.). (a) Vergleich des beobachteten Wachstums im Mischbestand mit dem auf Basis der korrespondierenden Reinbestände erwarteten Wachstums. (b)/(c) Vergleich des beobachteten Wachstums in den Reinbeständen mit dem auf Basis des korrespondierenden Mischbestandes erwarteten Wachstums (zur Methodik siehe Kapitel 3.1.7, Seite 78 ff.). Abweichungen der Einzel- und Mittelwerte von der Winkelhalbierenden geben Hinweise auf ein von den Reinbeständen abweichendes Wachstum im Mischbestand.

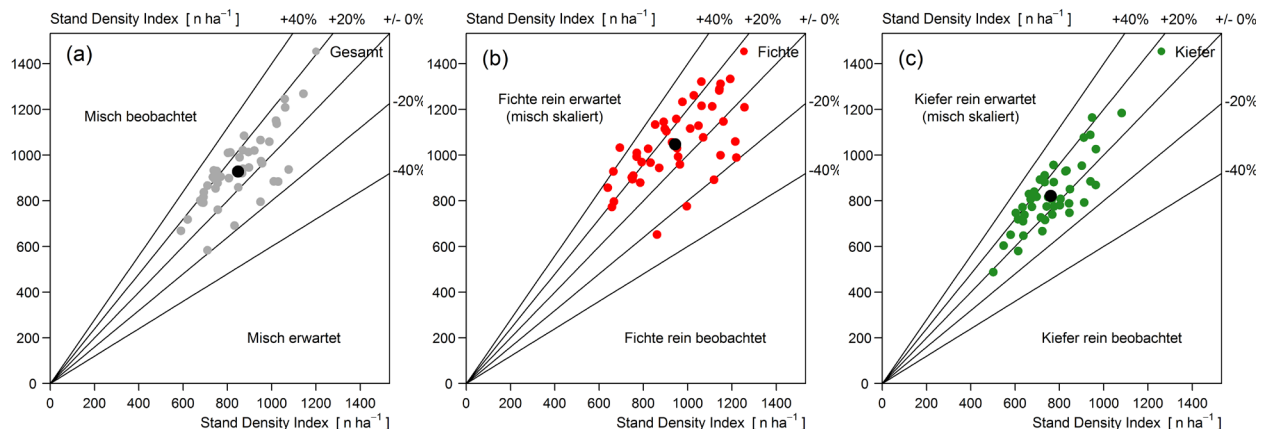


Abbildung 51: Beobachtungs- und Erwartungswerte des Stand-Density-Index (SDI) nach REINEKE (1933). Jeder Punkt in der Abbildung repräsentiert einen der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte mit jeweils sechs rekonstruierten Aufnahmezeitpunkten innerhalb des maximal dreißigjährigen Rekonstruktionszeitraums (zur Methodik der Bestandesrekonstruktion siehe Kapitel 3.1.4, Seite 73 ff.). (a) Vergleich des beobachteten Wachstums im Mischbestand mit dem auf Basis der korrespondierenden Reinbestände erwarteten Wachstums. (b)/(c) Vergleich des beobachteten Wachstums in den Reinbeständen mit dem auf Basis des korrespondierenden Mischbestandes erwarteten Wachstums (zur Methodik siehe Kapitel 3.1.7, Seite 78 ff.). Abweichungen der Einzel- und Mittelwerte von der Winkelhalbierenden geben Hinweise auf ein von den Reinbeständen abweichendes Wachstum im Mischbestand.

Tabelle 27: Beobachtungs- und Erwartungswerte ertragskundlicher Kennwerte der acht temporären Versuchspartellen und Baumartenkollektive. Die Werte repräsentieren die Mittelwerte aller Versuchsstandorte mit jeweils sechs rekonstruierten Aufnahmezeitpunkten innerhalb eines maximal dreißigjährigen Rekonstruktionszeitraums (zur Methodik der Bestandesrekonstruktion siehe Kapitel 3.1.4, Seite 73 ff.). Die Erwartungswerte (erwartet oder skaliert) wurden über die Baumartenanteile in den Mischbeständen hergeleitet. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik findet sich in Kapitel 3.1.7 ab Seite 78 ff. Die Abweichung zwischen Erwartungs- und Beobachtungswerten wurde mit Hilfe von einfachen gemischter linearer Modelle (LME) statistisch analysiert. Statistisch signifikante Variablen sind fettgedruckt. Die Wirkungsrichtung eines Wachstums in Mischung ist mit Plus- (+) und Minus- (-) Symbolen versehen

Variable	Abkürz.	Einheit	Misch Gesamt				Fichte				Kiefer						
			Misch _{beob}	Misch _{erw}	Misch _{beob} / Misch _{erw}	LME Koeff.	LME Signifik.	F _f _{rein}	F _f _{misch} / F _f _{rein}	LME Koeff.	LME Signifik.	Kie _{rein}	Kie _{misch} / Kie _{rein}	LME Koeff.	LME Signifik.		
Durchmesser des Grund- flächenmittelstamms	dg	cm	1.326	1.082	1,23	244	0,000 +	1.882	1.308	1,44	574	0,000 +	830	842	0,99	-11	0,707
Durchmesser der 100 stärksten Bäume	do	cm						32,9	33,5	0,98	-0,61	0,540	32,9	31,0	1,06	1,84	0,023 +
Höhe des Grund- flächenmittelstamms	hg	m						18,6	20,9	0,89	-2,29	0,003 -	22,6	21,8	1,04	0,80	0,221
Höhe der 100 stärksten Bäume (Oberhöhe)	ho	m						25,0	25,0	1,00	-0,03	0,961	24,1	23,2	1,04	0,84	0,184
Höhen- Durchmesser Verhältnis	hg/dg	Index						1,02	0,97	1,05	0,05	0,007 +	0,89	0,91	0,97	-0,03	0,004 -
	ho/do	Index						0,76	0,75	1,02	0,01	0,099	0,73	0,75	0,98	-0,02	0,003 -
Stammzahl	n	Anzahl	1.326	1.082	1,23	244	0,000 +	1.882	1.308	1,44	574	0,000 +	830	842	0,99	-11	0,707
Stand-Density-Index	SDI	Anzahl	928	848	1,09	80,4	0,001 +	1047	943	1,11	104,3	0,000 +	821	761	1,08	60,7	0,007 +
Grundfläche	g	m ² ha ⁻¹	43,3	40,0	1,08	3,28	0,026 +	46,3	44,1	1,05	2,22	0,149	40,7	36,5	1,12	4,22	0,004 +
Vorrat	v	m ³ ha ⁻¹	441	418	1,06	23,5	0,384	454	473	0,96	-18,5	0,538	429	370	1,16	58,7	0,020 +
lfd. period. Grundflächenzuwachs	lg	m ² ha ⁻¹ a ⁻¹	1,17	1,09	1,07	0,08	0,020 +	1,41	1,17	1,20	0,24	0,000 +	0,95	1,02	0,93	-0,07	0,042 -
lfd. period. Volumenzuwachs	lv	m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹	17,1	16,5	1,04	0,63	0,128	19,5	18,5	1,05	1,02	0,069	15,0	14,7	1,02	0,27	0,529

Bestandesgrundfläche

Korrespondierend zu den Ergebnissen zur Bestandesdichte weisen die untersuchten Mischbestände auch höhere Grundflächen (g) auf als der Erwartungswert der benachbarten Reinbestände. Die beobachtete Grundfläche in den Mischbeständen beträgt durchschnittlich $43,3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ und fällt damit etwa 9 % ($p = 0,03$) höher aus als der Erwartungswert von $40,0 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Leistete die Fichte bei der Bestandesdichte (SDI) noch einen deutlich höheren Beitrag als die Kiefer, verhält es sich bei der Bestandesgrundfläche umgekehrt. Mit + 12 % und einem Mittelwert von $40,7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ erreicht im Mischbestand nur die Kiefer signifikant höhere Grundflächen ($p = 0,00$). Die in Abbildung 52b erkennbare leicht höhere Grundfläche der Fichte in den Mischbeständen (+ 5 %) erwies sich hingegen als nicht signifikant ($p = 0,15$).

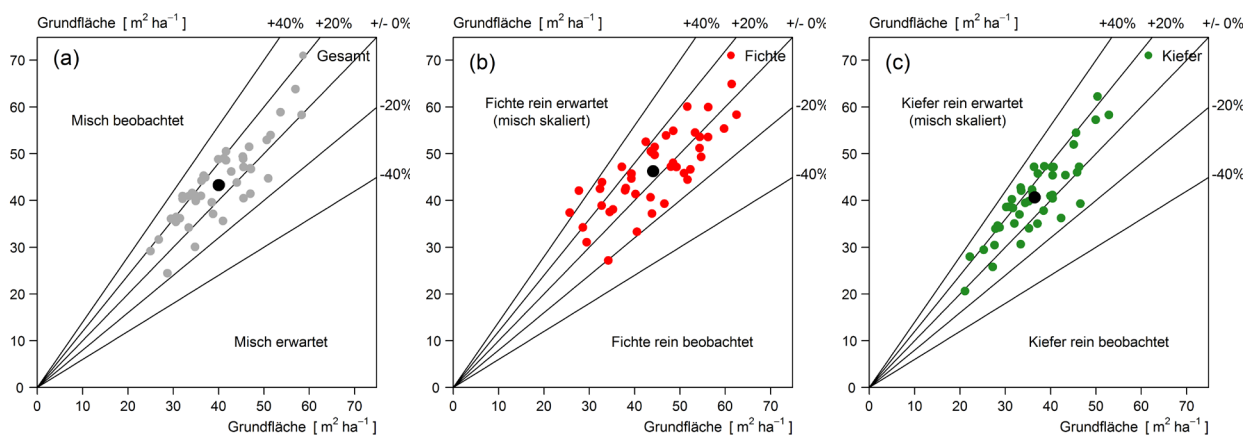


Abbildung 52: Beobachtungs- und Erwartungswerte der Bestandesgrundfläche (g). Jeder Punkt in der Abbildung repräsentiert einen der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte mit jeweils sechs rekonstruierten Aufnahmezeitpunkten innerhalb des maximal dreißigjährigen Rekonstruktionszeitraums (zur Methodik der Bestandesrekonstruktion siehe Kapitel 3.1.4, Seite 73 ff.). (a) Vergleich des beobachteten Wachstums im Mischbestand mit dem auf Basis der korrespondierenden Reinbestände erwarteten Wachstums. (b)/(c) Vergleich des beobachteten Wachstums in den Reinbeständen mit dem auf Basis des korrespondierenden Mischbestandes erwarteten Wachstums (zur Methodik siehe Kapitel 3.1.7, Seite 78 ff.). Abweichungen der Einzel- und Mittelwerte von der Winkelhalbierenden geben Hinweise auf ein von den Reinbeständen abweichendes Wachstum im Mischbestand.

Bestandesvorrat

Aufgrund der im Mischbestand insgesamt signifikant höheren Grundfläche und der geringfügig, wenn auch nicht signifikant größeren Mittelhöhe, kommt es bei der Baumart Kiefer im Mischbestand zu einem deutlich höheren Bestandesvorrat (v). Im Vergleich zum Mittelwert der Kiefernreinbestände von $370 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ zeigt sich in den Mischbeständen ein rechnerischer Kiefernvorrat von $429 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Dies entspricht einem Plus von 17 %.

Wie zuvor dargestellt, weist die Fichte im Mischbestand nur eine geringfügig, nicht signifikant höhere Bestandesgrundfläche auf als im Reinbestand. In Verbindung mit einer signifikant niedrigeren Mittelhöhe resultiert daraus ein tendenziell etwas verringerter Bestandesvorrat, wengleich auch dieser geringfügige Unterschied bei der Baumart Fichte nicht statistisch abgesichert werden konnte ($p = 0,53$).

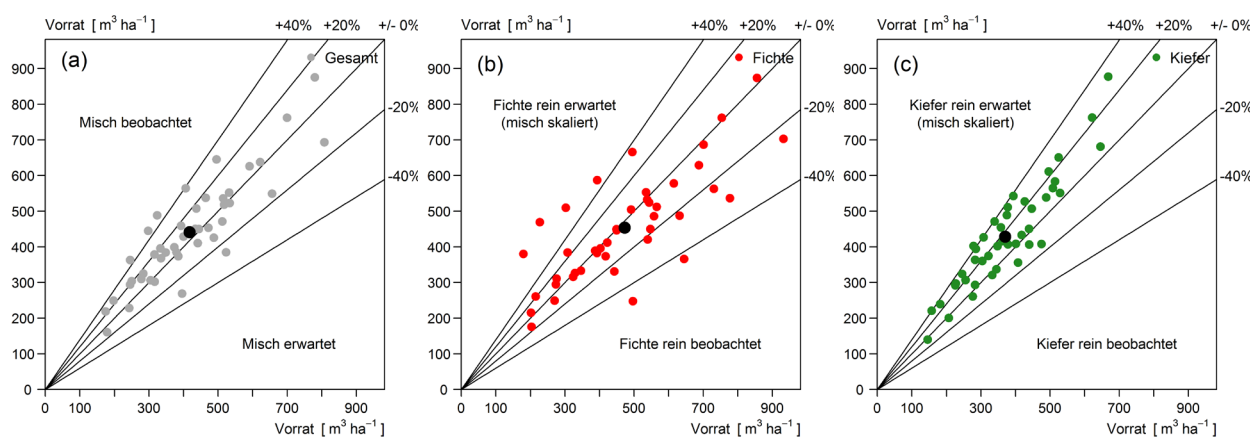


Abbildung 53: Beobachtungs- und Erwartungswerte des Bestandesvorrats (v). Jeder Punkt in der Abbildung repräsentiert einen der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte mit jeweils sechs rekonstruierten Aufnahmezeitpunkten innerhalb des maximal dreißigjährigen Rekonstruktionszeitraums (zur Methodik der Bestandesrekonstruktion siehe Kapitel 3.1.4, Seite 73 ff.). (a) Vergleich des beobachteten Wachstums im Mischbestand mit dem auf Basis der korrespondierenden Reinbestände erwarteten Wachstums. (b)/(c) Vergleich des beobachteten Wachstums in den Reinbeständen mit dem auf Basis des korrespondierenden Mischbestandes erwarteten Wachstums (zur Methodik siehe Kapitel 3.1.7, Seite 78 ff.). Abweichungen der Einzel- und Mittelwerte von der Winkelhalbierenden geben Hinweise auf ein von den Reinbeständen abweichendes Wachstum im Mischbestand.

4.2.2 Bestandesstruktur in Rein- und Mischbestand

Durchmesser- und Höhenverteilung des Bestandes

In Abbildung 54 sind die Verteilung von Höhe und Durchmesser der Baumkollektive der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte als Mittelwertkurven wiedergegeben. Um die zugrunde liegenden Verteilungen der einzelnen Versuchspartellen und -standorte miteinander vergleichen zu können, mussten diese zunächst normiert werden. Auf diese Weise sollten zum Beispiel die zwischen den Versuchsstandorten bestehenden Altersunterschiede von bis zu 25 Jahren und die damit verbundene systematische Verschiebung der mittleren Höhen und des mittleren Durchmessers ausgeglichen werden. Die Normierung oder Relativierung erfolgte hierzu baumartenweise am Maximaldurchmesser beziehungsweise am 99 %-Perzentil der jeweiligen Parzelle.

Im Hinblick auf die normierten Durchmesserverteilungen in Abbildung 54a fällt insbesondere auf, dass das Fichtenkollektiv im Mischbestand (jeweils hochskaliert auf Hektarwerte) eine geringere Anzahl an starken Bäumen und eine deutlich höhere Anzahl an schwachen Bäumen aufweist. Führt man die Teilkollektive der Baumarten Fichte und Kiefer im Mischbestand zusammen (graue gestrichelte Linie), ergibt sich eine Durchmesserverteilung wie in den untersuchten Fichten-Reinbeständen. Diese wird in den Mischbeständen allerdings um eine zusätzliche Kohorte schwächerer Bäume ergänzt. Noch deutlicher wird dieser Unterschied bei den Höhenverteilungen in Abbildung 54b. Das Fichtenkollektiv im Mischbestand weist eine annähernde Gleichverteilung der Beobachtungswerte über das gesamte Höhenspektrum auf. Zusammen mit der Baumart Kiefer führt dies in den Mischbeständen (grau gestrichelte Linie) zu einer Höhenverteilung wie in den Fichten-Reinbeständen. Allerdings findet sich in den Mischbeständen zusätzlich eine deutlich größere Zahl an überlebensfähigen kleineren Fichten.

Anders als bei der Baumart Fichte weisen die Durchmesser- und Höhenverteilungen der Kiefer in Rein- und Mischbeständen keine so deutlichen Unterschiede auf. Geringfügige Veränderungen sind aber auch bei der Kiefer erkennbar. Dies findet sich auch in den korrespondierenden Einzelbaumanalysen von SPATZ (2015). In Abbildung 54 ist zum Beispiel eine Tendenz erkennbar, dass sogar bei der Lichtbaumart Kiefer

(grüne Linien) im Mischbestand prozentual mehr dünne überlebensfähige Bäume vorkommen. Gleichzeitig verschiebt sich die Durchmesserverteilung der Kiefer leicht zugunsten einer größeren Anzahl stärkerer Bäume. Die veränderte Verteilung der Durchmesser spiegelt sich in Abbildung 54b auch in einer geringfügig aufgeweiteten Höhenverteilung wider.

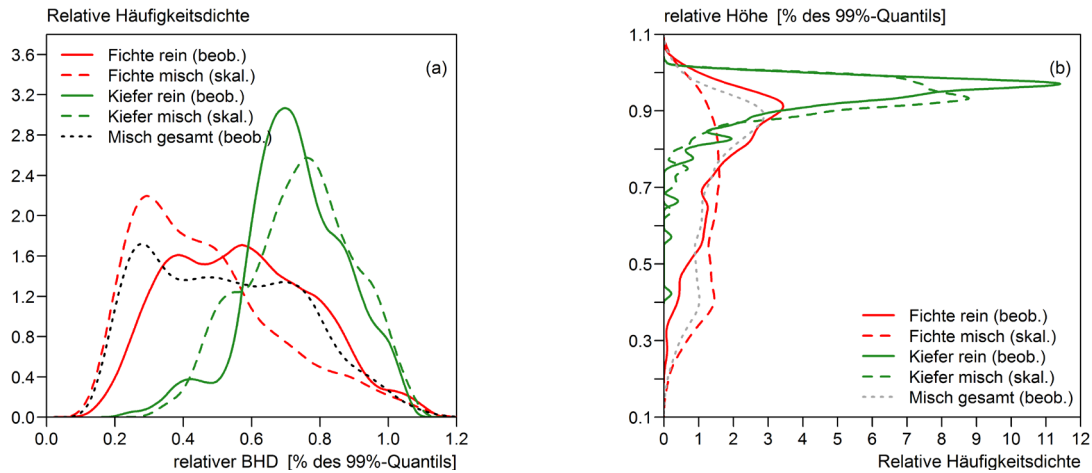


Abbildung 54: (a) Mittlere Durchmesser- und (b) Höhenverteilung der Rein- und Mischbestände aus Kiefer und Fichte auf den acht temporären Versuchsflächen. Die farbigen Linien geben die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion (relative Häufigkeitsdichte) wieder. Die Fläche unter der Kurve entspricht dabei immer eins. Um die verschiedenen Versuchsstandorte mit unterschiedlichen Bestandesaltern vergleichen zu können, wurden die Durchmesser und Höhen baumarten- und parzellenweise am Wert des 99%-Quantils normiert. Die Baumzahlen von Kiefer und Fichte im Mischbestand wurden über den jeweiligen Baumartenanteil ebenfalls auf die Einheitsfläche von einem Hektar skaliert (skal.).

Die zwischen Rein- und Mischbestand abweichenden baumartenspezifischen Höhen- und Durchmesserverteilungen spiegeln sich auch in den Mittelstamminformationen wider. Wie in Abbildung 55a und b und in Tabelle 27 zu erkennen, fallen der Durchmesser (dg) und die Höhe (hg) des Grundflächenmittelstamms in den Mischbeständen bei der Baumart Fichte mit - 15 % beziehungsweise - 11 % signifikant niedriger aus als in den korrespondierenden Reinbeständen (dg $p = 0,000$, hg $p = 0,003$). Bei allgemein vergleichbarer Grundfläche in den Fichten-Rein- und Mischbeständen ist dieser verringerte Mittelwert des Durchmessers des Grundflächenmittelstamms insbesondere auf eine erhöhte Anzahl kleinerer Bäume zurückzuführen (s. auch hierzu Tabelle 27). Im direkten Vergleich nimmt bei der Fichte die Höhe des Grundflächenmittelstamms im Mischbestand etwas weniger ab als der korrespondierende Durchmesser. Entsprechend fällt das HD-Verhältnis (hg/dg) des Grundflächenmittelstamms bei der Fichte in den Mischbeständen in der Altersspanne von 35 bis 85 Jahren um 5 % höher aus als in den Reinbeständen ($hg/dg = 1,05$, $p = 0,007$). Demnach sind die Fichten in den Mischbeständen entgegen den Erwartungen im Durchschnitt schlanker als in den Reinbeständen.

Anders verhält es sich beim HD-Verhältnis der 100 stärksten Bäume (ho/do). Wie in Abbildung 55f zu erkennen, sind herrschende Fichten im Mischbestand weder voll- noch abholziger als im Reinbestand. Auch für die Einzelwerte von Durchmesser (do) und Höhe (ho) der 100 stärksten Bäume lassen sich zwischen Rein- und Mischbestand keine Unterschiede nachweisen.

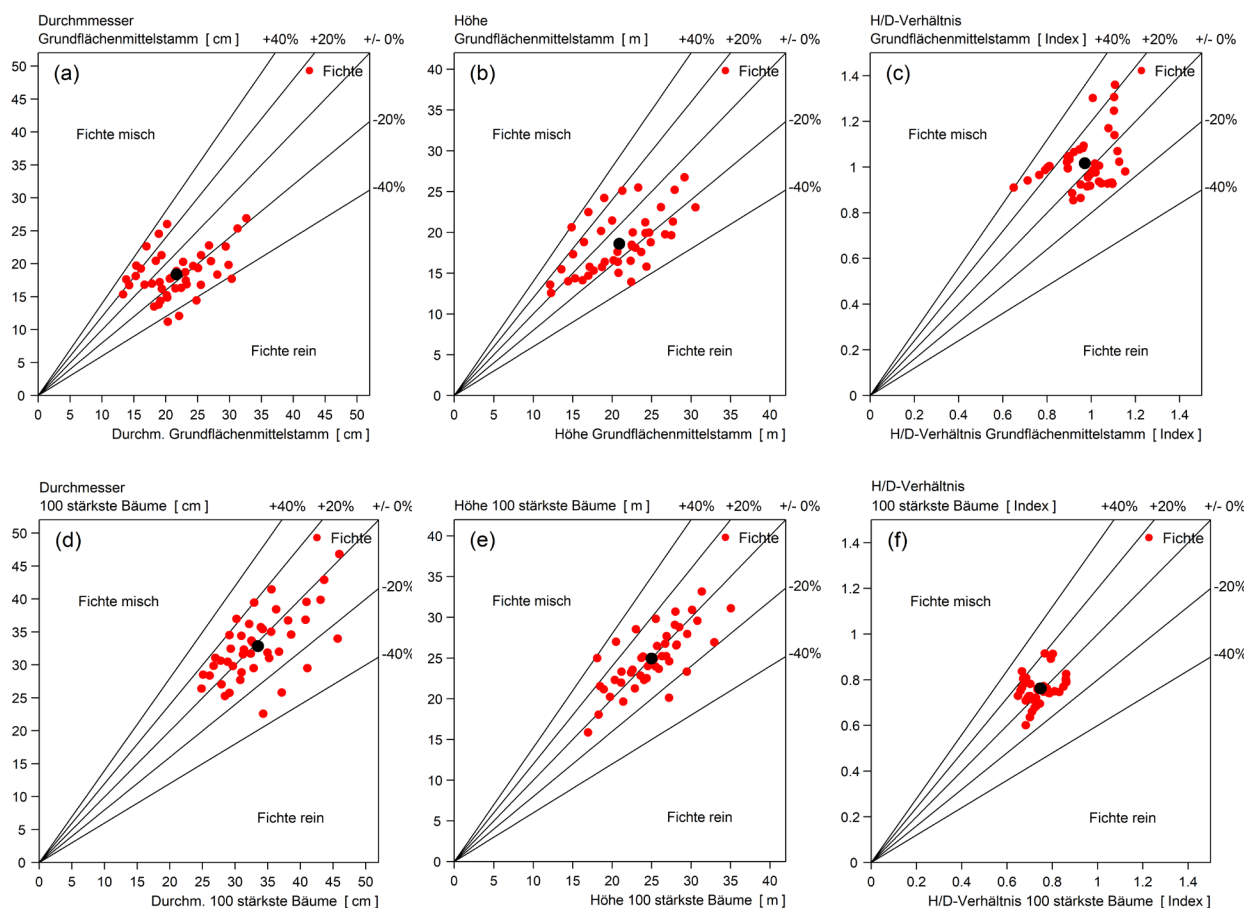


Abbildung 55: Beobachtungswerte für Durchmesser- (a)/(d), Höhe- (b)/(e) und Höhen-Durchmesser-Verhältnis (c)/(f) des Grundflächenmittelstamms (dg , hg , hg/dg) und der 100 stärksten Bäume (do , ho , ho/do) der Baumart Fichte. Jeder Punkt in der Abbildung repräsentiert einen der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte mit jeweils sechs rekonstruierten Aufnahmezeitpunkten innerhalb des maximal dreißigjährigen Rekonstruktionszeitraums (zur Methodik der Bestandesrekonstruktion siehe Kapitel 3.1.4, Seite 73 ff.). Abweichungen der Einzel- und Mittelwerte von der Winkelhalbierenden geben Hinweise auf ein von den Reinbeständen abweichendes Wachstum im Mischbestand.

Im Vergleich zur Fichte wirkt sich das Wachstum im Mischbestand bei der Lichtbaumart Kiefer offenbar deutlich anders auf die Mittelstammgrößen aus. Sowohl der Durchmesser des Grundflächenmittelstamms (dg) als auch der der 100 stärksten Bäume (do) nimmt bei der Baumart Kiefer im Mischbestand signifikant zu ($dg + 6\%$, $p = 0,048$; $do + 6\%$, $p = 0,023$). Die in Tabelle 27 angegebene und gegenüber den Reinbeständen deutlich erhöhte Bestandesgrundfläche der Kiefer in den Mischbeständen resultiert offenbar nicht ausschließlich aus einer höheren Stammzahl, sondern auch aus dickeren Bäumen. Ebenfalls anders als bei der Baumart Fichte verändert sich die Höhe des Grundflächenmittelstamms (hg) und der 100 stärksten Bäume (ho) nicht zwischen Rein- und Mischbestand. Entsprechend nehmen die HD-Verhältnisse hg/dg (-3% , $p = 0,004$) und ho/do (-2% , $p = 0,003$) im Mischbestand signifikant ab. Demnach sind die Kiefern der Mischbestände abholziger als in den Reinbeständen (s. hierzu auch Ergebnisse der einzelbaumbezogenen Schaftformanalysen in Kapitel 4.2.3 ab Seite 151).

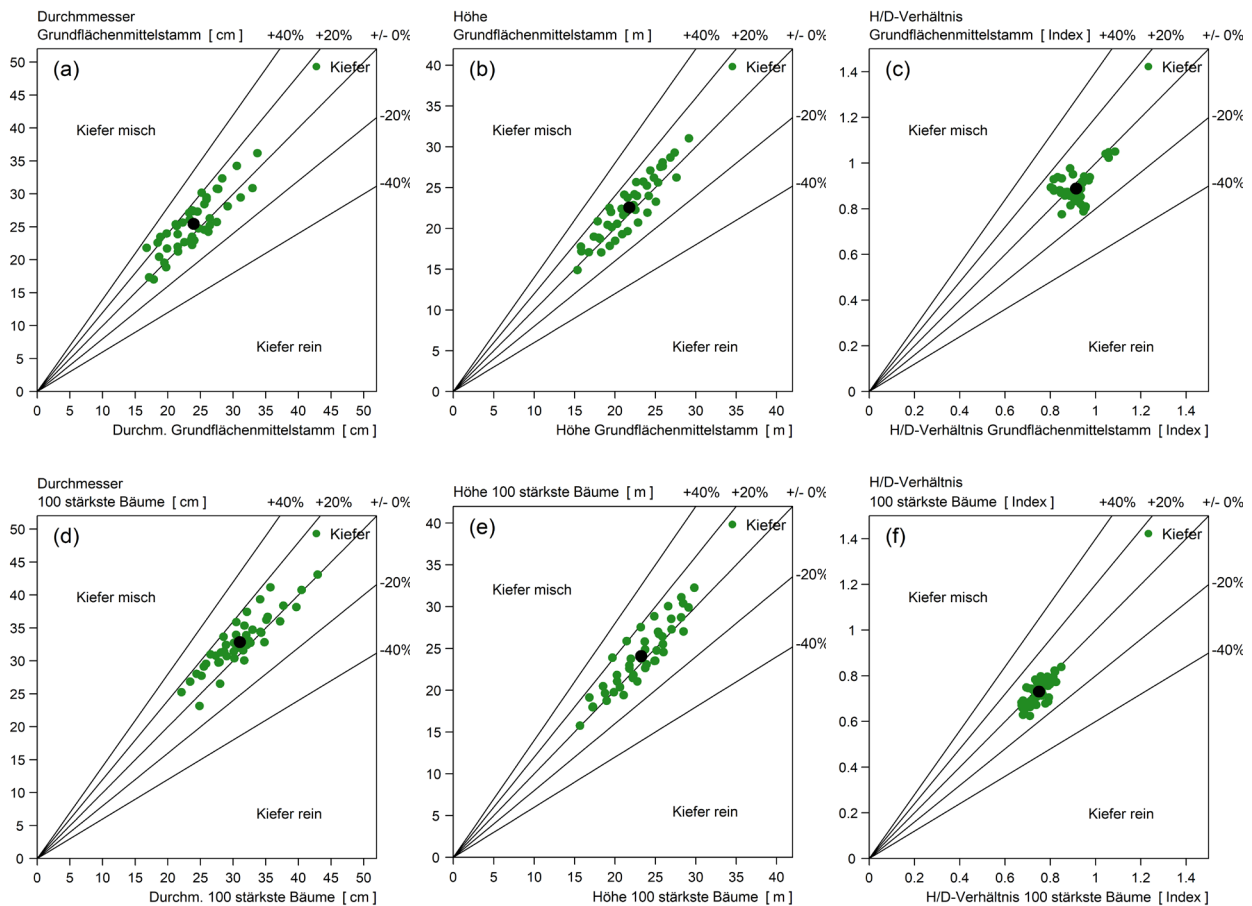


Abbildung 56: Beobachtungswerte für Durchmesser- (a)/(d) , Höhe- (b)/(e) und Höhen-Durchmesser-Verhältnis (c)/(f) des Grundflächenmittelstammes (dg, hg, hg/dg) und der 100 stärksten Bäume (do, ho, ho/do) der Baumart Kiefer. Jeder Punkt in der Abbildung repräsentiert einen der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte mit jeweils sechs rekonstruierten Aufnahmezeitpunkten innerhalb des maximal dreißigjährigen Rekonstruktionszeitraums (zur Methodik der Bestandesrekonstruktion siehe Kapitel 3.1.4, Seite 73 ff.). Abweichungen der Einzel- und Mittelwerte von der Winkelhalbierenden geben Hinweise auf ein von den Reinbeständen abweichendes Wachstum im Mischbestand.

Gleich-oder Ungleichverteilung des Bestandesvolumens und -zuwachses

Neben der Durchmesser- und Höhenstruktur interessiert aus forstpraktischer und -wirtschaftlicher Sicht auch die Gleich- oder Ungleichverteilung des Bestandesvolumens und -zuwachses auf die Einzelbäume. In Abbildung 57 und in Abbildung 58 sind die Verteilungen von Volumen und Zuwachs auf die einzelnen Bestandesglieder mit Hilfe einer sogenannten Lorenzkurve (LORENZ 1905) dargestellt. Die gestrichelte Winkelhalbierende entspricht in den Abbildungen einer perfekten Gleichverteilung von Bestandesvolumen und -zuwachs auf alle Bäume. Je weiter sich die Kurven der einzelnen Versuchsbestände von dieser Ideallinie entfernen, desto stärker ist die Ungleichverteilung der beiden waldwachstumskundlichen Kennwerte auf kleine und große Bäume (zur Methodik siehe auch PRETZSCH und SCHÜTZE 2015).

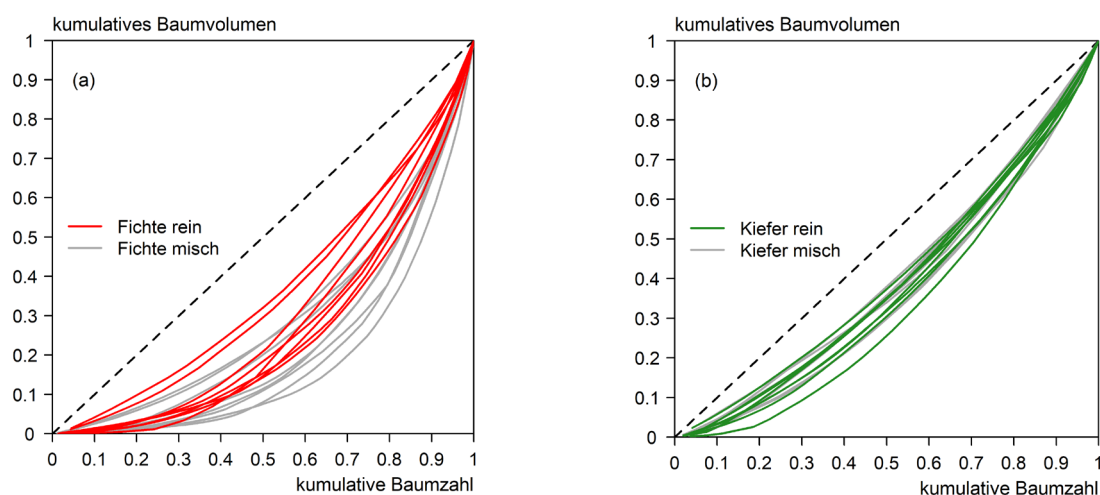


Abbildung 57: Lorenzkurve zur Analyse der Gleich- oder Ungleichverteilung des Bestandesvolumens auf die einzelnen Bestandesglieder in den Rein- und Mischbeständen der temporären Versuchsstandorte: Fichte (a), Kiefer (b). (Darstellung nach PRETZSCH und SCHÜTZE (2015), verändert). Die auf eins normierten Achsen zeigen die nach Baumvolumen aufsteigende kumulative Aufsummierung von Baumzahl und Baumvolumen. Die gestrichelte Winkelhalbierende zeigt eine perfekte Gleichverteilung des Bestandesvolumens auf alle Bäume. Je weiter sich die Kurven von dieser Ideallinie entfernen, desto stärker ist die Ungleichverteilung des Bestandesvolumens auf kleine und große Bäume.

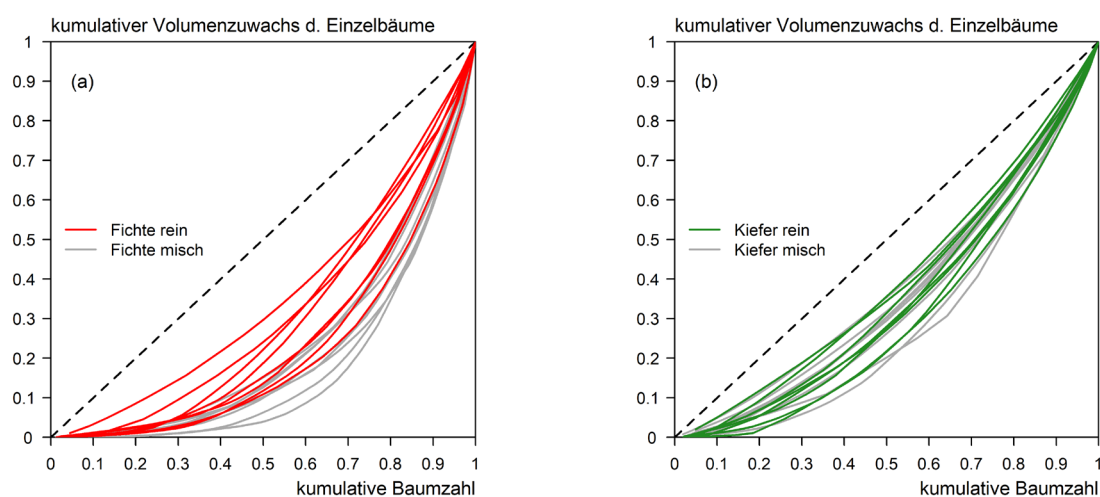


Abbildung 58: Lorenzkurve zur Analyse der Gleich- oder Ungleichverteilung des Bestandeszuwachses auf die einzelnen Bestandesglieder in den Rein- und Mischbeständen der temporären Versuchsstandorte: Fichte (a), Kiefer (b). (Darstellung nach PRETZSCH und SCHÜTZE (2015), verändert). Die auf eins normierten Achsen zeigen die nach Einzelbaumzuwachs aufsteigende kumulative Aufsummierung von Baumzahl und Einzelbaumzuwachs. Die gestrichelte Winkelhalbierende zeigt eine perfekte Gleichverteilung des Bestandeszuwachses auf alle Bäume. Je weiter sich die Kurven von dieser Ideallinie entfernen, desto stärker ist die Ungleichverteilung des Bestandeszuwachses auf kleine und große Bäume.

Ergänzend wurde die Ungleich- oder Gleichverteilung der entsprechenden Größen auch durch den sogenannten *Gini-* oder *Homogenitätskoeffizient* (H) berechnet (zur Methodik der Berechnung siehe CAMINO 1976 in KRAMER 1988, S. 82 sowie PRETZSCH und SCHÜTZE 2015). Niedrige Werte zeigen eine Gleichverteilung, hohe Werte eine Ungleichverteilung an. Für das Baumvolumen und den Volumenzuwachs der acht temporären Versuchsstandorte liegen die Homogenitätskoeffizienten der Fichte im Mischbestand ($H_{v-misch} = 0,51$, $H_{iv-misch} = 0,57$) durchschnittlich über denen der benachbarten Reinbestände ($H_{v-rein} = 0,41$, $H_{iv-rein} = 0,44$). Die Homogenitätskoeffizienten der Baumart Fichte und die korrespondierenden Lorenzkurven in Abbildung 57a und in Abbildung 58a zeigen damit eine größere Ungleichverteilung der Baumgrößen und Größenzuwächse im Mischbestand zugunsten größerer Bäume.

Die Homogenitätskoeffizienten der Baumart Kiefer fallen deutlich niedriger aus und zeigen damit eine gleichmäßigere Verteilung von Bestandesvolumen und Bestandeszuwachs auf die Einzelbäume. Darüber hinaus zeigen sich keine signifikanten Unterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen, weder für das Baumvolumen ($H_{v\text{-misch}} = 0,23$, $H_{v\text{-rein}} = 0,24$) noch für den Baumzuwachs ($H_{iv\text{-misch}} = 0,31$, $H_{iv\text{-rein}} = 0,30$). Dies wird auch durch die Lorenzkurven in Abbildung 57b und Abbildung 58b bestätigt.

Überschirmung des Bestandes

Die Berechnung der Kronenschirmflächen der 1.762 Parzellen- und Umfassungsbäume sowie der daraus resultierenden Parzellenüberschirmung erfolgte wie in Kapitel 3.1.6 dargestellt mit Hilfe des weiterentwickelten lehrstuhleigenen Analyseprogramms *KROANLY*. Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse basieren auf 1.570 Parzellen- und Umfassungsbäumen, die die Versuchspartellen überschirmen. Dabei wurde, wie im Beispiel in Abbildung 60 ersichtlich, nur der Flächenanteil der horizontalen Kronenausdehnung herangezogen, der die jeweilige Versuchspartelle direkt überschirmt.

Gemäß Abbildung 59 und Tabelle 28 sind die Fichten- und Mischbestandspartellen durchschnittlich zu fast 90 % überschirmt (Netto-Überschirmungsprozent), die Kiefernpartellen hingegen nur zu etwa 81 %. Unterscheiden sich die Fichten- und Mischbestandspartellen bei der Gesamtüberschirmung zunächst noch nicht, so zeigen sich bei der Doppel- und Mehrfachüberschirmung in Abbildung 59 bereits optisch deutlich erkennbare Unterschiede. Die Doppelüberschirmung auf den Reinbestandspartellen beträgt durchschnittlich rund 30 %. Die Mischbestandspartellen weisen hingegen Werte von über 40 % auf. Bei der Mehrfachüberschirmung fallen die Unterschiede zwischen den Partellen relativ gesehen noch deutlicher aus. Die Mischbestandspartellen zeigen hier eine durchschnittliche Mehrfachüberschirmung von 12,9 %. Im Vergleich beträgt die Mehrfachüberschirmung in den Fichten-Reinbeständen nur 6,0 %. Erwartungsgemäß findet sich die geringste prozentuale Mehrfachüberschirmung mit 3,7 % auf den Partellen der Lichtbaumart Kiefer.

Ungeachtet dieser offensichtlichen Unterschiede zwischen den Bestandestypen zeigt die statistische Analyse der Partellenunterschiede mit Hilfe einer Varianzanalyse, dass sich die Mischbestände nur bei der Mehrfachüberschirmung signifikant von den reinen Fichten- ($p = 0,099$) und Kiefernpartellen ($p = 0,022$) unterscheiden. In Abbildung 60 sind diese Unterschiede der Überschirmungssituation auf den Mischbestands- und den Reinbestandspartellen exemplarisch am Beispiel des Versuchsstandortes *Bodenwöhr* dargestellt. Die rot dargestellten Bereiche der Mehrfachüberschirmungen nehmen von den Kiefern- über die Fichten- bis hin zu den Mischbestandspartellen deutlich zu. Anknüpfend an die Darstellungen zur Höhen- und Durchmesserstruktur auf Seite 141 tragen insbesondere auch kleinere Fichten des Unter- und Zwischenstandes zu dieser höheren Mehrfachüberschirmung auf den Mischbestandspartellen bei.

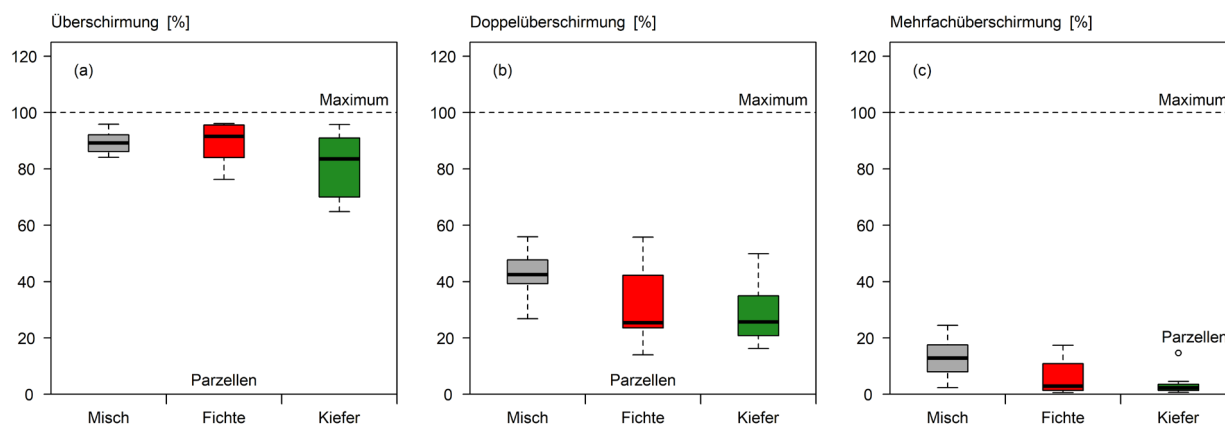


Abbildung 59: Prozentuale Flächenanteile auf den einzelnen Parzellen der acht temporären Versuchsstandorte (Tripletts), die durch ganze oder einzelne Teile von Baumkronen überschirmt sind (Überschirmungsprozent). Anders als die durch eine Doppel- und Mehrfachüberschirmung beeinflusste Summe der Kronenschirmflächen (s. hierzu Tabelle 28 und Abbildung 61) kann das Überschirmungsprozent maximal die Größe der Parzellenfläche, also 100 % betragen. Die in den Grafiken (b) und (c) dargestellte Doppel- und Mehrfachüberschirmung wird im Überschirmungsprozent in (a) nicht berücksichtigt.

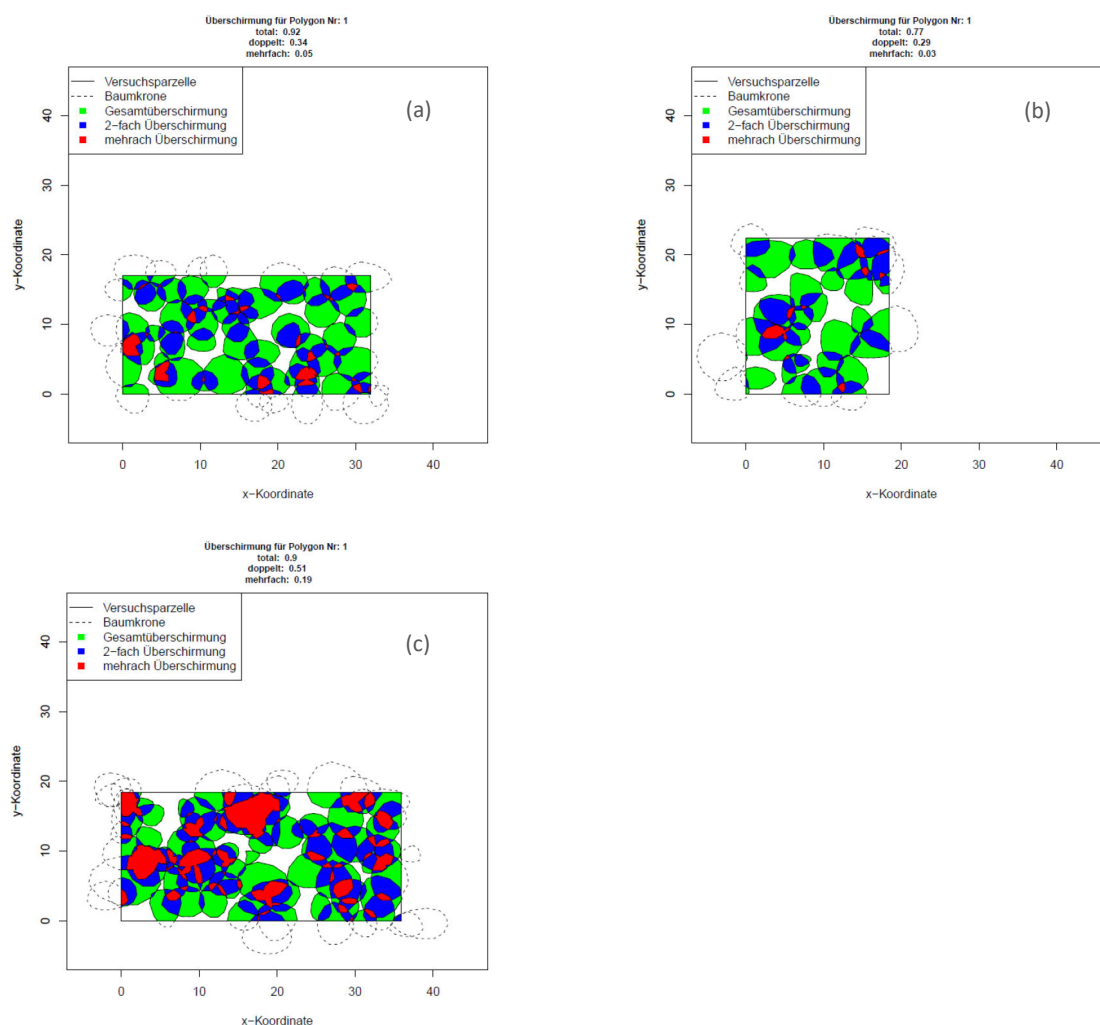


Abbildung 60: Standardausgabebformate des weiterentwickelten lehrstuhleigenen Programms zur Analyse der Kronenschirmflächen und Überschirmung (KROANLY). Die Kronenaufrißzeichnungen zeigen exemplarisch die (a) Fichten-, (b) Kiefern- und (c) Mischbestandsparzelle am Versuchsstandort Bodenwöhr. Einfach überschirmte Parzellenbereiche sind grün dargestellt, zweifach und mehrfach überschirmte Bereiche blau beziehungsweise rot.

Tabelle 28: Übershirmungskennwerte der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte. Den Kennwerten liegen 1.570 lagegetreue einzelbaumbezogene Kronenprojektionsflächen (Kronenablotungen) zugrunde. Berücksichtigt wurden Parzellen- und Umfassungsbäume, die die Versuchspartellen ganz oder mit einzelnen Kronenteilen überschirmen.

Versuchsstandort	Parzelle	Flächen- größe	Übershirmung				Kronenschirm- flächensumme	
			Netto		Doppel	Mehrfach		
			Baumart	m ²	%	%		%
Bodenwöhr	BOD	Kie, Fi	661	594	90,0	50,7	18,9	15939
		Fi	542	501	92,4	33,5	5,0	12303
		Kie	411	319	77,3	28,9	2,6	9927
Allersberg	ALB	Kie, Fi	1212	1128	93,1	55,9	24,5	17177
		Fi	395	377	95,5	23,8	3,6	10256
		Kie	285	185	64,9	22,2	1,8	8887
Selb	SEL	Kie, Fi	641	560	87,4	37,9	9,9	12916
		Fi	251	191	76,2	14,0	1,3	9060
		Kie	357	324	90,7	24,8	0,9	11025
Weiden	WEI	Kie, Fi	650	623	95,9	40,7	6,7	13628
		Fi	457	439	96,1	23,3	0,6	11391
		Kie	251	241	95,8	26,5	0,7	11937
Alzenau	ALZ	Kie, Fi	586	498	85,0	26,8	2,3	11303
		Fi	483	462	95,6	55,8	16,7	16397
		Kie	509	348	68,4	16,3	2,2	8678
Geisenfeld	GEI	Kie, Fi	941	790	84,1	44,7	15,8	14748
		Fi	300	249	83,0	24,8	2,2	10779
		Kie	541	462	89,8	49,9	14,7	14428
Unterlüß	ULÜ	Kie, Fi	894	791	88,5	41,6	16,1	14437
		Fi	268	228	85,0	51,0	17,4	15408
		Kie	306	279	91,2	41,0	4,6	13326
Schrobenhausen	SRO	Kie, Fi	635	579	91,2	43,4	9,2	13862
		Fi	637	578	90,6	26,0	1,5	11250
		Kie	477	342	71,7	19,4	2,4	8236
Gesamt (Mittelwert u. Median)	Kie, Fi	777 (655)	695 (609)	89,4 (89,2)	42,7 (42,5)	12,9 (12,8)	14251 (14150)	
		417 (426)	378 (408)	89,3 (91,5)	31,5 (25,4)	6,0 (2,9)	12106 (11321)	
		389 (385)	312 (321)	81,2 (83,6)	28,6 (25,7)	3,7 (2,3)	10806 (10476)	

Die Mischbestandsparzellen zeigen aufgrund der ähnlichen Nettoübershirmung wie die Reinbestände sowie der höheren Doppel- und Mehrfachübershirmung erwartungsgemäß höhere Kronenschirmflächensummen (Abbildung 61a). Die aufsummierten Kronenschirmflächen betragen auf den Mischbestandsparzellen durchschnittlich 14.251 m² ha⁻¹. Die Fichtenparzellen weisen hingegen nur 12.100 m² ha⁻¹ auf und die Kiefernparzellen sogar nur gut 10.800 m² ha⁻¹. Ungeachtet der in absoluten Werten vergleichsweise großen Differenzen zu den Mischbeständen, zeigt sich varianzanalytisch nur der Unterschied zu den Kiefernparzellen als statistisch signifikant ($p = 0,015$).

Auf Grundlage dieser Ergebnisse könnte man schlussfolgern, dass sich die Summe der Kronenschirmflächen zwischen Rein- und Mischbeständen grundsätzlich nicht unterscheidet. Vergleicht man allerdings die Kronenschirmflächen von Rein- und Mischbeständen auf Baumartenebene, so lassen sich statistisch nachweisbare Unterschiede feststellen. Zeigen sich in Abbildung 61b für die Baumart Kiefer zunächst keine Unterschiede zwischen Rein- und Mischbestand, so fällt der Unterschied bei der Baumart Fichte umso deutlicher aus ($p = 0,000$). Würde das Fichtenkollektiv der Mischbestände unter gleichen ökologischen Bedingungen wie im Mischbestand einen Reinbestand ausformen, läge die Summe der Kronenschirmfläche rund 6.500 m² ha⁻¹ über der der Fichtenreinbestände.

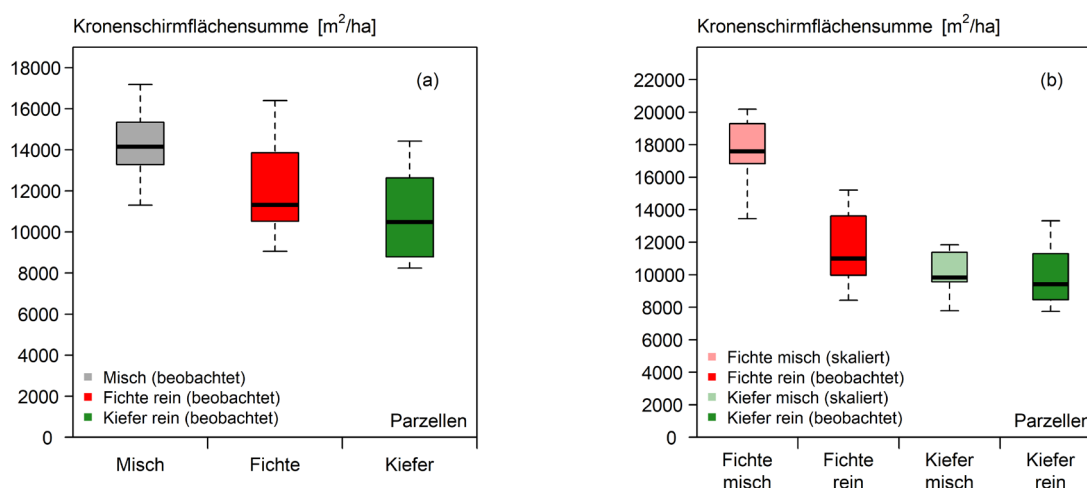


Abbildung 61: Summe der Kronenschirmflächen, die die temporären waldwachstumkundlichen Versuchsflächen (Triplets) ganz oder in Teilen überschirmen; (a) real beobachtete Kronenschirmflächensummen nach Kiefern-, Fichten- und Mischbestandsparzellen gegliedert; (b) Summe der Kronenschirmflächen nach Baumarten gegliedert. Die Baumartenkollektive der Mischbestände wurden über die baumartenspezifischen Mischungsanteile auf einen Hektar zu einem rechnerischen Reinbestand hochskaliert (zur Methodik siehe Kapitel 3.1.7 ab Seite 78).

4.2.3 Einzelbaummorphologie in Rein- und Mischbestand

Kroneneigenschaften (Kronenlänge und -breite) der Einzelbäume

Im vorangegangenen Kapitel konnte gezeigt werden, dass die Mischbestände gegenüber den Reinbeständen tendenziell höhere Kronenschirmflächensummen aufweisen. Insbesondere die Baumart Fichte erzielt im Mischbestand höhere Werte. Hierfür sind neben der höheren Bestandesdichte auch die im Mittel größeren Einzelkronen der Fichten im Mischbestand verantwortlich. Die beobachteten größeren Kronen der Fichte könnten sowohl auf eine veränderte allometrische Beziehung von Brusthöhen- zu Kronendurchmesser, also ein verändertes Wachstum im Mischbestand zurückzuführen sein als auch auf rein zufällig oder systematisch bedingte größere Brusthöhendurchmesser zum Beispiel durch Altersabweichungen. Um zufällig oder systematisch bedingte Unterschiede auszuschließen, wurden die Kronendurchmesser getrennt nach Baumart und Bestandestyp mit Hilfe eines log-transformierten linearisierten gemischten Modells ausgeglichen. Die in Abbildung 63a dargestellten Beobachtungswerte und das daraus abgeleitete lineare Modell zeigen, dass die Kronendurchmesser der Baumart Fichte im Mischbestand bei gleichem Brusthöhendurchmesser um etwa 10 % größer ausfallen als im Reinbestand ($p = 0,00$). Eine durchschnittliche Fichte des Untersuchungskollektives weist bei einem Brusthöhendurchmesser von 21,1 cm im Reinbestand einen Kronendurchmesser von 3,7 m und im Mischbestand von 4,1 m auf. Im Gegensatz hierzu verfügt eine durchschnittliche Kiefer mit einem Brusthöhendurchmesser von 29,1 cm im Mischbestand über einen um - 6 % kleineren Kronendurchmesser (4,3 m). Wie in Kapitel 4.2.4 ab Seite 158 dargestellt, wirken sich diese konkurrenzbedingten allometrischen Veränderungen der horizontalen Kronenausdehnung auch auf das Zuwachsverhalten der beiden Baumarten aus.

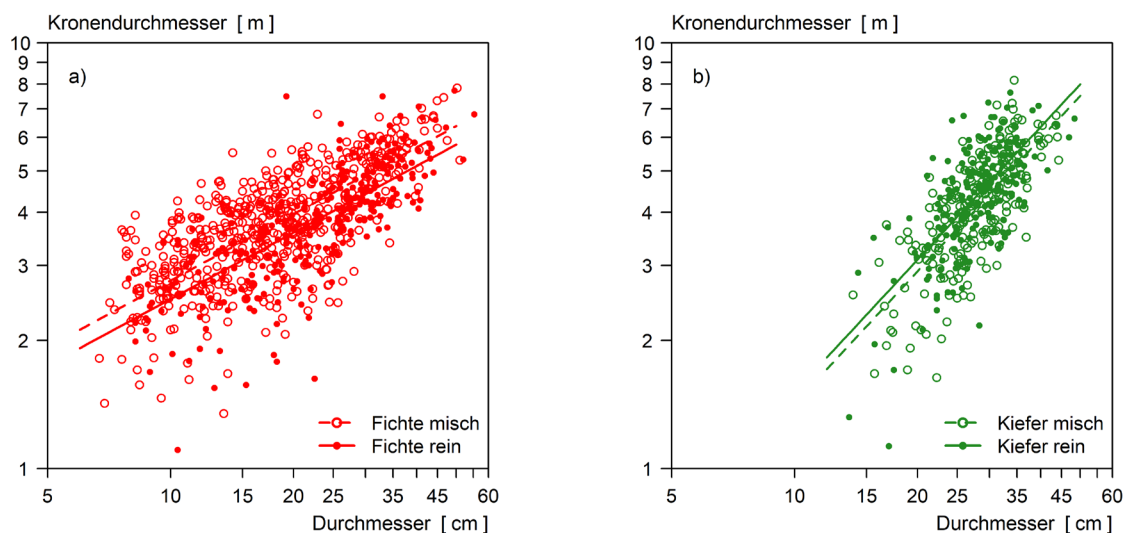


Abbildung 62: Einzelbaum- und baumartenweise Darstellung des Kronendurchmessers ($n = 1.322$) von (a) Fichte und (b) Kiefer in Abhängigkeit vom individuellen Brusthöhendurchmesser auf den acht temporären Versuchsflächen zum Anlagezeitpunkt in den Jahren 2013 und 2014. Die Linien stellen einen funktionalen Ausgleich der Beobachtungswerte mit Hilfe eines linearisierten (log-transformierten) gemischten Modells mit einer Nestung auf Versuchs- und Parzellenebene dar. Die Einteilung der x- und y-Achse ist log-skaliert.

Abbildung 63 zeigt, dass bei der Baumart Fichte neben den Kronendurchmessern auch die Kronenlängen im Mischbestand zunehmen. Durch das offenbar veränderte Konkurrenz- und Strahlungsregime in den Mischbeständen kann eine durchschnittliche Fichte mit 21 m Baumhöhe eine Kronenlänge von 11,4 m ausbilden. Dies entspricht gegenüber den Reinbeständen einer Steigerung um 37 %, wo eine korrespondierende Kronenlänge von nur 8,3 m erreicht wird. Bei der Kiefer kommt es nicht nur zu einem verringerten Kronendurchmesser, sondern auch zu einer verringerten Kronenlänge. Eine durchschnittliche Kiefer mit einer Baumhöhe von 25,5 m verfügt im Reinbestand über eine Kronenlänge von 7,5 m. Im Mischbestand verringert sich die Kronenlänge um etwa 5 % auf 7,1 m.

Durch die deutlich breiteren und längeren Fichtenkronen und die nur geringfügig kleineren Kiefernkronen steht in den Mischbeständen insgesamt eine größere Kronenmantelfläche und damit unter der Annahme prozentual ähnlicher Benadelungsprozente eine größere photosynthetisch aktive Nadelbiomasse zur Verfügung. Wie bereits beim Kronendurchmesser angemerkt, stützen diese Überlegungen die in Kapitel 4.2.4 ab Seite 158 dargestellten Ergebnissen zum Einzelbaumzuwachs.

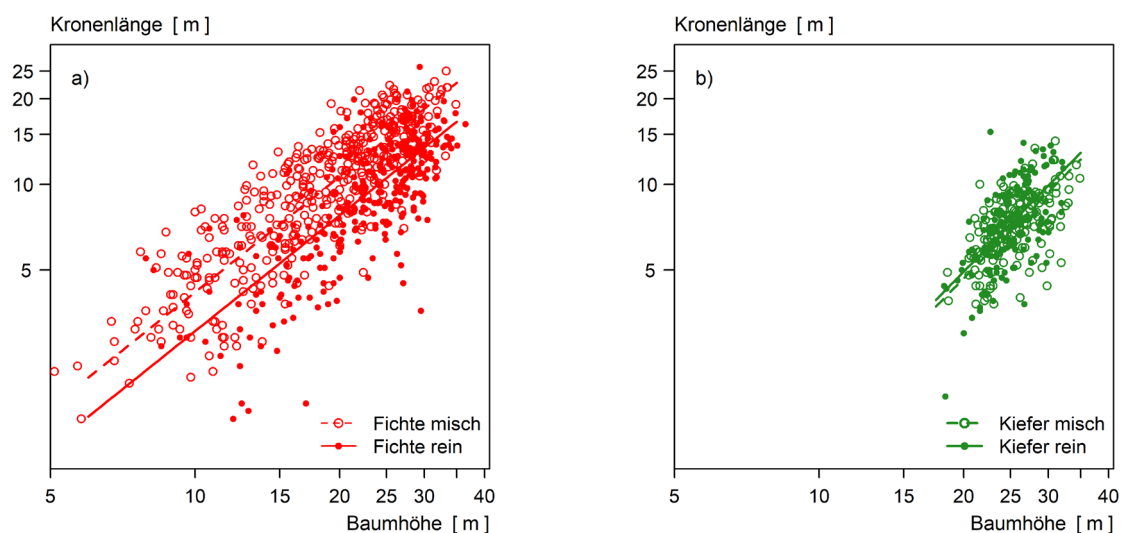


Abbildung 63: Einzelbaum- und baumartenweise Darstellung der Kronenlänge ($n = 1.083$) von (a) Fichte und (b) Kiefer in Abhängigkeit von der individuellen Baumhöhe auf den acht temporären Versuchsflächen zum Anlagezeitpunkt in den Jahren 2013 und 2014 (Durchschnittsalter etwa 70 Jahre). Die Linien stellen einen funktionalen Ausgleich der Beobachtungswerte mit Hilfe eines linearisierten (log-transformierten) gemischten Modells mit einer Nestung auf Versuchs- und Parzellenebene dar. Die Einteilung der x- und y-Achse ist log-skaliert.

Schaftform (echte und unechte Formzahl) der Einzelbäume

In Kapitel 4.2.2 wurde das Verhältnis von Höhe zu Durchmesser auf Bestandesebene anhand von Mittelstamminformationen analysiert. Im vorliegenden Kapitel werden Schaftformparameter wie Formzahl und -höhe und im darauffolgenden Kapitel auch das HD-Verhältnis auf Basis von Einzelbauminformationen eingehender dargestellt. Datengrundlage bilden hierbei zunächst Schaftformrekonstruktionen von 138 herrschenden Fällungsbäumen, die auf sechs der insgesamt acht temporären Versuchsstandorte gewonnen wurden. Die Schaftformrekonstruktion und Analyse erfolgte hierbei auf Basis von sektionsweise entnommenen Stammscheiben im Rahmen der Arbeit von SPATZ (2015) mit Hilfe des lehrstuhleigenen sogenannten DAUBER-Programms (zum Datenmaterial und zur Methodik siehe Kapitel 3.1.3, Seite 72 und Kapitel 3.1.5, Seite 76). Alle nachstehenden Abbildungen orientieren sich maßgeblich an den Darstellungen von SPATZ (2015).

Die Schaftform von Bäumen wird durch die Höhen- und Durchmesserentwicklung im Altersverlauf bestimmt. Diese Entwicklung ist im hohen Maße baumartenspezifisch und wird unter anderem von der lokalen Konkurrenzsituation beeinflusst. Die mit Hilfe des DAUBER-Programms rekonstruierte Höhenentwicklung der herrschenden Fällungsbäume ist in Abbildung 64 als Mittelwertkurve für den Altersrahmen von etwa 10 bis 60 Jahren wiedergeben. Die korrespondierenden Werte für die Alter von 20 und 60 Jahren finden sich in Tabelle 29. Sowohl für die Rein- als auch für die Mischbestände wird dabei deutlich, dass die herrschenden Kiefern den Fichten bis etwa zum Alter von 35 Jahren in der Höhenentwicklung signifikant überlegen sind. Im Alter von 20 Jahren beträgt dieser Höhenvorsprung in den Mischbeständen rund 1 m und zwischen den Reinbeständen gut 2 m. Im Alter von 60 Jahren ist dieser Vorsprung der Kiefer auf 60 cm in den Mischbeständen und 1,40 m in den Reinbeständen geschrumpft.

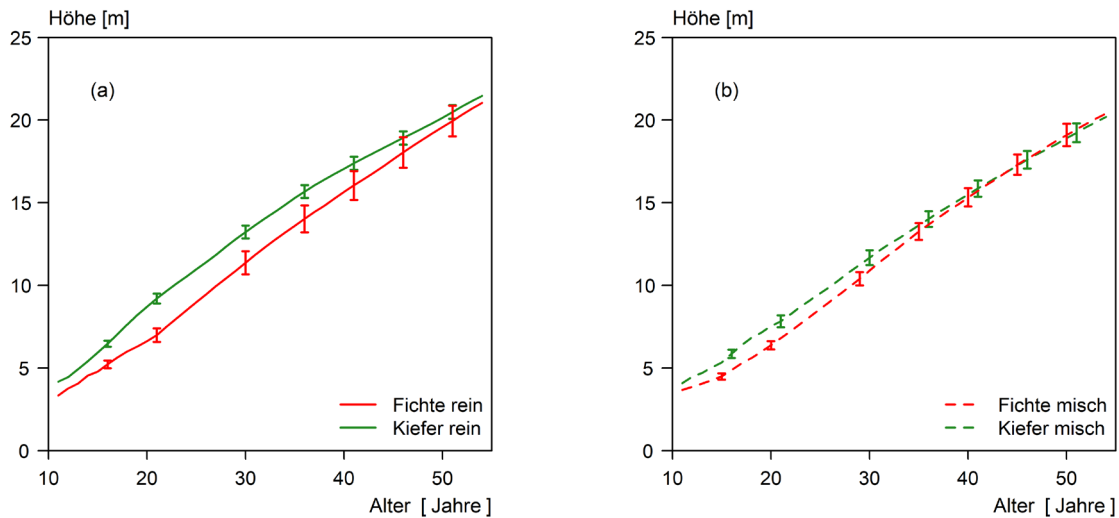


Abbildung 64: Mittelwertkurven der Höhenentwicklung von herrschenden Fällungsbäumen von sechs der acht temporären Versuchsstandorte (Triplets) für (a) Reinbestände und (b) Mischbestände. Die senkrechten Balken stellen die Standardfehler der Messwerte im jeweiligen Alter dar. Die Balken der Baumarten sind aus Darstellungsgründen zum Teil gegeneinander verschoben.

Tabelle 29: Baumarten- und parzellenweise Mittelwerte wichtiger Einzelbaum- und Schaftformparameter von 133 (Alter 20) beziehungsweise 138 (Alter 60) Fällungsbäumen von sechs der acht temporären Versuchsstandorte (Triplets).

Baumart	Parzelle	Anzahl	Durchmesser	Höhe	Grundfläche	Volumen	echte Formzahl	unechte Formzahl	Formhöhe	HD-Verhältnis
		n	cm	m	m ²	m ³	Index	Index	Index	Index
Alter 20										
Fichte	Rein	34	7,17	6,48	0,005	0,02	0,47	0,60	3,76	0,97
	Misch	40	6,09	6,18	0,003	0,01	0,46	0,57	3,50	1,04
Kiefer	Rein	36	8,26	8,72	0,006	0,03	0,51	0,55	4,80	1,08
	Misch	33	7,64	7,35	0,005	0,02	0,48	0,57	4,16	0,99
Alter 60										
Fichte	Rein	31	22,13	21,75	0,044	0,54	0,54	0,51	11,04	1,06
	Misch	38	19,37	19,72	0,033	0,37	0,54	0,52	10,08	1,07
Kiefer	Rein	36	21,05	23,15	0,036	0,44	0,54	0,52	11,97	1,13
	Misch	33	20,26	21,35	0,034	0,39	0,55	0,52	11,06	1,08

Aufbauend auf der beschriebenen Höhenentwicklung und der korrespondierenden Durchmesserentwicklung ist in Abbildung 65 die sogenannte *echte Formzahl* der herrschenden Fällungsbäume für das Alter von 20 und 60 Jahren dargestellt. Die Formzahl gibt an, inwieweit sich das reale Baumvolumen einer idealisierten Baumwalze annähert. Je größer die Formzahl, desto eher gleicht das beobachtete Baumvolumen dem Volumen eines Zylinders. Bei der echten Formzahl wird der Durchmesser in einer variablen Höhe von 10 % der Baumhöhe verwendet. Für das Alter von 20 Jahren zeigt sich, dass die Baumart Fichte in diesem Entwicklungsstadium noch deutlich abformiger ist als die Kiefer. Dies dürfte insbesondere auf die raschere Höhenentwicklung der Kiefer in der Jungwuchsphase zurückzuführen sein. Die in Abbildung 65a erkennbaren geringfügigen Formzahlunterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen haben einer statistischen Überprüfung mit Hilfe einer Varianzanalyse nicht standgehalten. Dies gilt auch für die in Abbildung 65b dargestellten Werte für das Alter 60. Wie aus Tabelle 29 hervorgeht, liegen die Parzellen-

und Baumartenmittelwerte fast einheitlich bei 0,54. Die untersuchten Bäume können damit als überwiegend vollformig bezeichnet werden.

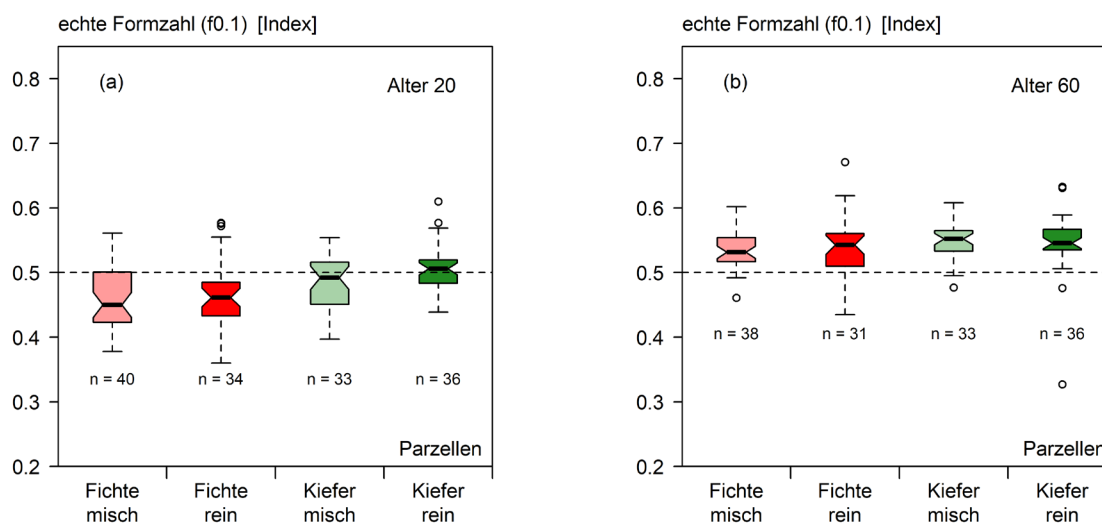


Abbildung 65: Echte Formzahl (f0.1) der herrschenden Fällungsbäume von sechs der acht temporären Versuchsstandorte im Alter von (a) 20 und (b) 60 Jahren.

Auch die Mittelwertkurven in Abbildung 66 verdeutlichen, dass auf Baumartenebene bei der *echten Formzahl* nur in der frühesten Jugend bis etwa zum Alter von 20 Jahren erkennbare Unterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen bestehen. Allerdings sind auch diese Unterschiede nicht statistisch nachweisbar. Aus forstpraktischer und -wirtschaftlicher Perspektive bestehen damit im Hinblick auf die Schaftformen der Baumarten Kiefer und Fichte keine holzverwertungsrelevanten Unterschiede zwischen Rein- und Mischbestand.

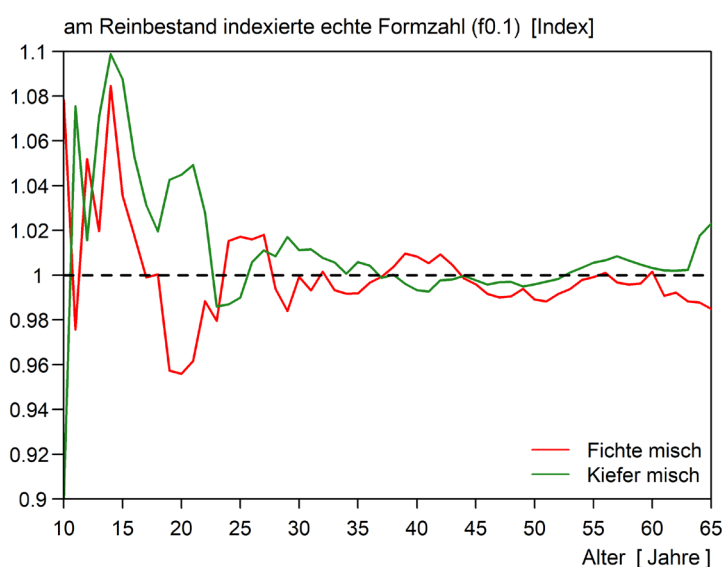


Abbildung 66: Mittelwertkurven der echten Formzahl (f0.1 = Bezugsdurchmesser in 10 % der Baumhöhe) von herrschenden Fällungsbäumen von sechs der acht temporären Versuchsstandorte (Triplets) im Altersverlauf von 10 bis 65 Jahren. Die baumartenweisen Werte der Mischbestände wurden zu Darstellungs- und Vergleichszwecken an den korrespondierenden Reinbeständen indexiert.

Die in Abbildung 67 dargestellten Mittelwertkurven der an den Reinbeständen indexierten *unechten Formzahlen* der Mischbestände zeigen ein nahezu identisches Bild wie bei der *echten Formzahl*. Zwischen Rein- und Mischbeständen sind nur bis zum Alter von etwa 20 Jahren Unterschiede erkennbar. Insbesondere junge Kiefern scheinen in dieser Entwicklungsphase im Mischbestand vollformiger zu sein als im Reinbestand. Für die Baumart Fichte zeigt sich bis zum Alter 20 ein weniger eindeutiges Bild. Diese Befunde werden auch durch die Darstellungen in Abbildung 68 gestützt. Die Boxplots und eine darauf aufbauende Varianzanalyse belegen allerdings, dass die in Abbildung 67 identifizierten geringfügigen Unterschiede zwischen Rein- und Mischbestand sowohl für das Alter 20 als auch für das Alter 60 keiner statistischen Überprüfung standhalten.

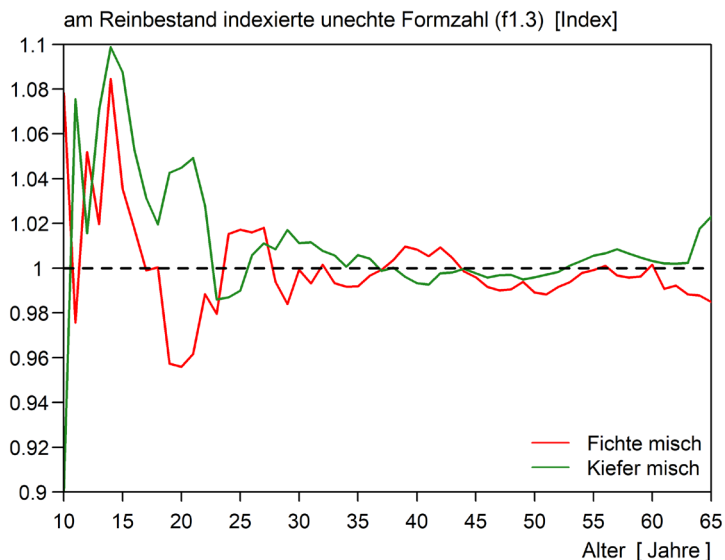


Abbildung 67: Mittelwertkurven der unechten Formzahl (f1.3 = Bezugsdurchmesser in 1,30 m Baumhöhe) von herrschenden Fällungsbäumen von sechs der acht temporären Versuchsstandorten (Tripletts) im Altersverlauf von 10 bis 65 Jahren. Die Werte der Mischbestände wurden zu Darstellungs- und Vergleichszwecken an den korrespondierenden Reinbeständen indexiert.

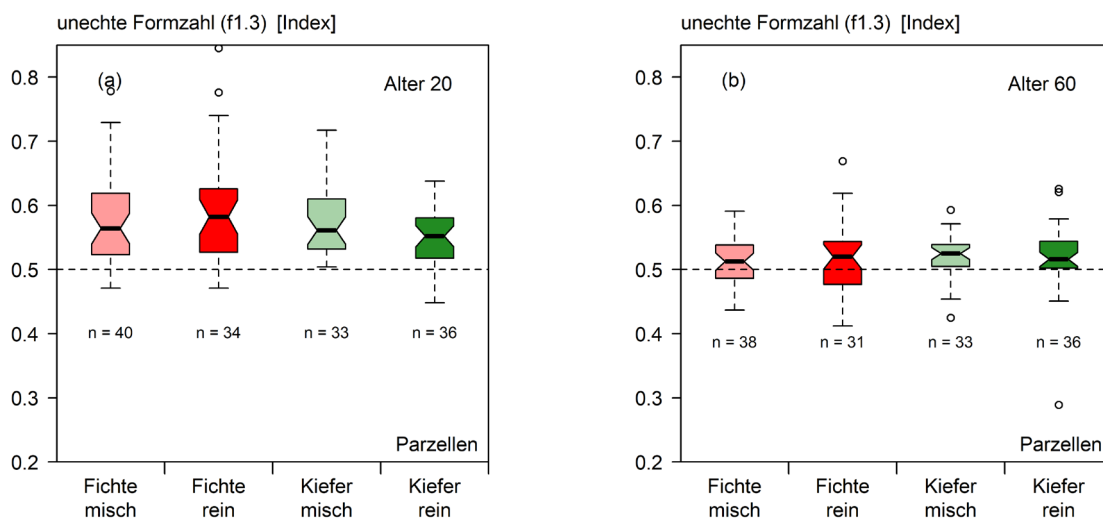


Abbildung 68: Unechte Formzahl (f1.3 = Bezugsdurchmesser in 1,30 m Baumhöhe) der herrschenden Fällungsbäume an sechs von acht temporären Versuchsstandorten (Tripletts) im Alter von (a) 20 und (b) 60 Jahren.

Schlankheitsgrad (HD-Verhältnis) der Einzelbäume

Deutlicher ist der Unterschied zwischen Rein- und Mischbeständen beim HD-Verhältnis. In Abbildung 69 ist der Verlauf des HD-Verhältnisses der herrschenden Fällungsbäume im Alter von 10 bis 65 Jahren baumartenweise als Mittelwertkurve der Versuchsstandorte dargestellt. Erneut wurden dabei die Mischbestandswerte an den Werten der Reinbestände indexiert. Auf diese Weise ist zu erkennen, dass die Fichten in den Mischbeständen bis etwa zum Alter von 60 Jahren höhere HD-Verhältnisse, also größere Schlankheitsgrade aufweisen. Hingegen zeigen die Kiefern in den Mischbeständen tendenziell niedrigere HD-Verhältnisse als in den Reinbeständen. In Abbildung 70 und Tabelle 29 sind die Absolutwerte des HD-Verhältnisses für die Alter von 20 und 60 Jahren dargestellt.

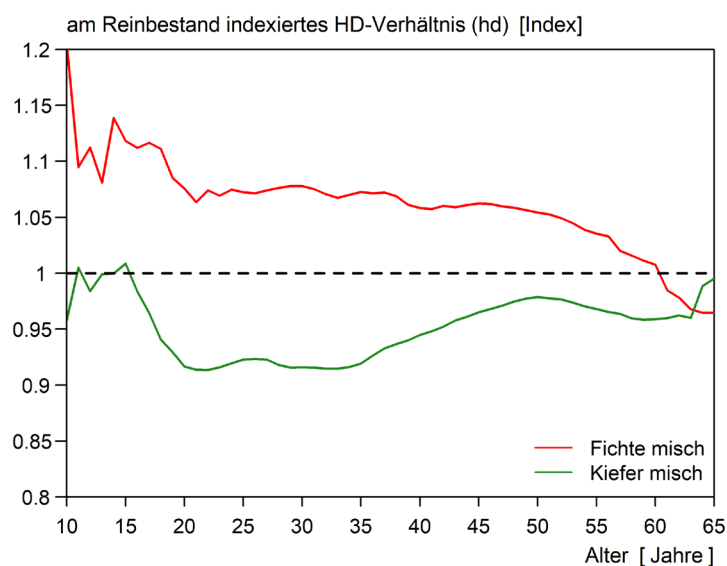


Abbildung 69: Mittelwertkurven des Verhältnisses von Höhe zu Durchmesser (HD-Verhältnis oder Schlankheitsgrad) herrschender Fällungsbäume an sechs von acht temporären Versuchsstandorten (Triplets) im Altersverlauf von 10 bis 65 Jahren. Die Werte der Mischbestände wurden zu Darstellungs- und Vergleichszwecken an den korrespondierenden Reinbeständen indexiert.

Entgegen den Erwartungen zeigen die herrschenden Kiefern und Fichten sowohl in den Rein- als auch in den Mischbeständen gerade im Alter 60 vergleichsweise hohe HD-Verhältnisse (Schlankheitsgrade) von über 1,0. Die im Alter von 20 Jahren bei beiden Baumarten noch deutlichen Unterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen haben sich bis zum Alter von 60 Jahren weitestgehend ausgeglichen. Im Alter von 20 Jahren zeigen die herrschenden Fichten in den Reinbeständen mit einem Wert von 0,97 noch niedrigere HD-Verhältnisse als vergleichbare Fichten in den Mischbeständen (1,04). Die Kiefern in den Mischbeständen weisen hingegen mit einem durchschnittlichen Wert von 0,99 einen niedrigeren Schlankheitsgrad auf als die korrespondierenden Kiefern aus den Reinbeständen (1,08). Diese Unterschiede zwischen den Bestandestypen *Rein* und *Misch* sind allerdings nicht statistisch nachweisbar und liegen offenbar im Bereich zufälliger Schwankungen.

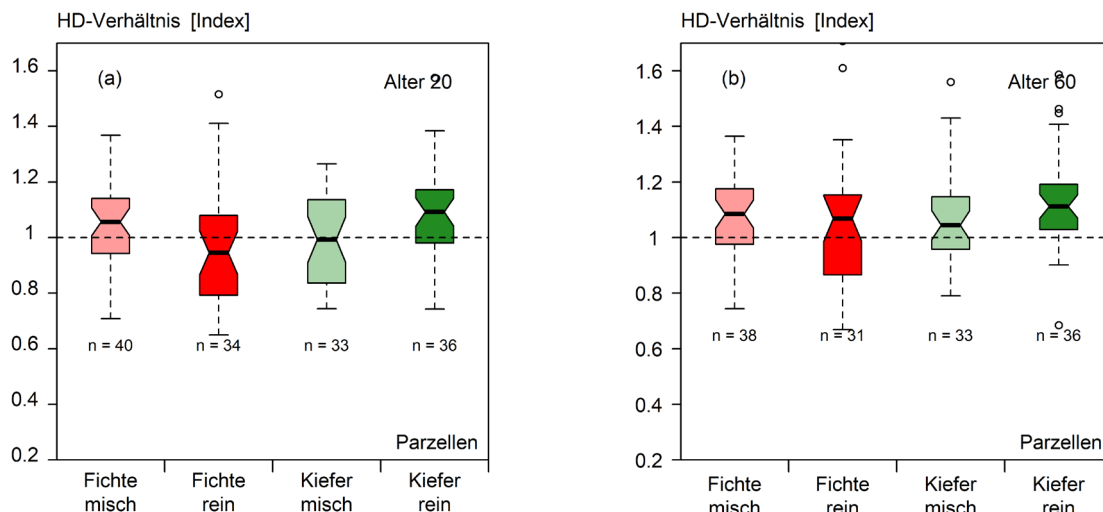


Abbildung 70: HD-Verhältnis der herrschenden Fällungsbäume von sechs der acht temporären Versuchsstandorte im Alter von (a) 20 und (b) 60 Jahren.

Das größere Kollektiv der 868 herrschenden und mitherrschenden Höhenmessbäume, zu denen auch die zuvor ausgewerteten Fällungsbäume zählen, zeigen ein abweichendes Bild der HD-Verhältnisse. Zum Anlagezeitpunkt der temporären Versuchsflächen (Tripletts) in den Jahren 2013 und 2014 weisen die herrschenden und mitherrschenden Höhenmessbäume HD-Verhältnisse von unter 1,0 auf. Hierbei weisen die Kiefern sogar einen Mittelwert von nur 0,89 auf (Median 0,87) und unterscheiden sich, anders als bei den Fällungsbäumen, deutlich von der Baumart Fichte (Mittelwert 0,99, Median 0,97). Statistisch nachweisbare Unterschiede zwischen den Bestandestypen *Rein* und *Misch* bestehen auch bei diesen Ergebnissen nicht.

Die Abweichungen zwischen den Ergebnissen der herrschenden Fällungsbäume und denen des Kollektivs der herrschenden und mitherrschenden Höhenmessbäume erscheinen zunächst inkonsistent und unplausibel. Allerdings könnte ein Teil der Ergebnisunterschiede auf das jeweilige Betrachtungsalter zurückzuführen sein. Die Fällungsbäume konnten auf Grundlage der Schaftformrekonstruktion auf ein einheitliches Betrachtungsalter von 60 Jahren normiert werden. Hingegen decken die Höhenmessbäume zum Anlagezeitpunkt der Tripletts einen im weiteren Sinne heterogenen Altersrahmen von 60 bis 85 Jahren ab. Sie weisen ein Durchschnittsalter von 72 Jahren auf. Dementsprechend wäre es zum einen möglich, dass die insgesamt niedrigeren HD-Verhältnisse der Höhenmessbäume auf ein breiteres und im Mittel auch höheres Altersspektrum zurückzuführen sind. Zum anderen wäre denkbar, dass die untersuchten superdominanten Fällungsbäume gegenüber den herrschenden und mitherrschenden Höhenmessbäumen systematisch abweichende HD-Verhältnisse aufweisen. Zudem wären Verschiebungen aufgrund methodischer Abweichungen zwischen den Schaftformrekonstruktionen mit Hilfe des DAUBER-Programms und den feldbasierten Höhen- und Durchmessermessungen denkbar. Sehr plausibel erscheinen in diesem Zusammenhang systematische Abweichungen aufgrund des fehlenden Rindenabzugs bei den Feldmessungen des Brusthöhendurchmessers. Diese Annahme wird insbesondere dadurch gestützt, dass die Unterschiede gegenüber den Fällungsbäumen bei der Baumart Kiefer besonders hoch ausfallen. Die Kiefer weist gerade im fortgeschrittenen Alter große Rindenstärken auf. Dies führt ohne einen entsprechenden Rindenabzug zu größeren Durchmessern und abnehmenden HD-Verhältnissen.

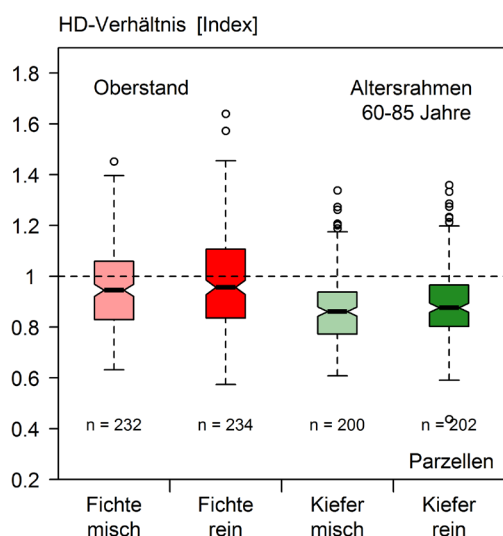


Abbildung 71: HD-Verhältnis herrschender und mitherrschender (oberständiger) Höhenmessbäume von sechs der acht temporären Versuchsstandorte zum Anlagezeitpunkt in den Jahren 2013 und 2014 (abgedeckter Altersrahmen etwa 60 bis 85 Jahre). Als herrschend oder mitherrschend wurden solche Bäume ausgewiesen, die mindestens 75 % der Bestandesoberhöhe erreicht hatten.

Allometrische Beziehung von Durchmesser zu Höhe aller Höhenmessbäume

Wie zuvor dargestellt, existieren beim Verhältnis von Höhe zu Durchmesser sowohl bei den herrschenden Fällungsbäumen ($n = 138$) als auch bei den herrschenden und mitherrschenden Höhenmessbäumen ($n = 868$) von Kiefer und Fichte keine varianzanalytisch nachweisbaren Gruppenunterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen. Auch die Analyse der allometrischen Beziehung von Höhe zu Durchmesser aller 1.022 Höhenmessbäume aus allen Bestandesschichten mit Hilfe eines linearisierten Modells lieferte nur bei der Baumart Fichte sichtbare Unterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen. Eine durchschnittliche Fichte in der Altersphase von 60 bis 85 Jahren und einem Brusthöhendurchmesser von 21 cm ist im Reinbestand mit 21,2 m etwa 1,2 m höher als eine vergleichbare Fichte im Mischbestand. Dieser Unterschied zeigte sich allerdings nur auf dem 10 %-Niveau als signifikant ($p = 0,062$). Bei der Baumart Kiefer zeigte sich erneut eine umgekehrte Tendenz. Eine durchschnittliche Kiefer mit einem Brusthöhendurchmesser von 28,8 cm weist im Mischbestand eine um 70 cm größere Höhe auf als im Reinbestand. Dieser geringfügige Unterschied war allerdings nicht statistisch absicherbar ($p = 0,303$). Damit stehen die Ergebnisse im Einklang mit den baumartenbezogenen Befunden zur Oberhöhenentwicklung von Rein- und Mischbeständen im rekonstruierten 30-jährigen Beobachtungszeitraum (s. Kapitel 4.2.2, Seite 141 ff.).

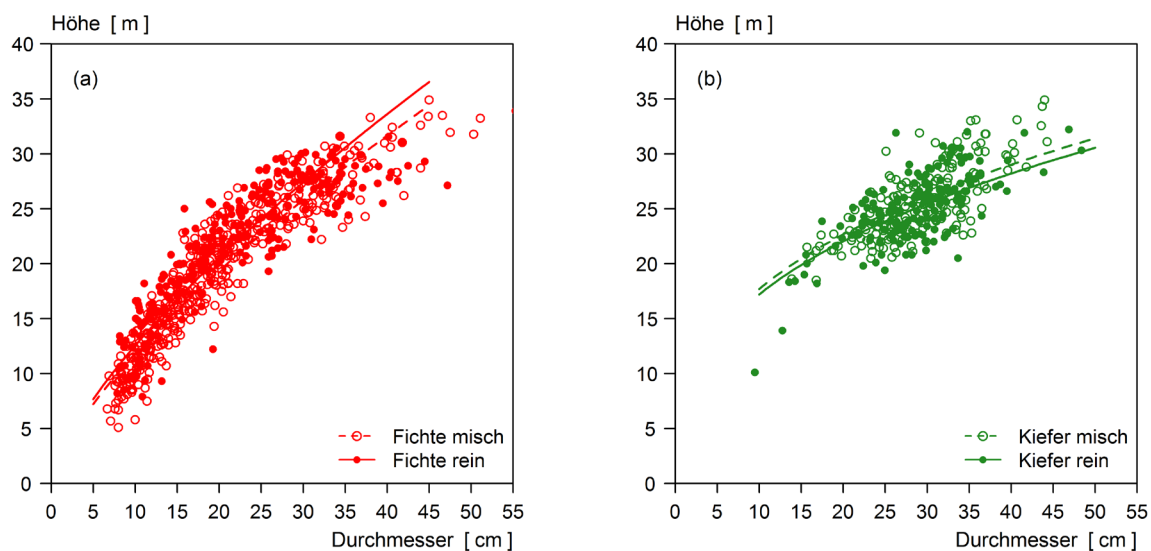


Abbildung 72: Darstellung der Baumhöhe von (a) Fichte und (b) Kiefer in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser auf sieben von acht temporären Versuchsstandorten (Altersrahmen 60 bis 85 Jahre, Durchschnittsalter 70 Jahre). Die Linien stellen einen funktionalen Ausgleich der Beobachtungswerte ($n = 1.022$) mit Hilfe eines linearisierten (log-transformatierten) gemischten Modells mit einer Nestung auf Versuchs- und Parzellenebene dar.

4.2.4 Einzelbaumproduktivität in Rein- und Mischbestand

In Kapitel 4.2.1 konnte auf Bestandesebene gezeigt werden, dass die Baumart Fichte im rekonstruierten 30-jährigen Beobachtungszeitraum deutlich von einem Wachstum in Mischung mit der Baumart Kiefer profitiert. Im Vergleich zum Wachstum in den Reinbeständen zeigt die Fichte in den Mischbeständen in der Altersphase von etwa 35 bis 85 Jahren sowohl einen höheren relativen Grundflächen- als auch Volumenzuwachs. Die Kiefer kann hingegen nicht in demselben Maße von einem Wachstum in Mischung profitieren. Zwar dominiert die Kiefer das Wachstum in den Mischbeständen noch in der frühesten Jugend, gerät aber im Altersverlauf sowohl in der Höhen- als auch in der Kronenentwicklung unter zunehmenden Konkurrenzdruck (s. hierzu Kapitel 4.2.3). In den nachfolgenden Kapiteln wird untersucht, wie sich die unterschiedliche Konkurrenzsituation in den Rein- und Mischbeständen auf das mittelfristige Zuwachsverhalten der Einzelbäume auswirkt. Dabei wird insbesondere untersucht, welche waldwachstumskundlichen Konkurrenzparameter das Einzelbaumwachstum von Kiefer und Fichte beeinflussen.

Das jährliche Einzelbaumwachstum wird wesentlich von der Einzelbaumdimension beeinflusst. Letztere kann über den Brusthöhendurchmesser (bhd), die Grundfläche (g) oder das Volumen (v) beschrieben werden. Zudem wird das Einzelbaumwachstum maßgeblich von der Standortgüte ($Bonität_{75}$) und der lokalen Konkurrenzsituation determiniert. Sind die Dimensionsgrößen auf Einzelbaumebene zunächst noch vergleichsweise leicht zu erfassen und zu berechnen, so ist dies für die lokale Konkurrenz weitaus schwieriger. Wie im Methodenteil in Kapitel 3.1.7 ab Seite 80 dargestellt, wird die baumindividuelle Konkurrenzsituation in der vorliegenden Untersuchung durch eine Reihe von Kenngrößen abgebildet. Das gewählte Verfahren differenziert baumindividuell auf Grundlage von kronengrößenabhängigen Suchradien die lokale Bestandesdichte (sdi_{lokal}) und die Artzusammensetzung der lokalen Konkurrenz. Mit Blick auf die Artzusammensetzung wird für jeden Einzelbaum ein lokaler Mischungsanteil der Baumarten Kiefer und Fichte berechnet und so zwischen inner- und zwischenartlicher Konkurrenz unterschieden ($Mischkontrast$).

In den nachfolgenden Kapiteln wird der Einfluss der Baumdimension und lokalen Konkurrenzsituation auf den Grundflächen- und Volumenzuwachs der Einzelbäume mit Hilfe von linearisierten gemischten Modell-

en (*LME*) statistisch untersucht. Datengrundlage bilden 739 Bohrungs- und Fällungsbäume, für die zum einen Jahrringchronologien und damit besonders belastbare Zuwachswerte vorlagen sowie zum anderen Informationen über die horizontale und vertikale Kronenausdehnung vorhanden waren. Da letztere nur zum Zeitpunkt der Versuchsflächenanlage in den Jahren 2013 und 2014 erfasst werden konnten, wird im Folgenden nur der jährliche Zuwachs der letzten fünfjährigen Zuwachsperiode vor der Flächenanlage analysiert.

Tabelle 30: Baumarten- und parzellenweise Mittelwerte wichtiger ertragskundlicher Parameter der 739 Bohrungs- und Fällungsbäume zum Anlagezeitpunkt der acht temporären Versuchsstandorte (Triplets) in den Jahren 2013 und 2014. Die 739 Untersuchungsbäume bilden die Grundlage für die modellbasierte Analyse des konkurrenzabhängigen Einzelbaumzuwachses.

Baumart	Parzelle	Einzelbaum								
		Anzahl	Grundfläche	Höhe	Volumen	lokale Bestandesdichte	lokaler Mischungsant. Kontrastart	Höhe im Alter 75	Grundflächenzuwachs	Volumenzuwachs
		n	g m ²	h m	v m ³	sdi_{lokal} n ha ⁻¹	$MischKontrast$ %	Bon_{75} m	ig m ² a ⁻¹	iv m ³ a ⁻¹
Fichte	Rein	215	0,061	24,74	0,80	787,52	0,04	29,90	0,00126	0,0235
	Misch	226	0,049	21,67	0,59	846,71	0,42	28,93	0,00116	0,0194
Kiefer	Rein	157	0,064	25,43	0,76	659,03	0,04	26,78	0,00124	0,0215
	Misch	141	0,071	25,99	0,86	789,89	0,53	26,54	0,00123	0,0225

Grundflächenzuwachs der Einzelbäume

Die in Tabelle 31 wiedergegebenen statistischen Kennwerte des linearisierten gemischten Modells nach Formel 9 zeigen, dass der Grundflächenzuwachs (ig) des Einzelbaums k auf Parzelle j und Versuch i bei der Baumart Fichte signifikant von der Baumdimension (*Grundfläche* g) abhängt. Eine größere Grundfläche des Einzelbaumes führt zu einem größeren jährlichen Grundflächenzuwachs. Darüber hinaus bestimmen die lokale Bestandesdichte (SDI_{lokal}) und die standörtliche Leistungsfähigkeit (*Bonität*₇₅) sowie deren Wechselwirkung mit der Baumdimension den jährlichen baumindividuellen Grundflächenzuwachs. Ferner wird deutlich, dass die Grundflächenentwicklung der untersuchten Fichten positiv von einer zwischenartlichen Konkurrenz der Kiefer beeinflusst wird (Mischungsanteil der Kontrastart = *Mischkontrast*). Ein zunehmender Kiefernanteil in der unmittelbaren Nachbarschaft wirkt für die Fichte konkurrenzreduzierend und wachstumsfördernd.

Die beschriebene Wirkungsrichtung der einzelnen Modellvariablen kann unmittelbar aus Tabelle 31 abgelesen werden. Schwieriger ist es, den Wirkungseinfluss der einzelnen Variablen miteinander zu vergleichen. Daher wurden alle nachfolgenden Modelle ergänzend mit standardisierten beziehungsweise normierten Eingangsvariablen gerechnet. Auf diese Weise zeigt sich, dass nach dem Modell die Einzelbaumgrundfläche den jährlichen Grundflächenzuwachs mit rund 70 % beeinflusst. Mit fast 10 % fällt der Einfluss der Konkurrenzvariable *Mischkontrast* deutlich geringer aus, ist aber dennoch die zweitwichtigste Variable des Modells. Alle weiteren Variablen leisten einen Erklärungsbeitrag zwischen 5 und 10 %.

$$\log(ig_{Fichte})_{ijk} = a + b * \log(g_{ijk}) * Bonität_{75,ij} + c * SDI_{lokal,ijk} + d * Mischkontrast_{ijk} + b_{ij} + \epsilon_{ijk} \quad \text{Formel 9}$$

Tabelle 31: Parameterschätzung und Signifikanzbeurteilung (***) $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$) des linearen gemischten Modells nach Formel 9 zum Zusammenhang zwischen lokaler baumindividueller Konkurrenzsituation und periodischem jährlichen Grundflächenzuwachs der Baumart Fichte im letzten fünfjährigen Betrachtungszeitraum vor der Versuchsflächenanlage in den Jahren 2013 und 2014 (Koeffizientenschätzung für nicht standardisierte Daten).

Variable	Parameter	Koeffizient	Standardfehler	t-Wert	p-Wert	Signifikanz
y-Achsenabschnitt	<i>a</i>	-5,731	0,970	-5,907	0,000	***
log(Einzelbaumgrundfläche <i>g</i>)	<i>b</i> ₁	0,529	0,272	1,948	0,052	*
Oberhöhe im Alter 75 (Bonität ₇₅)	<i>b</i> ₂	0,097	0,032	3,006	0,020	*
lokaler SDI (<i>SDI</i> _{lokal})	<i>c</i>	-0,0004	0,000	-3,762	0,000	***
Mischungsanteil Kontrastart (MischKontrast)	<i>d</i>	0,447	0,124	3,591	0,000	***
log(<i>g</i>)*Bonität ₇₅	<i>b</i> ₃	0,026	0,009	2,862	0,004	**

Das korrespondierende Erklärungsmodell zum baumindividuellen jährlichen Grundflächenzuwachs der Baumart Kiefer in Formel 10 ist durch eine geringere Anzahl an signifikanten Variablen gekennzeichnet (s. Tabelle 32). Mit Blick auf eine Vergleichbarkeit mit dem Modell zum Volumenzuwachs wurden aber auch nicht-signifikante Variablen im Modell belassen. Im Vergleich zu den Fichtenmodellen wurde allerdings die Variable zur Standortgüte (*Bonität*₇₅) und deren Wechselwirkung mit der Baumdimension nicht in die Kiefernmodelle aufgenommen, da sich diese weder beim Modell für den Grundflächen- noch für den Volumenzuwachs als signifikant zeigten. Folglich wird das Grundflächenwachstum der untersuchten Kiefern fast ausschließlich von der Baumdimension in Form von der Grundfläche *g* beeinflusst. Bei den nicht-signifikanten Variablen der lokalen Bestandesdichte (*SDI*_{lokal}) und Fichtenkonkurrenz in der unmittelbaren Baumnachbarschaft (*MischKontrast*) können allenfalls Hinweise auf die grundsätzliche Wirkungsrichtung der Variablen identifiziert werden. Sowohl eine zunehmende lokale Bestandesdichte als auch ein zunehmender Fichtenanteil in der unmittelbaren Nachbarschaft wirken demnach tendenziell negativ auf das Grundflächenwachstum der Kiefer. Diese Wirkmechanismen zum Einzelbaumwachs der Baumart Kiefer finden sich in statistisch nachweisbarer Form im entsprechenden Modell zum Volumenzuwachs auf Seite 163 wieder.

In Abbildung 73 sind die Modellergebnisse zum baumindividuellen Grundflächenzuwachs aus Tabelle 32 grafisch dargestellt. Dabei wurden alle Modellvariablen durch Einsetzen der baumartenspezifischen Beobachtungsmittelwerte konstant gehalten und nur der lokale Mischungsanteil der Kontrastart (*MischKontrast*) variiert. Auf diese Weise kann die Wirkung unterschiedlicher Mischungsanteile und Nachbarschaftskonstellationen auf das Wachstum der jeweiligen Fokusbaumarten veranschaulicht werden. Es zeigt sich, dass auf den temporären Versuchsflächen nur der Grundflächenzuwachs der Baumart Fichte von einer lokalen Beimischung der anderen Art profitiert.

$$\log(ig_{Kiefer})_{ijk} = a + b * \log(g_{ijk}) + c * SDI_{lokalijk} + d * Mischkontrast_{ijk} + b_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad \text{Formel 10}$$

Tabelle 32: Parameterschätzung und Signifikanzbeurteilung (***) $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$) des linearen gemischten Modells nach Formel 10 zum Zusammenhang zwischen lokaler baumindividueller Konkurrenzsituation und periodischem jährlichen Grundflächenzuwachs der Baumart Kiefer im letzten fünfjährigen Betrachtungszeitraum vor der Versuchsflächenanlage in den Jahren 2013 und 2014 (Koeffizientenschätzung für nicht standardisierte Daten).

Variable	Parameter	Koeffizient	Standardfehler	t-Wert	p-Wert	Signifikanz
y-Achsenabschnitt	<i>a</i>	-2,915	0,246	-11,867	0,0000	***
log(Einzelbaumgrundfläche <i>g</i>)	<i>b</i>	1,405	0,076	18,393	0,0000	***
lokaler SDI (SDI_{lokal})	<i>c</i>	-0,0001	0,000	-0,689	0,4916	n.s.
Mischungsanteil Kontrastart (MischKontrast)	<i>d</i>	-0,122	0,116	-1,051	0,2942	n.s.

Rechnerisch verfügt eine Fichte mit einer Grundfläche von 0,05 m² und einer 50 %igen Kiefernbeimischung in unmittelbarer Nachbarschaft im Mischbestand über einen um etwa 25 % gesteigerten jährlichen Grundflächenzuwachs. Tatsächlich verfügen die in den Mischbeständen untersuchten Fichten im Durchschnitt über eine etwa 42 %ige Kiefernbeimischung in der unmittelbaren Nachbarschaft und kommen damit dem verwendeten Beispielswert von 50 % relativ nahe. Deutlich größere Unterschiede zwischen dem fiktiven Beispiel und dem real beobachteten Mittelwert aller Parzellenbäume besteht allerdings bei der Einzelbaumgrundfläche. Bereits die durchschnittliche Grundfläche der untersuchten Fichten fällt im Mischbestand mit 0,049 m² deutlich niedriger aus als im Reinbestand (0,061 m²) (s. Tabelle 30). Im Kollektiv aller Parzellenbäume fällt dieser Unterschied dann sogar noch deutlicher aus. Da die Einzelbaumgrundfläche die bedeutendste Modellvariable ist, wird ein Großteil des Mehrzuwachses im Mischbestand durch die niedrigeren Grundflächen wieder aufgehoben. Der Einfluss der weiteren, im Beispiel konstant gehaltenen Modellvariablen fällt wie dargestellt weitaus geringer aus. Zur Berechnung wurden folgende Mittelwerte der in den Rein- und Mischbeständen untersuchten Fichten verwendet: lokale Bestandesdichte (sdi_{lokal}) 818 N ha⁻¹ und Oberhöhe bis zum Alter 75 ($Bonität_{75}$) 29,4 m.

Für die Kiefer liefert dieselbe Vorgehensweise bei einer angenommenen Einzelbaumgrundfläche von ebenfalls 0,05 m² und einer 50 %igen Fichtenbeimischung in der unmittelbaren Umgebung einen um 6 % verminderten jährlichen Grundflächenzuwachs. Auch bei der Baumart Kiefer liegt der reale lokale Mischungsanteil der Kontrastart Fichte mit 53 % sehr nahe am verwendeten Beispielswert von 50 %. Als konstanter lokaler SDI (SDI_{lokal}) wurde mit 721 N ha⁻¹ der Mittelwert aller untersuchten Kiefern verwendet. Wie bei der Baumart Fichte, hat auch bei der Kiefer neben der lokalen Konkurrenzsituation die Einzelbaumgrundfläche den größten Einfluss auf den Zuwachs. Da die Einzelbaumgrundfläche der Kiefer im Mischbestand mit 0,071 m² deutlich größer ausfällt als mit 0,064 m² im Reinbestand, wird der hier beschriebene konkurrenzbedingte Zuwachsverlust auf diese Weise überkompensiert.

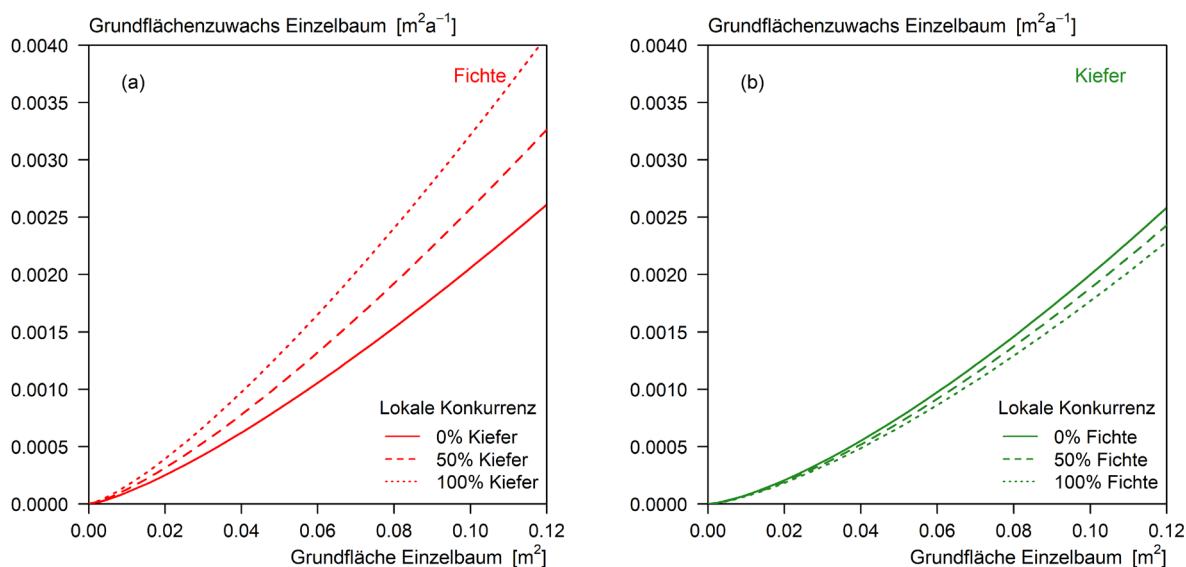


Abbildung 73: Beobachteter und modellierter laufender Grundflächenzuwachs der Einzelbäume der Baumarten (a) Fichte und (b) Kiefer in Abhängigkeit von der Bonität und der lokalen Bestandesdichte (lokaler SDI).

Um die verschiedenen baumartenspezifischen Zuwachseffekte in der Gesamtschau auf Bestandesebene darstellen zu können, wurden die identifizierten Modellparameter summarisch auf das gesamte Baumkollektiv der temporären Versuchsstandorte angewendet. Berücksichtigt wurden damit nicht nur das Zuwachsverhalten der 739 Bohrungs- und Fällungsbäume, sondern auch die Bestandesmittelwerte aller 1.793 Parzellenbäume. Bei dieser Vorgehensweise handelt es sich folglich nicht um die baumweise Modellierung des Grundflächenzuwachses der 1.793 Parzellenbäume. Es ist vielmehr die hilfswise Verwendung der durchschnittlichen Dimensionsgrößen (Mittelstamminformationen) und Stammzahlen aller Versuchsstandorte. Durch diese modellbasierte, standortübergreifende Berechnung konnten selbst die geringfügigen Alters-, Standort- oder Strukturunterschiede zwischen den Versuchspartellen überwunden werden. Auf Grundlage dieser Berechnung leistet die Baumart Fichte einen Beitrag zum Mehrzuwachs in den Mischbeständen von gut 7 %. Der Beitrag setzt sich aus folgenden Wirkmechanismen zusammen: Mehrzuwachs durch konkurrenzreduzierende Kiefernbeimischung in unmittelbarer Nachbarschaft, Minderzuwachs durch höhere lokale Bestandesdichte sowie verringerte Einzelbaumgrundfläche. Die Kiefer leistet ebenfalls einen positiven Beitrag zum Mehrzuwachs im Mischbestand von insgesamt fast 3 %. Bei der Kiefer greifen hierbei folgende Wirkmechanismen: Minderzuwachs durch Fichtenbeimischung in unmittelbarer Nachbarschaft und höhere lokale Bestandesdichte, gleichzeitig aber Mehrzuwachs durch höhere Grundfläche der Einzelbäume. In Summe ergibt sich ein rechnerischer Grundflächenmehrzuwachs in den untersuchten Mischbeständen von rund 10 %.

Volumenzuwachs der Einzelbäume

Wie der Grundflächenzuwachs hängt auch der jährliche Volumenzuwachs (iv) der Baumart Fichte signifikant von der Einzelbaumdimension ab (s. Formel 11 und Tabelle 33). Ein größeres Baumvolumen (v) führt zu einem größeren jährlichen Volumenzuwachs. Ferner bestimmen die lokale Bestandesdichte (SDI_{lokal}) und die standörtliche Leistungsfähigkeit ($Bonität_{75}$) (nicht signifikant) sowie deren Wechselwirkung mit der Baumdimension den jährlichen baumindividuellen Volumenzuwachs. Darüber hinaus wirkt eine lokale Kiefernbeimischung ($MischKontrast$) auf die Fichten konkurrenzreduzierend und wachstumsfördernd.

Die bereits beim Grundflächenzuwachs beschriebene alternative Verwendung normierter beziehungsweise standardisierter Eingangsvariablen zeigt, dass nach dem vorliegenden Modell das individuelle Einzelbaumvolumen den jährlichen Volumenzuwachs der Fichten mit rund 77 % beeinflusst. Die Konkurrenzvariable *MischKontrast* ist auch beim Volumenzuwachs die zweitwichtigste Variable, wenngleich deren Beitrag nur 6 % ausmacht. Die weiteren Variablen leisten jeweils Beiträge von etwa 5 %.

$$\log(iv_{Fichte})_{ijk} = a + b * \log(v_{ijk}) * Bonität_{75ij} + c * SDI_{lokalijk} + d * Mischkontrast_{ijk} + b_{ij} + \epsilon_{ijk} \quad \text{Formel 11}$$

Tabelle 33: Parameterschätzung und Signifikanzbeurteilung (***) $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$) des linearen gemischten Modells nach Formel 11 zum Zusammenhang zwischen lokaler baumindividueller Konkurrenzsituation und periodischem jährlichem Volumenzuwachs der Baumart Fichte im letzten fünfjährigen Betrachtungszeitraum vor der Versuchsflächenanlage in den Jahren 2013 und 2014 (Koeffizientenschätzung für nicht standardisierte Daten).

Variable	Parameter	Koeffizient	Standardfehler	t-Wert	p-Wert	Signifikanz
y-Achsenabschnitt	a	-4,026	0,695	-5,793	0,000	***
$\log(\text{Einzelbaumvolumen } v)$	b_1	0,444	0,222	1,996	0,047	*
Oberhöhe im Alter 75 (Bonität ₇₅)	b_2	0,021	0,023	0,919	0,389	n.s.
lokaler SDI (SDI _{lokal})	c	-0,0003	0,000	-2,389	0,017	*
Mischungsanteil Kontrastart (MischKontrast)	d	0,341	0,144	2,361	0,019	*
$\log(g) * \text{Bonität}_{75}$	b_3	0,023	0,008	3,087	0,002	**

Analog zum Grundflächenzuwachs ist das Erklärungsmodell des baumindividuellen Volumenzuwachses der Kiefer im Vergleich zum Fichtenmodell durch eine geringere Anzahl an Variablen gekennzeichnet (Formel 12). Gemäß den statistischen Kennwerten in Tabelle 34 wird das Volumenwachstum der untersuchten Kiefern positiv vom Einzelbaumvolumen (v) beeinflusst. Der lokale Mischungsanteil der Kontrastart Fichte (*Mischkontrast*) wirkt hingegen wachstumsmindernd. Die lokale Bestandesdichte (sdi_{lokal}) wirkt ebenfalls dämpfend auf das Einzelbaumwachstum der Kiefer. Diese Variable zeigt sich allerdings auch im vorliegenden Modell als nicht signifikant. Die Verwendung normierter beziehungsweise standardisierter Variablen zeigt, dass das Einzelbaumvolumen im vorliegenden Modell sogar etwa 88 % des Volumenzuwachses bestimmt. Der lokale Fichtenanteil (*Mischkontrast*) trägt hingegen nur 3 % bei.

$$\log(iv_{Kiefer})_{ijk} = a + b * \log(v_{ijk}) + c * SDI_{lokal\,ijk} + d * Mischkontrast_{ijk} + b_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad \text{Formel 12}$$

Tabelle 34: Parameterschätzung und Signifikanzbeurteilung (***) $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$) des linearen gemischten Modells nach Formel 12 zum Zusammenhang zwischen lokaler baumindividueller Konkurrenzsituation und periodischem jährlichen Volumenzuwachs der Baumart Kiefer im letzten fünfjährigen Betrachtungszeitraum vor der Versuchsflächenanlage in den Jahren 2013 und 2014 (Koeffizientenschätzung für nicht standardisierte Daten).

Variable	Parameter	Koeffizient	Standardfehler	t-Wert	p-Wert	Signifikanz
y-Achsenabschnitt	<i>a</i>	-3,490	0,078	-44,981	0,0000	***
log(Einzelbaumvolumen <i>v</i>)	<i>b</i>	1,226	0,045	27,513	0,0000	***
lokaler SDI (SDI_{lokal})	<i>c</i>	-0,0001	0,000	-1,217	0,2246	n.s.
Mischungsanteil Kontrastart (MischKontrast)	<i>d</i>	-0,162	0,072	-2,262	0,0245	*

In Abbildung 74 sind die zuvor beschriebenen Modellergebnisse zum baumindividuellen Volumenzuwachs für beide Baumarten grafisch dargestellt. Dabei wurden alle Modellvariablen erneut durch Einsetzen der baumartspezifischen Beobachtungsmittelwerte konstant gehalten und nur der lokale Mischungsanteil der Kontrastart (*Mischkontrast*) variiert. Wie bereits beim Grundflächenzuwachs zeigt sich auch beim Volumenzuwachs, dass auf den temporären Versuchsflächen nur die Baumart Fichte von einer lokalen Beimischung der anderen Art profitiert. Eine fiktive Fichte mit einem Einzelbaumvolumen von $0,7 \text{ m}^3$ und einer 50 %igen Kiefernbeimischung in unmittelbarer Nachbarschaft verfügt im Mischbestand über einen um fast 19 % gesteigerten jährlichen Volumenzuwachs. Diese Zuwachssteigerung wird allerdings von den deutlich geringeren Einzelbaumvolumina in den Mischbeständen kompensiert. Gegenüber dem Einzelbaumvolumen von durchschnittlich $0,8 \text{ m}^3$ im Reinbestand, weisen Fichten im Mischbestand mit $0,6 \text{ m}^3$ deutlich geringere Volumina auf (s. Tabelle 30).

Für die Kiefer ergibt sich beim gleichen Einzelbaumvolumen von $0,7 \text{ m}^3$ und einer 50 %igen Fichtenbeimischung in der unmittelbaren Umgebung ein um fast 8 % verminderter jährlicher Volumenzuwachs. Da das tatsächliche durchschnittliche Einzelbaumvolumen der Kiefer im Mischbestand allerdings mit fast $0,9 \text{ m}^3$ größer ausfällt als im Reinbestand ($0,8 \text{ m}^3$), wird der auf Grundlage des Zuwachsmodells ermittelte konkurrenzbedingte Zuwachsverlust durch die Volumensteigerung ausgeglichen und sogar überkompensiert.

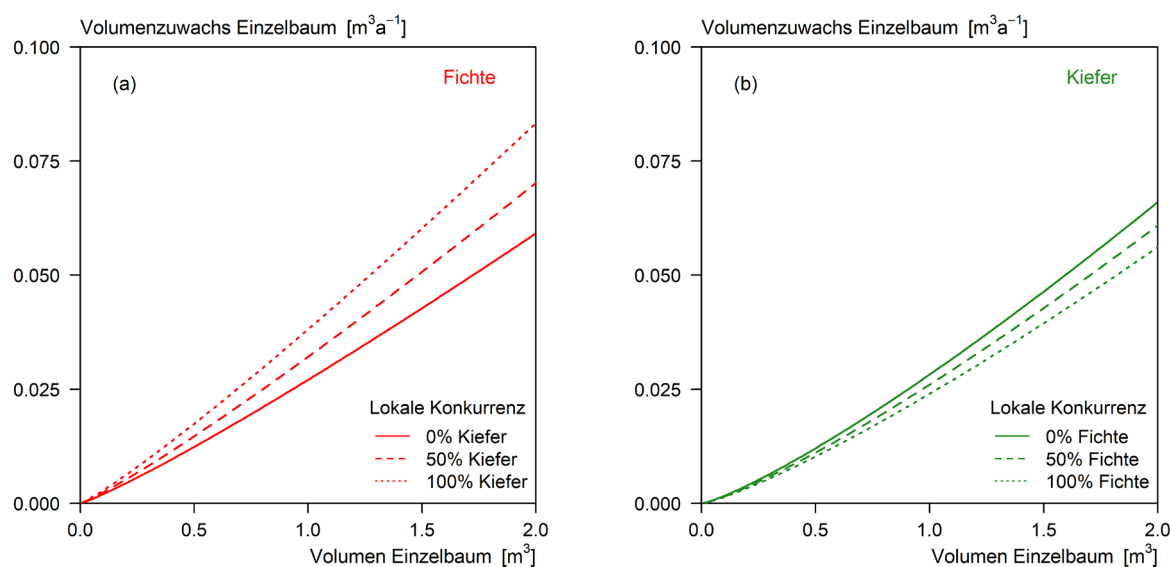


Abbildung 74: Beobachteter und modellierter laufender Volumenzuwachs der Einzelbäume der Baumarten (a) Fichte und (b) Kiefer in Abhängigkeit von der Bonität und lokalen Bestandesdichte (lokaler SDI).

Um die Zuwachseffekte in der Gesamtwirkung und auch auf Bestandesebene darstellen zu können, wurden die Modellparameter zum einzelbaumbezogenen Volumenzuwachs wie bereits beim Grundflächenzuwachs auf die Mittelstamminformationen und Stammzahlen des gesamten Baumkollektives ($n = 1.793$) aller temporären Versuchsstandorte (Triplets) angewendet. Durch das Zusammenwirken von wachstumsfördernden und -hemmenden Effekten leistet die Baumart Fichte auf den temporären Versuchsflächen einen Beitrag zum Volumenmehrzuwachs der Mischbestände von fast 4 %. Wachstumsfördernd wirken hierbei die Konkurrenzreduktion durch eine lokale Kiefernbeimischung und eine insgesamt erhöhte Stammzahl. Damit einhergehen wachstumsreduzierende Effekte, wie eine höhere lokale Bestandesdichte und ein reduziertes Einzelbaumvolumen. Die Kiefer leistet auf Bestandesebene mit rund 3 % entgegen den Erwartungen ebenfalls einen positiven Beitrag zum Mehrzuwachs in den Mischbeständen. Bei der Kiefer wirken die Fichtenbeimischung in unmittelbarer Nachbarschaft und die höhere lokale Bestandesdichte zunächst wachstumsreduzierend. Das größere Volumen der Einzelbäume wirkt dem allerdings entgegen. Im Zusammenspiel der beiden Baumarten ergeben sich auf Grundlage der vereinfachten Zuwachsmodele und dem damit möglichen weitgehenden Ausschluss von Alters-, Bestandes- und Strukturinhomogenitäten zwischen den Vergleichsparzellen in der Altersphase von 60 bis 85 Jahren rechnerische Volumenmehrzuwächse in den Mischbeständen von rund 7 %.

4.2.5 Einzelbaum- und Bestandeszuwachs in Rein- und Mischbestand in Abhängigkeit von der Witterung

Nachdem im vorangegangenen Kapitel der Einfluss der Bestandesstruktur auf den Einzelbaum- und Bestandeszuwachs untersucht wurde, soll in diesem Kapitel der Einfluss der Witterung auf das Wachstum von Kiefer und Fichte in Rein- und Mischbestand analysiert werden. Datengrundlagen bilden hierbei 638 Bohrungs- und Fällungsbäume. Betrachtungszeitraum ist die Periode der Jahre 1940 bis 2013. Für das Jahr 2013 standen bei der Baumart Fichte je Versuchsstandort und -parzelle durchschnittlich 26 analysierte Bäume des Ober-, Unter- und Zwischenstandes in Rein- und Mischbeständen zur Verfügung. Aufgrund eines weitgehend fehlenden Unter- und Zwischenstands waren es bei der Lichtbaumart Kiefer hingegen nur jeweils 19 Bäume. Über die untersuchten Standorte hinweg sind dies für das Jahr 2013 und auch das Trockenjahr 2003 in Summe 369 Fichten und 269 Kiefern (s. Abbildung 75). Aufgrund des fortgeschrittenen

Bestandesalters von durchschnittlich 70 Jahren reichen die Jahrringchronologien vergleichsweise weit zurück. Das deutschlandweit bedeutsame Trockenjahr 1976 wird beispielsweise vom gesamten untersuchten Baumkollektiv abgebildet. Selbst das Trockenjahr 1947 wird noch von 3 beziehungsweise 4 Standorten mit einer durchschnittlichen Anzahl von 13 bis 20 Bäumen abgedeckt.

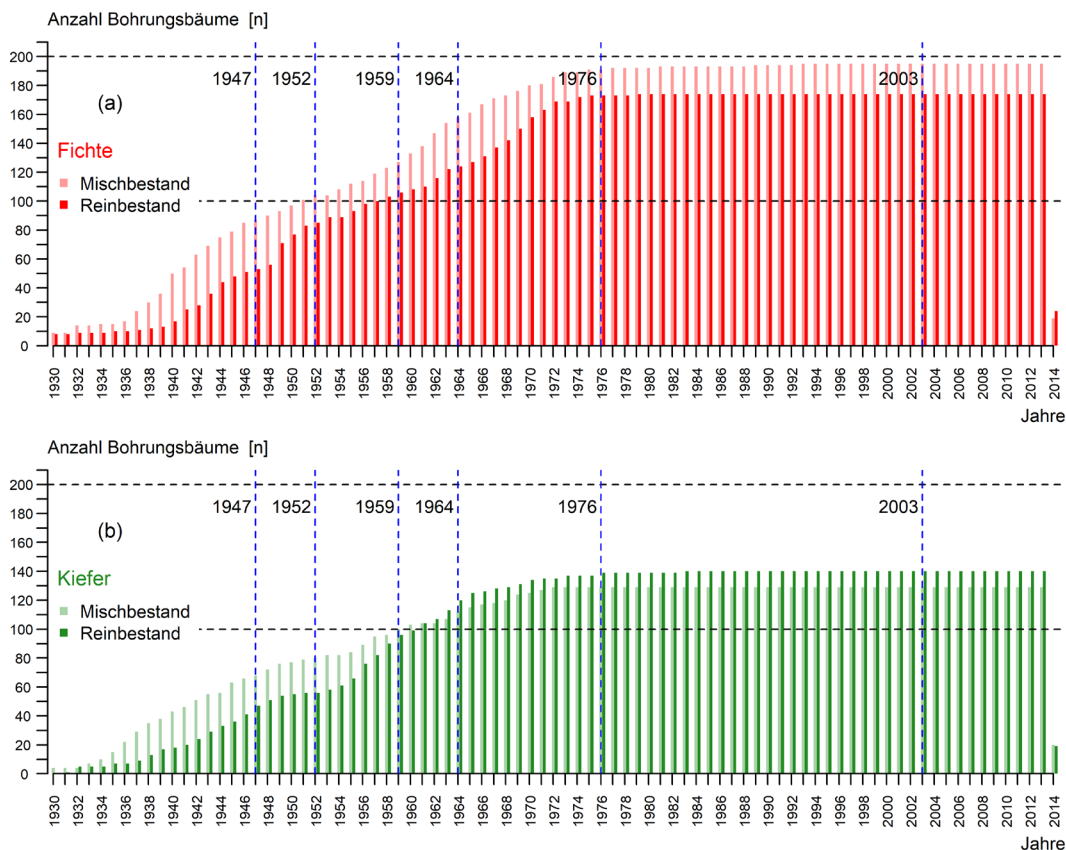


Abbildung 75: Anzahl an herrschenden und mitherrschenden sowie unterdrückten Bohrungsbäumen, die mit ihrer Jahrringchronologie die angegebenen Jahre von 1930 bis 2014 abdecken. Berücksichtigt sind sieben der acht temporären Versuchsstandorte mit insgesamt maximal (a) 369 Fichten und (b) 269 Kiefern in Rein- und Mischbeständen. Der Versuchsstandort Schrobenhausen (SRO) konnte nicht in die Auswertung einbezogen werden. Die senkrechten blauen Linien stellen die in Abbildung 78 auf Basis der klimatischen Wasserbilanz identifizierten Trockenjahre dar.

In Tabelle 35 ist die Durchmesserstruktur der 638 analysierten Bohrung- und Fällungsbäume wiedergegeben. Das untersuchte Baumkollektiv wurde dabei standortweise auf Grundlage der maximalen Bestandeshöhe und der Höhe des jeweiligen Einzelbaumes in Ober- und Unterstand aufgeteilt. Herrschende und mitherrschende Bäume mussten mindestens 75 % der maximalen Bestandeshöhe erreicht haben, um als Baum des Oberstandes klassifiziert zu werden. Eine entsprechende Aufteilung der Gesamtdaten wurde vorgenommen, da davon ausgegangen werden musste, dass Bäume aus Ober- und Unterstand insbesondere mit Blick auf die Witterungsabhängigkeit ein grundsätzlich abweichendes Zuwachsverhalten aufweisen.

Insgesamt konnten 237 herrschende und mitherrschende Fichten sowie 266 Kiefern jahrringanalytisch untersucht werden. Dies entspricht bei der Baumart Fichte für den Zeitraum der Jahre 1940 bis 2013 14.201 jährlichen Zuwachsbeobachtungen in der Bestandeshaupthöhe. Die korrespondierenden Werte der Kiefer sind 16.400 Beobachtungen im Oberstand und lediglich 148 Beobachtungen von nur 3 Bäumen im Unterstand. Bei der Halbschattbaumart Fichte konnten hingegen 132 unterständige Bäume mit insgesamt 7.953 einzelnen Beobachtungen ausgewertet werden. Für jeden der einzelnen Jahrringwerte lagen klimatische Kennwerte in monatlicher und jährlicher Auflösung vor (s. hierzu Seite 60 in Kapitel 2.3.2).

Tabelle 35: Durchmesserstruktur der 638 Bohrungs- und Fällungsbäume auf den temporären Versuchsflächen (Triplets) im Betrachtungszeitraum der Jahre 1940 bis 2013. Die Einzelbaumdaten wurden hierbei nach Ober- und Unterstand, also nach herrschenden und mitherrschenden sowie unterdrückten Bäumen aufgeteilt.

Art	Bestandes- typ	Oberstand						Unter-/Zwischenstand					
		Anzahl Bäume	Anzahl Jahrringe	Durchmesser				Anzahl Bäume	Anzahl Jahrringe	Durchmesser			
		n		Min	Mittel	Median	Max	n		Min	Mittel	Median	Max
		cm						cm					
Fichte	Misch	108	6472	0,05	18,64	17,91	51,10	87	5450	0,09	10,83	10,55	25,20
	Rein	129	7729	0,05	18,30	17,89	55,30	45	2503	0,37	10,15	10,30	19,80
Kiefer	Misch	127	8106	0,56	20,46	20,57	44,00	2	148	5,25	14,53	15,21	20,60
	Rein	139	8294	0,14	18,99	18,98	48,40	1	65	3,92	11,56	12,15	15,60

Jährliche Durchmesser- und Grundflächenentwicklung der Bohrungs- und Fällungsbäume

Auf dem ausgewählten Standortspektrum beträgt der mittlere jährliche Durchmesserzuwachs der 503 herrschenden und mitherrschenden Bäume über den gesamten Zeitraum der Jahre 1940 bis 2013 4,1 mm. Bei der Baumart Fichte liegt der Durchmesserzuwachs im Reinbestand bei 4,3 mm und im Mischbestand bei 4,4 mm (s. Tabelle 36 und Abbildung 76a). Der Durchmesserzuwachs der Baumart Kiefer fällt mit 3,8 mm im Rein- und 3,6 mm im Mischbestand erwartungsgemäß etwas niedriger aus und zeigt zwischen den Bestandestypen ebenfalls nur einen geringfügigen Unterschied. Auch die sonstigen beschreibenden statistischen Maßzahlen wie Maximal- und Minimalwert sowie Standardabweichung und Variationskoeffizient zeigen keine eindeutigen und systematischen Abweichungen zwischen den Bestandestypen. Auffällig ist allenfalls, dass die Maximalwerte des Zuwachses bei der Baumart Fichte deutlich höher ausfallen als bei der Kiefer und diese Werte den Mittelwert der Fichte entsprechend stark beeinflussen.

Tabelle 36: Jährlicher Durchmesserzuwachs der 503 herrschenden Bohrungs- und Fällungsbäume auf den temporären Versuchsflächen (Triplets) im Betrachtungszeitraum der Jahre 1940 bis 2013.

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

Der Grundflächenzuwachs der Baumart Fichte beträgt im Reinbestand durchschnittlich 12,26 cm² a⁻¹ und im Mischbestand 12,96 cm² a⁻¹. Hierbei fällt auf, dass der Zuwachs der Fichte um rund 13 % höher ausfällt als der der Kiefer. Weiterhin fällt auf, dass auch hier die Maximalwerte der Fichte deutlich höher sind und damit die Spannweite und Standardabweichung der Werteverteilung zunehmen. Letztlich geben auch die höheren Variationskoeffizienten einen Hinweis auf die größere Schwankungsbreite des Grundflächenzuwachses der Baumart Fichte. Dies deckt sich auch mit den Befunden von SPATZ 2015 zur Jahrringvariabilität der hier vorgestellten Untersuchungsbäume.

Tabelle 37: Jährlicher Grundflächenzuwachs der 503 herrschenden Bohrungs- und Fällungsbäumen auf den temporären Versuchsflächen (Triplets) im Betrachtungszeitraum der Jahre 1940 bis 2013.

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

Mit Blick auf den zeitlichen Verlauf des Durchmesserzuwachses fällt in Abbildung 76a auf, dass der Zuwachs der Fichte in den Mischbeständen bis Anfang der 1980er Jahre deutlich unter dem der Fichtenreinbestände liegt. Bei der Kiefer fallen die Durchmesserzuwächse hingegen erst ab Mitte der 1980er Jahre geringfügig unter das Zuwachsniveau der Reinbestände.

Deutlicher zeigt sich diese veränderte Zuwachsrelation bei der Betrachtung des Grundflächenzuwachses in Abbildung 76b; hier sinkt der zunächst noch deutlich höhere Zuwachs der Kiefer in den Mischbeständen ab Mitte der 1980er Jahre unter das Niveau der korrespondierenden Reinbestände. Die Zuwachsrelation von Fichte in Rein- und Mischbestand gleicht sich hingegen, wie bereits beim Durchmesserzuwachs festgestellt, weiter an. Als potenzielle Ursache für die veränderten Zuwachsrelationen kommt unter anderem eine zunehmende Konkurrenzkraft der Fichte in den Mischbeständen in Betracht. Diese kann unter anderem auf eine im Altersverlauf nachlassende Konkurrenzkraft der Kiefer und eine standörtliche Verbesserung nach Aufgabe der Streunutzung und Rückgang der atmosphärischen Schwefeldeposition und Bodenversauerung sowie erhöhter Stickstoffeinträge zurückzuführen sein. Auch eine in Einzelfällen bewirtschaftungsbedingte Begünstigung der Fichte kann nicht ausgeschlossen werden.

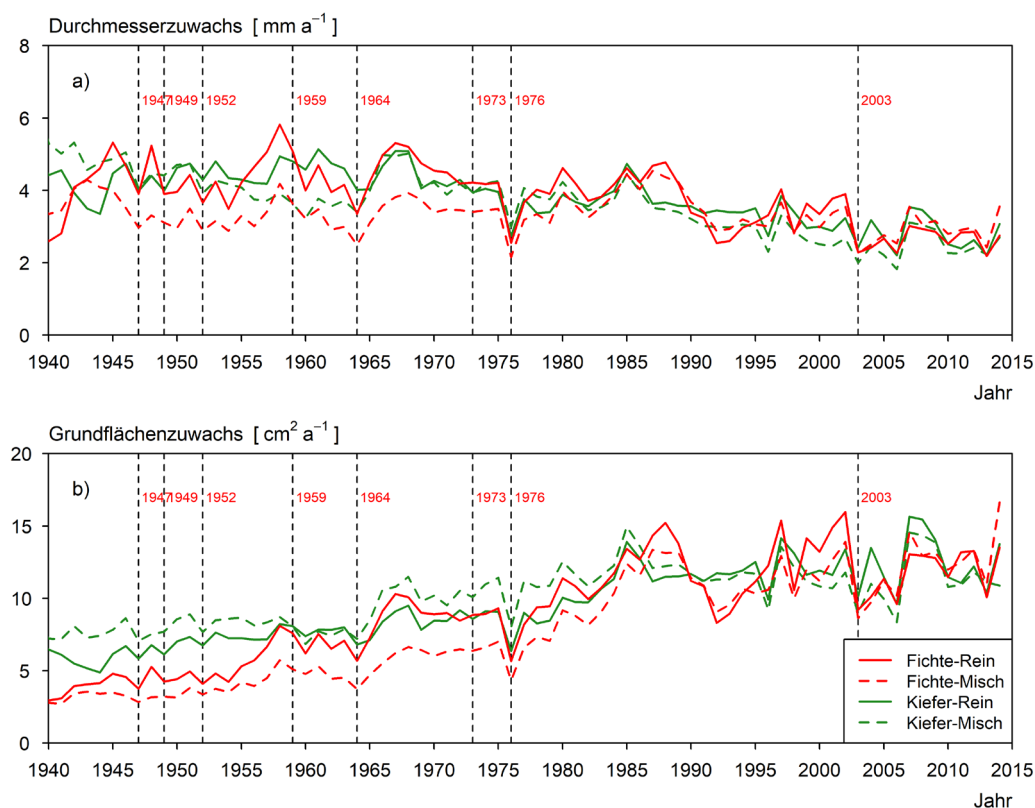


Abbildung 76: Mittlerer Durchmesser- und Grundflächenzuwachs der 503 herrschenden Bohrungs- und Fällungsbäume auf den temporären Versuchsflächen (Tripletts) im Betrachtungszeitraum der Jahre 1940 bis 2013, aufgeteilt nach Baumart und Bestandestyp. Die senkrechten gestrichelten Linien stellen die in Abbildung 78 auf Basis der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit identifizierten Trockenjahre dar.

Der Einfluss der Witterung auf das Baumwachstum wird in den folgenden Kapiteln im Wesentlichen auf Basis des jährlichen Durchmesserzuwachses analysiert. Ein methodischer Vergleich zur Verwendung von Durchmesser- oder Grundflächenzuwachs hat ergeben, dass nach der dreifachen Trendbereinigung (s. Kapitel 3.1.8 ab Seite 81) ein streng linearer Zusammenhang zwischen diesen beiden Zuwachsgrößen besteht und sich folglich auch die Analyseergebnisse nicht signifikant voneinander unterscheiden. Mit Blick auf die Verwendung der trendbereinigten Jahrringchronologien des Durchmesserzuwachses, wird zunächst überprüft, inwieweit diese den allgemeinen dendrochronologischen Gütemaßstäben entsprechen.

Die baumarten- und bestandesspezifischen Mittelwertchronologien in Abbildung 77 zeigen bereits grafisch eine vergleichsweise hohe standortübergreifende Synchronität. Auch innerhalb der untersuchten Teilpopulationen (Triplet-Parzellen) werden die erforderlichen Gütemaßstäbe erreicht. In Tabelle 38 sind hierzu die gebräuchlichen dendrochronologischen Kennzahlen der Gleichläufigkeit (GLK) und des Expressed Population Signal (EPS) (COOK und KAIRIUKSTIS 1992, SCHWEINGRUBER 1988) wiedergegeben. Unter Berücksichtigung der auch visuell erkennbaren geringfügigen Abweichungen der standortspezifischen Chronologien ergeben sich mittlere Werte der Gleichläufigkeit von 0,65 bis 0,69. Alle Standortchronologien überschreiten damit den in der Literatur genannten erforderlichen kritischen Grenzwert von 0,60. Darüber hinaus gibt auch das EPS mit Werten zwischen 0,92 und 0,94 einen Hinweis darauf, dass die an den jeweiligen Standorten untersuchten Teilpopulationen (Triplet-Parzellen) starke gemeinsame Signale aufweisen. Keine der Teilpopulationen unterschreitet den in der Literatur genannten kritischen Grenzwert von 0,85.

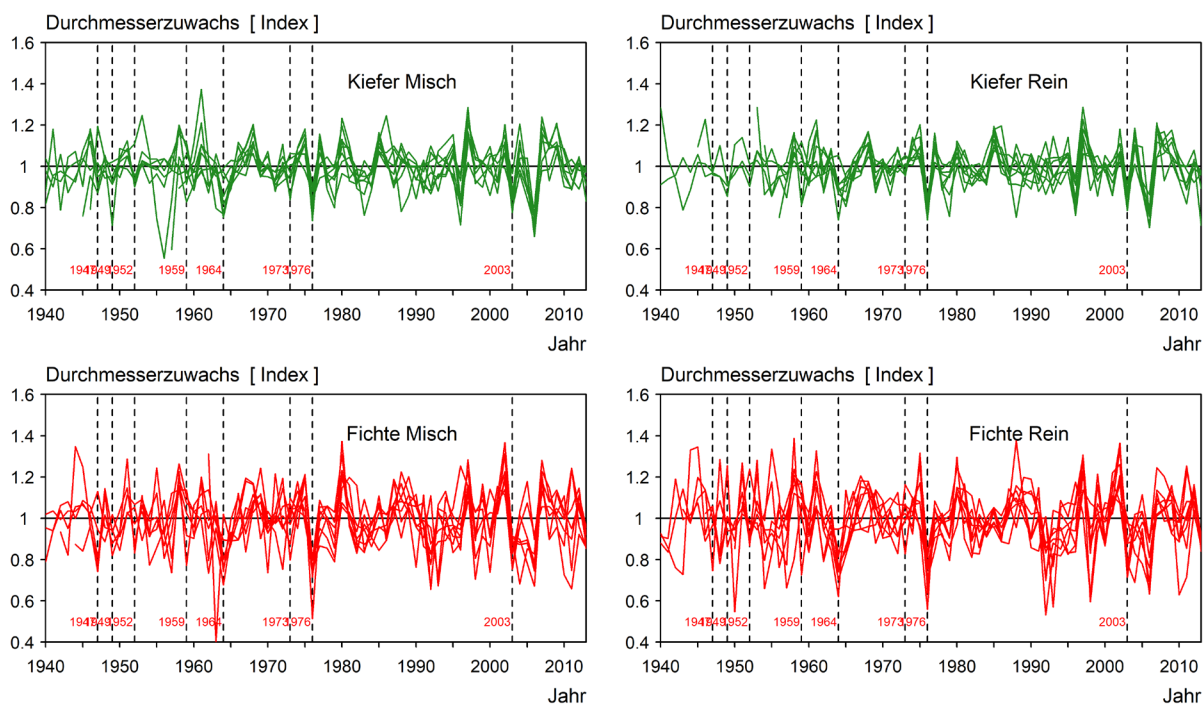


Abbildung 77: Baumarten- und parzellenweise Mittelwertchronologien der dreifach trendbereinigten (indexierten) Durchmesserzuwächse der 503 herrschenden Bohrungs- und Fällungsbäume auf den temporären Versuchsflächen im Betrachtungszeitraum der Jahre 1940 bis 2013 (ohne Versuchsstandort Schrobenhausen).

Tabelle 38: Beschreibende statistische Kennzahlen zu Expressed Population Signal (EPS) und Gleichläufigkeit (GLK). Die Kennzahlen sind hierbei Mittelwertinformationen zu standort-, parzellen- und baumartenweise berechnetem EPS und baumartenweise berechneter GLK der 503 herrschenden Bohrungs- und Fällungsbäume. Für den Mischbestand am Versuchsstandort Schrobenhausen konnten aufgrund der geringen Anzahl und Länge der Zuwachschronologien keine dendrochronologischen Kennzahlen berechnet werden.

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

Abbildung 78 vermittelt einen ersten standortübergreifenden grafischen Eindruck des Zusammenhangs zwischen Durchmesserzuwachs und Witterung (Klima). Die Witterung wird dabei als integrierende Größe der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit wiedergegeben. Zur Hervorhebung der Witterungsschwankungen werden nicht die Absolutwerte der klimatischen Wasserbilanz, sondern die jährlichen Abweichungen vom langjährigen Mittel der Jahre 1940 bis 2013 dargestellt (Index). Ein Wert kleiner als - 1 spiegelt Jahre wider, in denen die rechnerische Wasserverfügbarkeit den langjährigen Mittelwert um 100 % unterschreitet. Diese Jahre sind als Trockenjahre hervorgehoben. Schon der erste visuelle Eindruck zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen indexiertem, dreifach trendbereinigtem Durchmesserzuwachs (s. hierzu Seite 81 in Kapitel 3.1.8) und indexierter klimatischer Wasserbilanz. Gleichzeitig fällt auf, dass nicht in allen Fällen eines markanten Zuwachseinbruchs wie zum Beispiel im Jahr 2006 auf Basis der klimatischen Wasserbilanz auch unmittelbar eine witterungsbedingte Erklärung gefunden werden kann.

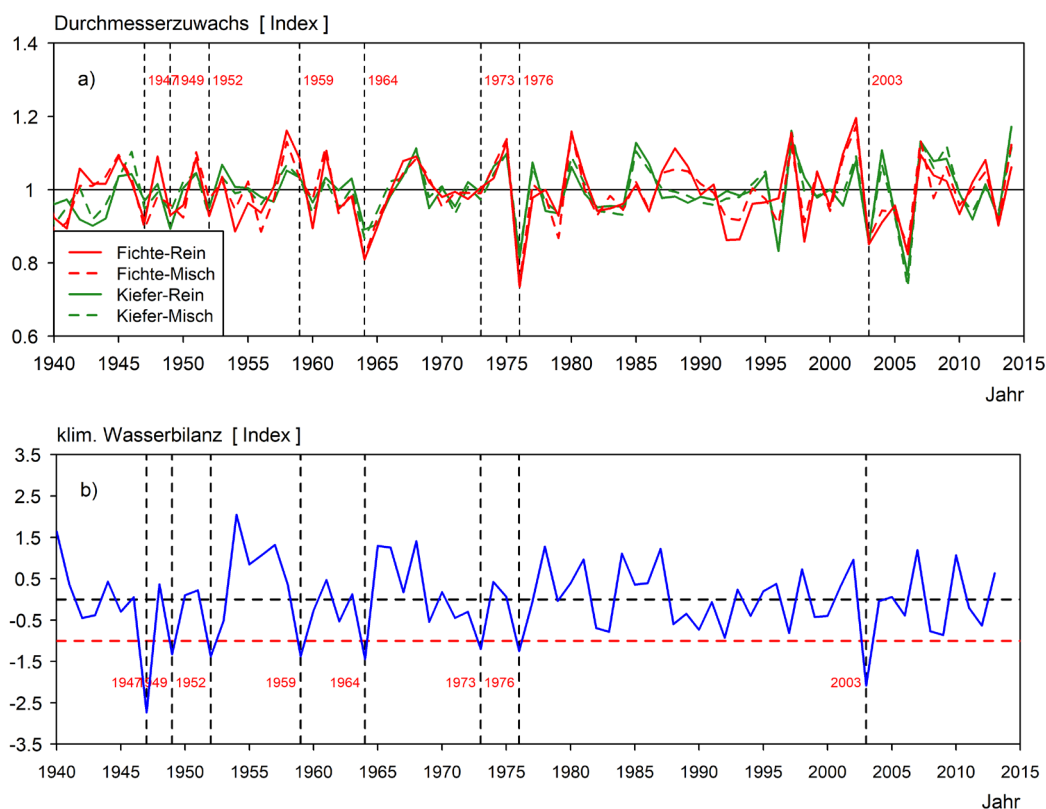


Abbildung 78: (a) Dreifach trendbereinigte (indexierte) jährliche Durchmesserzuwächse der 503 herrschenden Bohrungs- und Fällungsbäume der temporären Versuchsflächen (b) Abweichungen der klimatischen Wasserbilanz vom langjährigen Mittelwert für den Referenzzeitraum der Jahre 1940 bis 2013 (Index). Die senkrechten gestrichelten Linien sind Trockenjahre, in denen der Index der klimatischen Wasserbilanz unter -1 sinkt, d. h. in der Vegetationszeit 100 % weniger Wasser zur Verfügung steht als im langjährigen Mittel.

Einfluss monatlicher Temperatur- und Niederschlagswerte auf den jährlichen Durchmesserzuwachs der Bohrungs- und Fällungsbäume (Jahre 1940 bis 2013)

Nachfolgend wird der Einfluss von Temperatur- und Niederschlag auf das trendbereinigte Durchmesserwachstum der 503 herrschenden Bohrungs- und Fällungsbäume statistisch untersucht. Hierbei kommen sowohl Klimawerte des jeweiligen Betrachtungsjahres als auch des vorangehenden Jahres zum Einsatz. In einem ersten Schritt wurden hierzu 28 potenziell wachstumsrelevante Witterungsparameter vorausgewählt (Monatswerte ohne die einschlägigen Wintermonate). Die beobachteten indexierten Durchmesserzuwächse ($n = 33.267$) und klimatischen Monatswerte wurden baumweise mit den R-Paketen *bootRes* beziehungsweise *treeclim* (ZANG und BIONDI 2013, 2015) einer Hauptkomponentenregression unterzogen. Witterungsparameter die nur in Einzelfällen, also nur für einzelne Bäume signifikant waren, wurden in einem ersten Schritt aus der Modellbildung ausgeschlossen. So konnten ein reduzierter Satz von 12 Witterungsparametern definiert und 6.852 Baum-Witterungsparameter-Kombinationen gebildet werden (siehe Abbildung 79). Wenngleich die auf dieser Grundlage berechneten Regressionskoeffizienten (*response coefficients*) überwiegend ökologisch plausible Wirkungsrichtungen zeigten, ließen sich nur für rund 10 % der 6.852 Kombinationen signifikante Koeffizienten ableiten. Die Wirkungsrichtung und Streuung aller Regressionskoeffizienten ist nach Baumarten getrennt in Abbildung 79 dargestellt. Ergänzend hierzu finden sich in Tabelle 39 die baumartenweisen Mittelwerte der Koeffizienten.

Es zeigt sich, dass das Durchmesserwachstum der Baumart Fichte insbesondere von der Temperatur im vorangegangenen also vorjährigen (*prev. = previous*) Oktober (*temp.prev.oct*) und der Temperatur im

aktuellen das heißt diesjährigen (*curr.* = *current*) März (*temp.curr.mar*) beeinflusst wird. Diese Größen können unter anderem als Proxy für die Länge der Vegetationszeit und damit für die Ausbildung von Frühholz (März) und die Bildung von Reservestoffen (Oktober) verstanden werden. Weiterhin wirkt sich die Niederschlagsverfügbarkeit im Juni (*prec.curr.jun*) positiv auf das Fichtenwachstum aus. Hohe Frühlommer- und Sommertemperaturen wirken diesem Einfluss entgegen (*temp.curr.jun/jul*). Mit Blick auf die Jahrringbildung im laufenden Jahr spielen bei der Fichte zudem die Spätsommertemperaturen des vorangegangenen Jahres eine wichtige Rolle. Die Koeffizienten der Baumart Kiefer sind in ihrer Wirkungsrichtung bis auf den Koeffizienten des Oktobers des vorangegangenen Jahres (*temp.prev.oct*) mit denen der Fichte vergleichbar. Allerdings unterscheiden sich die Koeffizienten zum Teil erkennbar in ihrer Wirkungsstärke. Beispielsweise wird das Durchmesserwachstum der Kiefer weniger von Sommer- und Spätsommertemperaturen negativ beeinflusst (s. hierzu auch den Einfluss der klimatischen Wasserbilanz auf das Durchmesserwachstum ab Seite 175). Gleichzeitig spielen bei der Kiefer die Frühjahrsniederschläge (*prec.curr.mar*) eine größere Rolle.

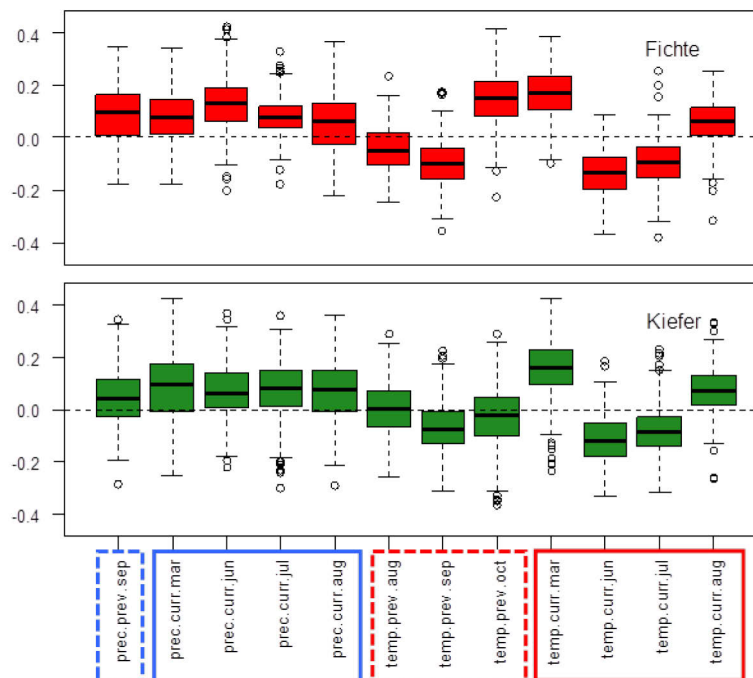


Abbildung 79: Boxplots der Koeffizienten (response coefficients) der Hauptkomponentenregression von 12 ausgewählten Witterungsparametern und indexierten, dreifach trendbereinigten Durchmesserzuwächsen von herrschenden und mitherrschenden Fichten (oben) und Kiefern (unten) auf den temporären Versuchsfeldern. Niederschlagsparameter (prec = precipitation) sind auf der X-Achse blau und Temperaturparameter (temp = temperatur) rot umrahmt (Erläuterungen zu den Abkürzungen s. Text und Tabellenunterschrift Tabelle 39).

Tabelle 39: Mittelwerte der Koeffizienten (response coefficients) der Hauptkomponentenregression von 12 ausgewählten Witterungsparametern und indextierten, dreifach trendbereinigten Durchmesserzuwächsen von herrschenden und mit-herrschenden Fichten (oben) und Kiefern (unten) auf den temporären Versuchsflächen (prec. = precipitation = Niederschlag; temp. = temperature = Temperatur; prev. = previous = vorangegangen/vorjährig; curr. = current = laufend/diesjährig)

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

Unabhängig von der geringen Anzahl an signifikanten Ergebnissen wurden die in ihren Wirkungsrichtungen plausiblen baumweisen Regressionskoeffizienten der Witterungsparameter in Anlehnung an ZANG (2011) einer Hauptkomponentenanalyse unterzogen. Auf diese Weise sollte die Witterungssensitivität der Baumarten und der verschiedenen Bestandestypen (Rein- und Mischbestand) vergleichend gegenübergestellt werden. Die Hauptkomponentenanalyse ermöglicht dabei unter anderem eine Dimensionsreduktion und damit wie in Abbildung 80a eine zweidimensionale Darstellung der einflussreichsten zwei Hauptkomponenten. Die abgebildeten Hauptkomponenten erklären zusammen 31,6 % der Gesamtstreuung der baumweisen Regressionskoeffizienten.

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

Eine signifikante Differenzierung der Baumarten zeigt sich im Wesentlichen mit Blick auf die Hauptkomponente 1 *Länge der Vegetationszeit* und im bemessenen Maße auch im Hinblick auf die Aspekte *Sommertrockenheit* (s. Abbildung 80b). Eine Differenzierung von Rein- und Mischbestand innerhalb der Baumarten (Ellipsen in Abbildung 80a und *boxes* in b) erwies sich hingegen als nicht signifikant und erscheint auf Basis des gewählten Verfahrens damit offenbar nicht möglich. Allenfalls bei der Baumart Fichte fällt die Streuung der Beobachtungswerte in den Mischbeständen etwas geringer aus.

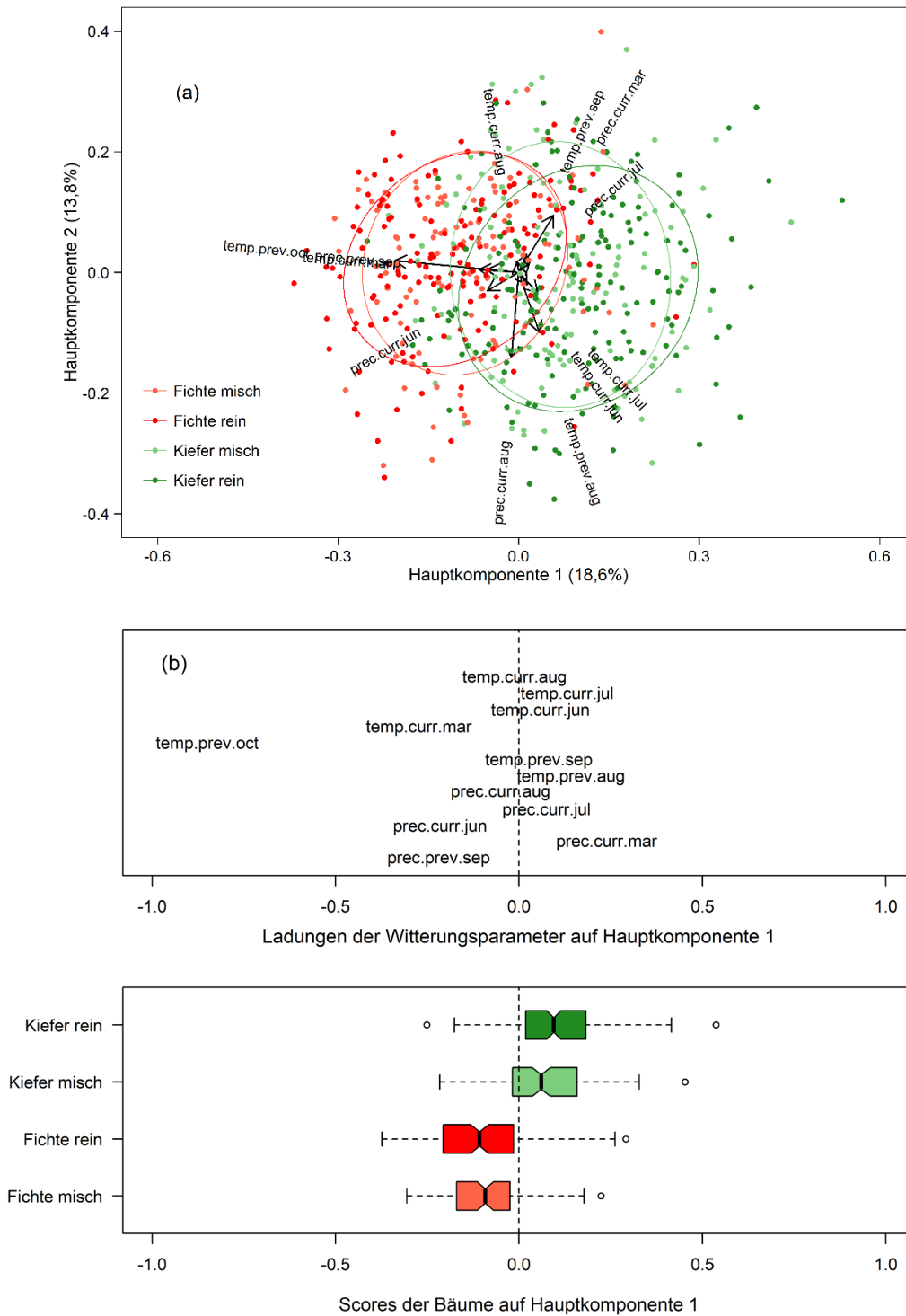


Abbildung 80: (a) Zweidimensionale Darstellung der Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse der baumweisen Regressions- und ausgewählten Witterungsparameter. Die schwarzen Pfeile stellen die Ladungen (Gewichte) und Wirkungsrichtungen der einzelnen Witterungsparameter dar. Je länger ein Pfeil, desto stärker sein Einfluss. Die Punkte in der Grafik stellen die *scores* (Ausprägungen) der baumweisen Regressionskoeffizienten in Bezug auf die Hauptkomponenten 1 und 2 dar. (b) Boxplot-Darstellung der baumweisen *scores* (unten) sowie Ladungen der relevanten Witterungsparameter (oben) über der Hauptkomponente 1. Erläuterung der Abkürzungen siehe Text und Tabellenunterschrift in Tabelle 39)

Einfluss der Wasserbilanz in der Vegetationszeit auf den Durchmesserzuwachs der Bohrungs- und Fällungsbäume (1940-2013)

Mit Blick auf eine weiterführende Analyse des witterungsabhängigen Zuwachsverhaltens von Kiefer und Fichte wird in diesem Kapitel das Zusammenspiel von jährlicher Wasserverfügbarkeit in der Vegetationszeit und indexiertem wachstumstrendbereinigtem Durchmesserzuwachs mit Hilfe eines generalisierten additiven gemischten Modells (*GAMM*) untersucht (zur Methodik der Trendbereinigung des Durchmesserzuwachses s. Kapitel 3.1.8). Dieser alternative regressionsanalytische Untersuchungsansatz verfolgt insbesondere zwei Zielsetzungen: Zum einen sollen die Baumartendifferenzierung aus dem vorangegangenen Kapitel abgesichert sowie ein alternativer Versuch zur Differenzierung des Zuwachsverhaltens von Rein- und Mischbeständen unternommen werden. Zum anderen geht es auch um eine absolute Quantifizierung und modellhafte Abbildung von witterungsbedingten Zuwachsschwankungen beziehungsweise Zuwachsverlusten bei Trockenheit.

Informationen über die jährliche Wasserverfügbarkeit im Zeitraum der Jahre 1940 bis 2013 liefert unter anderem die in Kapitel 3.1.8 ab Seite 82 vorgestellte klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit (*KWB*). Die verwendete *KWB* vereint eine Reihe von klimatischen Umweltvariablen, die einen wesentlichen Einfluss auf das jährliche Baumwachstum haben. Hierzu zählen Temperatur, Globalstrahlung, Länge der Vegetationszeit und Wassernachlieferung über den Niederschlag. Neben diesen Witterungsparametern ist für das Baumwachstum auch die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens von ausschlaggebender Bedeutung. Um dem Rechnung zu tragen, kann ergänzend zur klimatischen Wasserbilanz (*KWB*) auch eine umfassendere Wasserbilanz (*WB*) unter Berücksichtigung des theoretischen Bodenwasserspeichers berechnet werden. Die Berechnung einer solchen jährlichen Wasserbilanz setzt neben der Kenntnis über die absolute Größe des Bodenwasserspeichers streng genommen auch Informationen über dessen Füllstand zu Beginn der Vegetationszeit voraus. Für entsprechende Informationen bedürfte es detaillierter Wasserhaushaltsmessungen oder –modellierungen. Da solche aufwändigen Messungen und Berechnungen im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht vorgenommen werden konnten, wurde näherungsweise die gesamte Größe des Bodenwasserspeichers als Startwert für eine jährliche Wasserbilanz (*WB*) angesetzt. Dieser vereinfachten Vorgehensweise liegt die Annahme zugrunde, dass der Bodenwasserspeicher über die Wintermonate jeweils vollständig aufgefüllt wird. Für die Größe des Bodenwasserspeichers selbst wurde die nach TEEPE et al. (2003) berechnete nutzbare Feldkapazität (*nFK*) (s. Kapitel 3.2.2) verwendet. Bezogen auf 1 m Profiltiefe beträgt die nutzbare Feldkapazität der hier untersuchten Standorte, ohne Berücksichtigung der Wasserspeicherfähigkeit der organischen Auflage, zwischen 140 mm in *Bodenwöhr* und 206 mm in *Alzenau* (Mittelwert 174,1 mm, Median 175,7 mm).

Aufbauend auf insgesamt 29.667 Beobachtungen von trendbereinigtem Durchmesserzuwachs von 503 herrschenden und mitherrschenden Bäumen sowie jährlicher Wasserbilanz in der Vegetationszeit wurde das in Formel 9 wiedergegebene generalisierte additive gemischte Modell (*GAMM*) formuliert. Der indexierte Durchmesserzuwachs (*id(Index)*) eines Einzelbaumes *k*, des Versuchs *i*, der Baumart *j*, der Parzelle *l*, im Jahr *h* wird demnach von den abhängigen Variablen der Wasserbilanz in der Vegetationsperiode (*WB_{ikl}*), der Baumarten- und Bestandeszugehörigkeit (*BaumartParzelle_{ji}*) und dem Versuchsstandort (*Versuch_{l..n}*) bestimmt. Die Wirkung der Wasserbilanz wird dabei als nichtparametrische Glättfunktion in Abhängigkeit von Baumart und Parzelle beschrieben $f(WB_{ikl}, BaumartParzelle_{ji})$.

$$id(Index)_{ijklh} = f(WB_{ikl}, BaumartParzelle_{jl}) + \beta_0 * Versuch + \dots + \beta_n * Versuch + b_{ijk} + \varepsilon_{ijkl} \quad \text{Formel 13}$$

Tabelle 40: Parameterschätzung und Signifikanzbeurteilung (***) $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, * $p < 0,1$) des generalisierten additiven gemischten Modells nach Formel 13 zum Zusammenhang zwischen trendbereinigtem Durchmesserzuwachs ($id(Index)$) und Wasserbilanz in der Vegetationsz. (WB), Baumart u. Bestandestyp (BaumartParzelle) u. Versuchsstandort (Versuch).

Variable	Parameter	Koeffizient	Standardfehler	Signifikanz
f(Wasserbilanz : BaumartParzelle)	nichtparametr. Glättfkt. (s. Formel 13 u. Abbildung 81)			***
Versuchsstandort Allersberg (Referenz als Y-Achsenabschnitt)	β_0	0,9951	0,0022	***
Bodenwöhr	β_1	0,0056	0,0030	*
Selb	β_2	-0,0120	0,0034	***
Weiden	β_3	-0,0020	0,0037	(n.s.)
Alzenau	β_4	0,0075	0,0034	*
Geisenfeld	β_5	-0,0094	0,0033	**
Unterlüß	β_6	-0,0143	0,0035	***

Die in Abbildung 81 dargestellten nichtlinearen Glättfunktionen aus Formel 13 geben baumarten- und parzellenweise die absolute Zu- oder Abnahme des indexierten Durchmesserzuwachses pro Millimeter Verlust oder Zugewinn an Wasser in der Vegetationszeit (Wasserbilanz, *WB*) wieder. Die baumarten- und parzellenspezifischen Kurvenverläufe in Abbildung 81 zeigen einen klar erkennbaren Zusammenhang von wachstumstrendbereinigtem indexiertem Durchmesserzuwachs und rechnerischer Wasserverfügbarkeit in der Vegetationszeit. Ab einer Wasserbilanz von etwa 50 mm, also erst nach Verbrauch eines großen Anteils des noch im Boden gespeicherten Wassers, fällt der jährliche Durchmesserzuwachs unter das kurz- bis mittelfristige Referenzniveau und es kommt zu Zuwachsverlusten. Hierbei erscheint es methodisch plausibel, dass der indexierte Durchmesserzuwachs bereits bei noch geringfügig positiver Wasserbilanz ins Negative abrutscht. Letztlich spiegelt der verwendete indexierte Durchmesserzuwachs das Abweichen vom kurz-, mittel- und langfristigen *Normalwachstum* wider. Diesem standortabhängigen *Normalwachstum* liegen die in Abbildung 82 dargestellten jährlichen Wasserbilanzen (*WB*) der einzelnen Versuchsstandorte zugrunde. Diese bewegen sich an den einzelnen Versuchsstandorten zwischen 47 mm auf der Kiefern-Reinbestandsparzelle in *Bodenwöhr* und 129 mm auf der korrespondierenden Parzelle in *Geisenfeld* (Mittelwert 87 mm, Median 86 mm). Berücksichtigt man bei diesen Werten, dass abweichend von den hier getroffenen Annahmen nicht in allen Jahren zu Beginn der Vegetationszeit ein vollgefüllter Bodenwasserspeicher zur Verfügung steht, erscheint auch der näherungsweise abgeleitete Schwellenwert von 50 mm als in der Größenordnung plausibel.

Der beschriebene Schwellenwert von 50 mm fällt bei beiden Baumarten und in beiden Bestandestypen nahezu identisch aus, allenfalls in den Fichten-Reinbeständen lässt sich grafisch ein geringfügig späteres, aber statistisch nicht nachweisbares Einsetzen des Zuwachsrückgangs erkennen. Deutlichere Unterschiede im Zuwachsverhalten der Baumarten lassen sich hingegen bei stärkerer Wasserlimitierung erkennen. In solchen Fällen zeigt die Baumart Fichte im Vergleich zur Kiefer neuerlich einen stärkeren Zuwachsrückgang. Eine negative Wasserbilanz von - 75 mm (entspricht in etwa der Größenordnung der standörtlichen Wasserbilanzen der untersuchten Versuchsstandorte im Trockenjahr 2003) verursacht bei der Baumart

Fichte in den Reinbeständen prozentuale Zuwachsrückgänge von 8,8 % und in den Mischbeständen von 10,7 %. Bei der Baumart Kiefer fallen die Zuwachsrückgänge mit 5,3 % in den Rein- und 6,9 % in den Mischbeständen etwas geringer aus. Wenngleich sowohl bei der Baumart Fichte als auch bei der Kiefer geringfügige Zuwachsunterschiede zwischen den Rein- und Mischbeständen bestehen, so konnten diese nicht statistisch abgesichert werden.

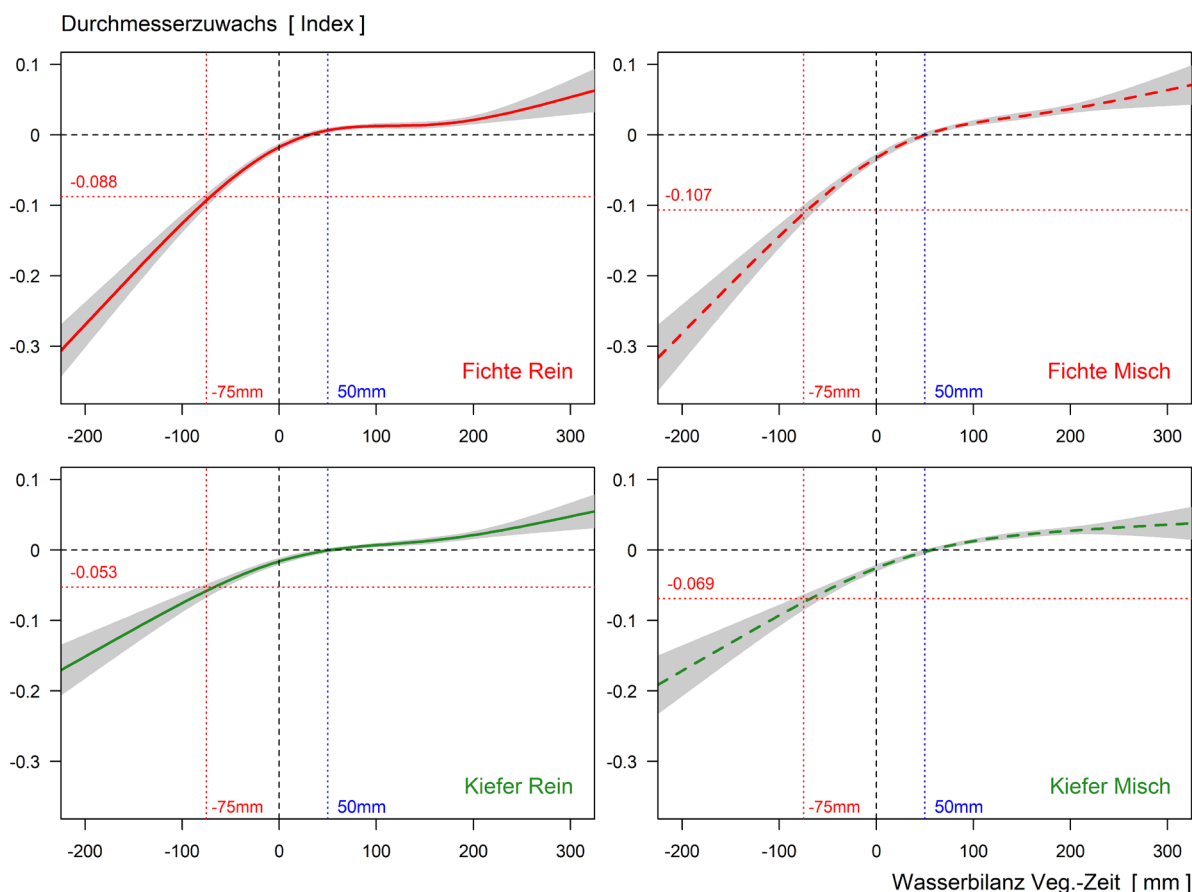


Abbildung 81: Nichtl. Glättfunktion des general. additiven gemischten Modells (GAMM) (Formel 13) zum Einfluss der Wasserbilanz (WB) in der Vegetationszeit auf den trendbereinigten Durchmesserzuwachs (id[Index]) von 503 herrschenden und mitherrschenden Fichten (oben) und Kiefern (unten) in den Rein- und Mischbeständen der sieben bodenkundl. untersuchten temp. waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte (Zeitraum der Jahre 1940 bis 2013). Beispielhaft ist die Wasserbilanz bei -75 mm (inkl. korrespond. Zuwachswert) und $+50$ mm durch senkrechte Linien gekennzeichnet.

Statistisch nachweisbare Unterschiede ergab hingegen die faktorielle Berücksichtigung der Versuchsstandorte (*Versuch*) im generalisierten additiven gemischten Modell nach Formel 13 (s. auch Tabelle 40). Dabei wird der in Abbildung 81 dargestellte standortübergreifende und im Wesentlichen baumartenabhängige Verlauf des Durchmesserzuwachses offenbar standörtlich modifiziert. Im Vergleich zum Referenzstandort *Allersberg* mit parzellenabhängigen mittleren Wasserbilanzen (*WB*) von 78 mm (Misch), 80 mm (Fichte) und 83 mm (Kiefer) zeigen Versuchsstandorte mit allgemein besserer jährlicher Wasserbilanz ein geringfügig abweichendes Zuwachsverhalten. Zum Beispiel ergeben sich für die allgemein besser wasserversorgten Versuchsstandorte *Selb* (mittl. parzellenabh. *WB*: Fichte 107 mm, Kiefer 118 mm, Misch 120 mm) und *Geisenfeld* (mittl. parzellenabh. *WB*: Misch 109 mm, Fichte 125 mm, Kiefer 129 mm) in Jahren mit günstiger Wasserversorgung geringere Zuwachsgewinne. Hingegen bricht der trendbereinigte Durchmesserzuwachs an diesen Standorten in ungünstigen Jahren etwas stärker ein als am Referenzstandort *Allersberg*.

An Standorten mit allgemein ungünstiger Wasserbilanz, wie zum Beispiel in *Bodenwöhr* (mittl. parzellenabh. WB: Kiefer 47 mm, Fichte 49 mm, Misch 62 mm) verhält es sich entsprechend umgekehrt. Dort führen Jahre mit eingeschränkter Wasserversorgung zu geringeren Zuwachsrückgängen und Jahre überdurchschnittlicher Wasserversorgung zu größeren positiven Zuwachsreaktionen. Die Einordnung aller Versuchsstandorte hinsichtlich ihrer jährlichen Wasserbilanz kann auch den Häufigkeitsverteilungen in Abbildung 82 entnommen werden.

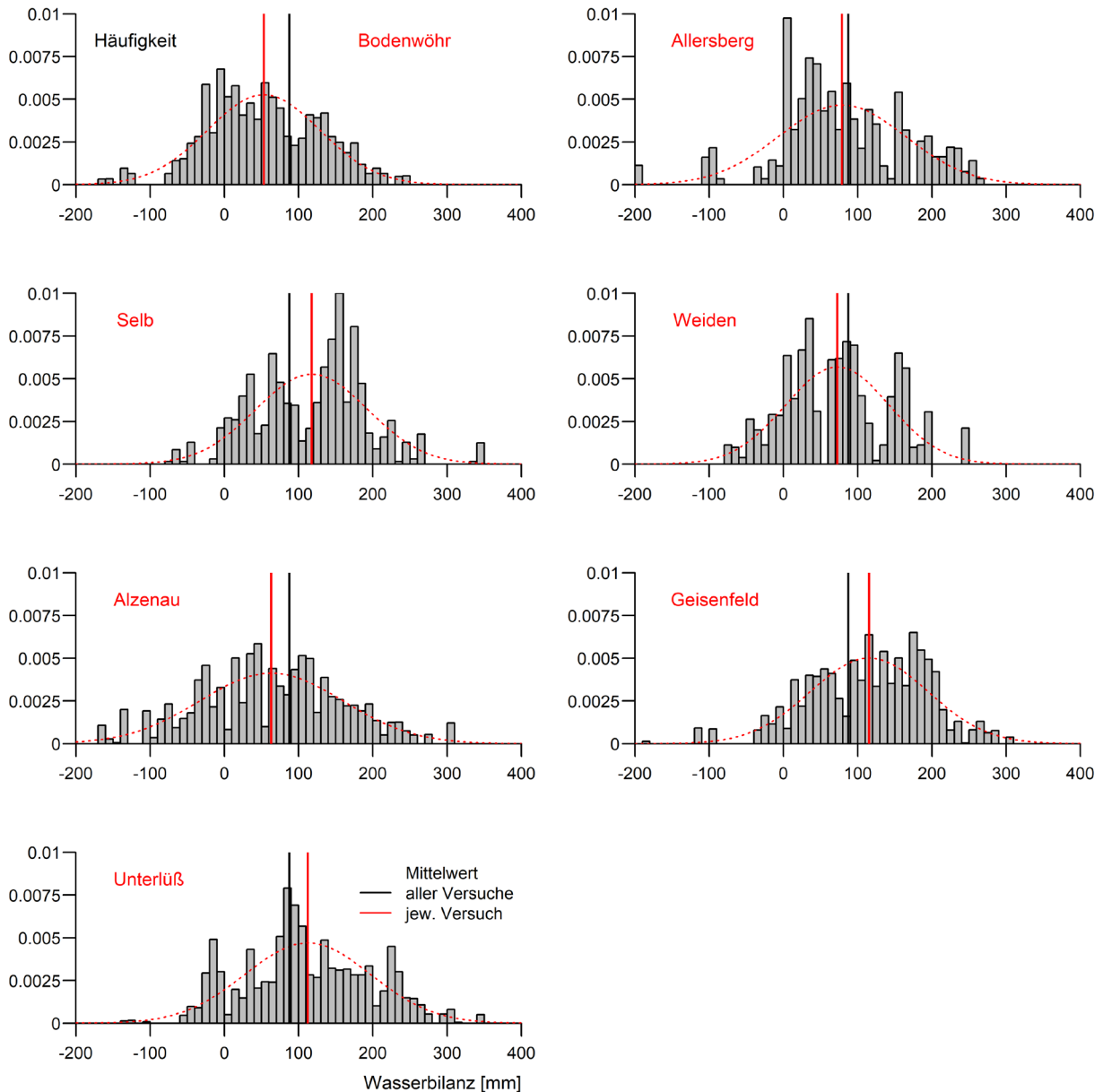


Abbildung 82: Relative Häufigkeitsverteilungen und Mittelwerte der Wasserbilanz in der Vegetationszeit (WB) für den Beobachtungszeitraum der Jahre 1940 bis 2013 nach Versuchsstandorten gegliedert. Die senkrechten schwarzen Linien geben den Mittelwert der WB aller Versuchsstandorte wieder, die roten Linien die Mittelwerte des jeweiligen Versuchsstandortes.

Einfluss von Trockenjahren auf den Grundflächenzuwachs von Bohrungs- und Fällungsbäumen sowie den Gesamtbestand

Im vorangegangenen Kapitel wurde der allgemeine Zusammenhang von Wasserverfügbarkeit in der Vegetationszeit und Durchmesserwachstum analysiert. In diesem Kapitel werden nun gezielt die besonders ausgeprägten Trockenjahre 1947, 1952, 1959, 1964, 1976 und 2003 untersucht. Wie bereits im Methodenteil auf Seite 83 dargestellt, wurden die hier verwendeten Trocken- oder Extremjahre über die klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit bestimmt. Als Trockenjahr wurden solche Jahre ausgewiesen, in denen die klimatische Wasserbilanz des laufenden Jahres den langjährigen Mittelwert um 100 % unterschreitet (s. hierzu Abbildung 78 auf Seite 171). Für die ausgewählten Jahre wurde anschließend auf Einzelbaumebene der trendbereinigte Durchmesser- und Grundflächenzuwachs im Trockenjahr und den folgenden zwei Verlustjahren analysiert (s. hierzu Abbildung 83a sowie die Beschreibung im Methodenteil auf Seite 84).

In Abbildung 83 zeigt sich eine vergleichsweise gute Übereinstimmung zwischen der theoretischen erwarteten Baumreaktion in Trockenjahren (a) und dem realen Verlauf des wachstumstrendbereinigten indexierten Grundflächenzuwachs der Einzelbäume auf den temporären Versuchsflächen (b). In Abbildung 83b ist sowohl bei der Baumart Fichte als auch bei der Baumart Kiefer ein deutlicher Zuwachseinbruch in den untersuchten Trockenjahren zu erkennen. Der Grundflächenzuwachs der Baumart Fichte beträgt in den Trockenjahren durchschnittlich nur noch etwa 81 % des Zuwachses der dreijährigen Vorperiode. Die Kiefer leistet im Trockenjahr noch fast 88 % des vorherigen Grundflächenzuwachses. Dieser Unterschied in der Trockenheitsresistenz von Kiefer und Fichte kann auf Grundlage eines varianzanalytischen Vergleichs statistisch abgesichert werden. Ein signifikanter Unterschied zwischen Rein- und Mischbestand besteht hingegen bei beiden Baumarten auch hier nicht.

Mit Blick auf das Erholungsverhalten zeigen sich ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen den Baumarten. Im Jahr nach dem Trockenheitsereignis erreicht der Grundflächenzuwachs der Kiefer durchschnittlich bereits wieder 100 %. Die Fichte erreicht hingegen lediglich rund 93 % des vorangegangenen Zuwachses. Besonders auffällig ist in diesem Zusammenhang, dass sich Rein- und Mischbestände bei beiden Baumarten im ersten Jahr signifikant voneinander unterscheiden. Während die Fichte im Mischbestand eine bessere Erholung nach den Trockenjahren zeigt, büßt die Kiefer im Mischbestand offenbar an Erholungsfähigkeit ein. Im zweiten Jahr nach der Trockenheit ist wiederum kein Unterschied mehr zwischen Rein- und Mischbeständen nachweisbar. Auffällig ist weiterhin, dass die Kiefer im zweiten Jahr offenbar einen neuerlichen geringfügigen Zuwachsrückgang erfährt. Mit fast 98 % des vorherigen Zuwachses bewegt sich dieser Rückgang allerdings im Bereich zufälliger Schwankungen.

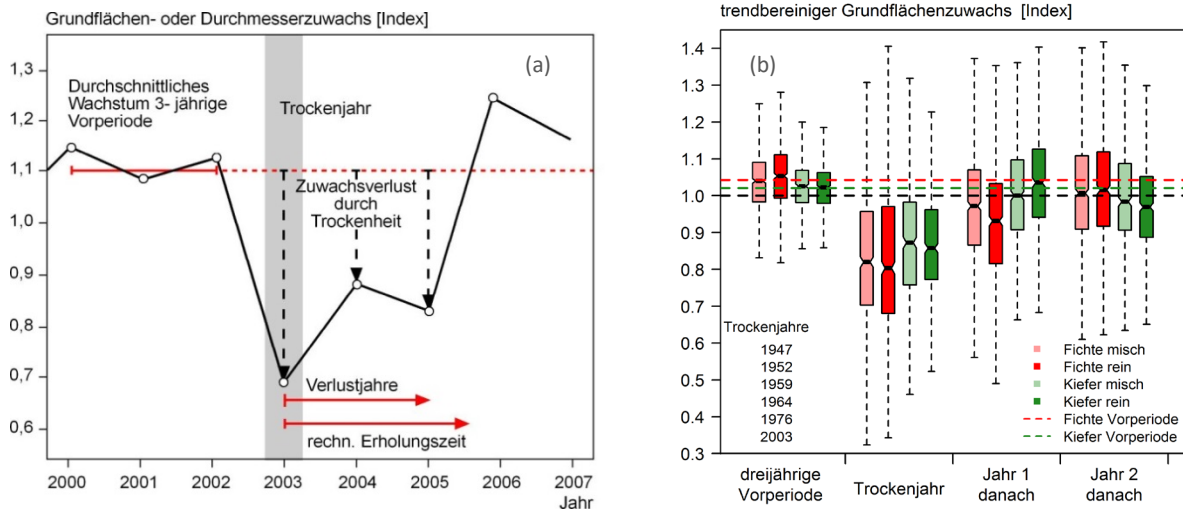


Abbildung 83: (a) Grafische Darstellung der Methodik zur Berechnung des einzelbaumbezogenen Zuwachsverlustes in Trockenjahren (s. hierzu auch Seite 84 im Methodenteil) (b) Realer Verlauf des absoluten trendbereinigten Grundflächenzuwachses (Index) der Bohrungs- und Fällungsbäume auf den temporären Versuchsflächen in ausgewählten Trockenjahren sowie den darauffolgenden zwei Verlustjahren im Zeitraum zwischen den Jahren 1940 und 2013.

Den gesamten durch ein Trockenheitsereignis ausgelösten Zuwachsverlust erhält man durch einfaches Aufsummieren des Verlustes im Trockenjahr und in den zwei Folgejahren. In Abbildung 84 ist diese Summe baum- und jahresweise für die ausgewählten Trockenjahre in Relativ- und Absolutwerten in Boxplots dargestellt. Die korrespondierenden arithmetischen Mittel- und Medianwerte finden sich in Tabelle 41. Herrschende Fichten büßen demnach bei Trockenheitsereignissen im Reinbestand rund 38 % ihres vorherigen Zuwachses ein (s. auch Abbildung 84a). Im Mischbestand beträgt der Zuwachsverlust hingegen nur rund 29 % und unterscheidet sich damit signifikant. Die Kiefer büßt mit durchschnittlich 17 % im Mischbestand und 15 % im Reinbestand deutlich weniger an Zuwachs ein als die Baumart Fichte. Der absolute und relative Verlust an Grundflächenzuwachs herrschender Bäume unterscheidet sich insgesamt nicht sehr stark (Abbildung 84b). Die Baumart Fichte verliert durchschnittlich rund $4,8 \text{ cm}^2$ an Grundflächenzuwachs. Dieser arithmetische Mittelwert wird allerdings stark von einzelnen Extremwerten beeinflusst. Betrachtet man alternativ den Median, der in Abbildung 84 als schwarzer Strich in den *boxes* gekennzeichnet ist, so ergibt sich lediglich ein mittlerer Zuwachsverlust von $2,7 \text{ cm}^2$. Der Medianwert der Kiefer beträgt hingegen nur etwa $1,7 \text{ cm}^2$ im Mischbestand und $1,4 \text{ cm}^2$ im Reinbestand. Bei der Baumart Kiefer besteht damit kein signifikanter Unterschied zwischen Rein- und Mischbestand, wohingegen herrschende Fichten in Reinbeständen offenbar signifikant höhere Zuwachseinbußen in Trockenjahren erleiden als in Mischbeständen.

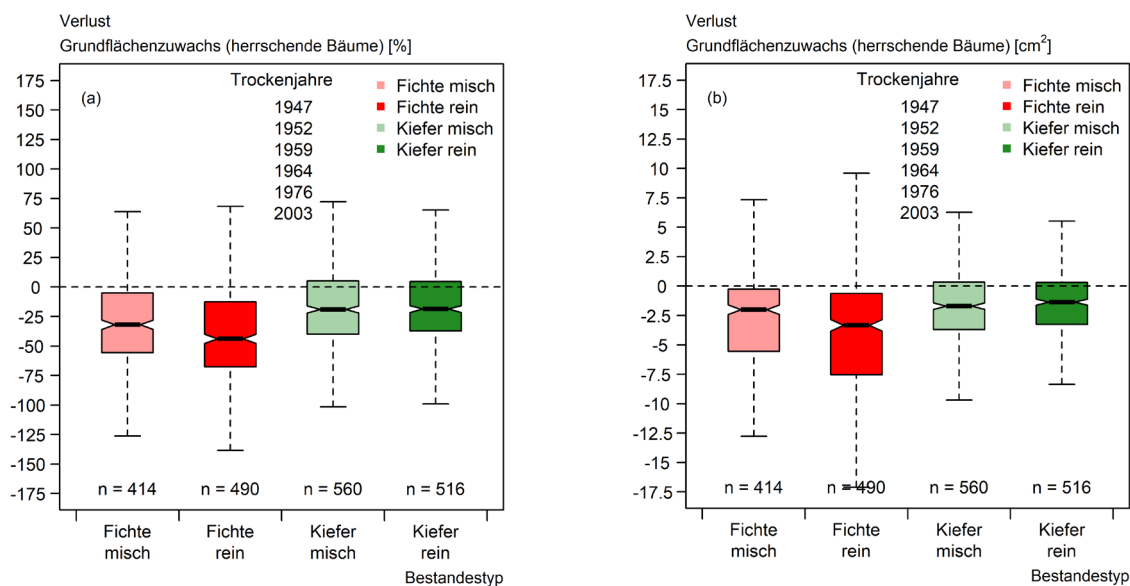


Abbildung 84: (a) Prozentualer und (b) absoluter Grundflächenzuwachsverlust der oberständigen (herrschenden) Bohrungs- und Fällungsbäume der temporären Versuchsflächen (Triplets) in ausgewählten Trockenjahren (s. Grafiken) im Zeitraum der Jahre 1940 bis 2013, dargestellt nach Baumart und Bestandestyp.

Tabelle 41: Mittelwert und Median des einzelbaumbezogenen prozentualen und absoluten Grundflächenzuwachsverlusts der Bohrungs- und Fällungsbäume auf den temporären Versuchsflächen (Triplets) in den Trockenjahren 1947, 1952, 1959, 1964, 1976 und 2003 aufgeteilt nach Ober- und Unterstand.

Art	Bestandes- typ	Oberstand				Unterstand					
		Anzahl Beob.	Mittel	Median	Mittel	Median	Anzahl Beob.	Mittel	Median	Mittel	Median
			n	%	cm^2	n		%	cm^2		
Fichte	Misch	414	-0,29	-0,32	-4,25	-2,01	371	-0,20	-0,27	-0,80	-0,65
	Rein	490	-0,38	-0,44	-5,41	-3,34	147	-0,20	-0,26	-0,81	-0,59
Kiefer	Misch	560	-0,17	-0,19	-2,05	-1,70					
	Rein	516	-0,15	-0,19	-1,84	-1,36					

In den vorangegangenen Abschnitten wurden nur die herrschenden Bohrungs- und Fällungsbäume im Hinblick auf ihr Zuwachsverhalten nach Trockenjahren ausgewertet. Mit Blick auf die gesamte Bestandesproduktivität ist es allerdings erforderlich auch das Zuwachsverhalten von bislang nicht berücksichtigten unterständigen Bäumen zu analysieren. Wie aus Tabelle 41 hervorgeht spielen unterständige Bäume im Untersuchungsmaterial nur bei der Baumart Fichte eine Rolle. Mit insgesamt 371 Bäumen wurden in den Mischbeständen fast so viele unterständige wie hauptständige Fichten untersucht. Aber auch in den Reinbeständen fallen die beprobten unterständigen Fichten mit immerhin noch 147 Bäumen ins Gewicht. An dieser Stelle muss allerdings erwähnt werden, dass die beschriebenen Baumzahlen keinesfalls der realen Häufigkeitsverteilung von ober- und unterständigen Fichten in Rein- und Mischbeständen aus Kiefer und Fichte entsprechen. Wie bereits im Methodenteil in Kapitel 3.1.3 auf Seite 72 vorgestellt, wurden Bohrungs- und Fällungsbäume entsprechend der gesamten Durchmesserstreue der Bestände ausgewählt, aber nicht zwingend proportional zu ihrer Häufigkeit in den verschiedenen Durchmesserklassen.

Nach Abbildung 85a und Tabelle 41 weisen unterständige Fichten mit einem Median von jeweils etwa – 26 % im Rein- und Mischbestand signifikant niedrigere prozentuale Zuwachsverluste auf als korrespondierende hauptständige Bäume. Besonders deutlich fällt dieser Unterschied in den untersuchten Fichten-Reinbeständen aus. Oberständige Fichten büßen dort in und nach Trockenjahren rund - 43 % ihres vorangegangenen Zuwachses ein. Gepaart mit einem äußerst geringen absoluten Grundflächenzuwachs der unterständigen Bäume, führt dies zu äußerst geringen Grundflächenzuwachsverlusten der unterdrückten Bäume. Aus Abbildung 85a und b entsteht zunächst der Eindruck, dass Verhalten der unterständigen Bäume aufgrund der geringen allgemeinen Zuwachsleistung auch in Trockenjahren nicht relevant ist. Berücksichtigt man allerdings, dass gerade in den Mischbeständen eine sehr große Anzahl an unter- und zwischenständigen Bäumen vorhanden ist, wird dieser geringere Zuwachsverlust der zweiten und dritten Bestandes-schicht produktionsrelevant (s. hierzu auch Abbildung 86).

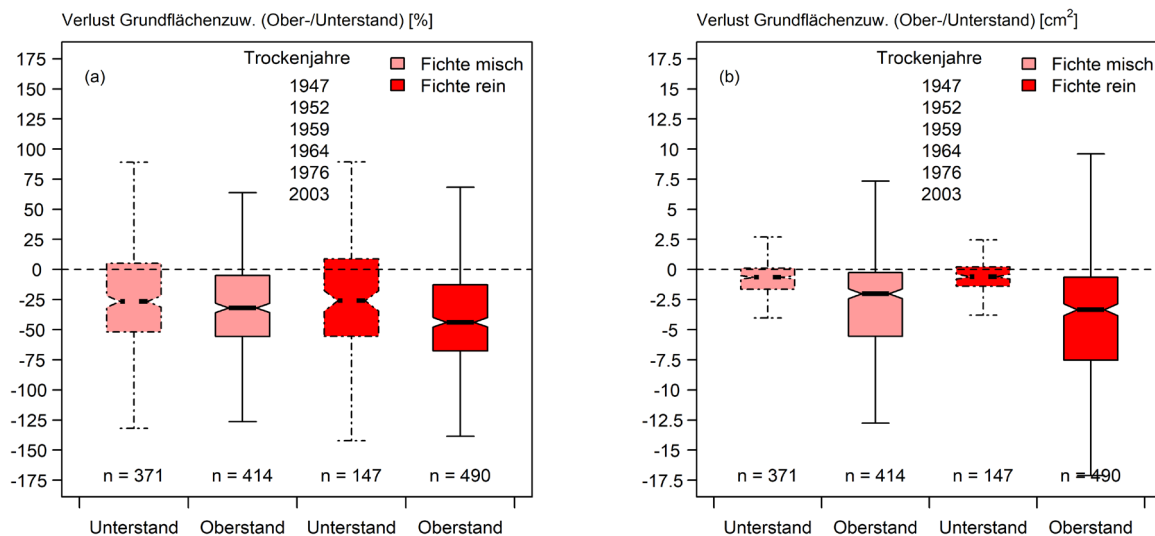


Abbildung 85: (a) Prozentualer und (b) absoluter Grundflächenzuwachsverlust von Bohrungs- und Fällungsbäume auf den temporären Versuchsflächen (Tripletts) in ausgewählten Trockenjahren (s. Grafiken) im Zeitraum der Jahre 1940 bis 2013, dargestellt für die Baumart Fichte und aufgeteilt nach der Bestandesschicht in Form von Ober- und Unterstand.

Um die gesamte Produktionsrelevanz des Trockenheitsverhaltens der verschiedenen Baumarten und Bestandesschichten abschätzen zu können, muss das ermittelte Zuwachsverhalten auch auf alle nicht gebohrten, also auch auf die große Anzahl an schwächeren Bäumen übertragen werden. Hierzu wurde der dimensions- beziehungsweise grundflächenabhängige Zuwachsverlust der Baumarten für das Trockenjahr 2003 mit Hilfe einfacher linearer Modelle wie in Abbildung 86a ermittelt. Auf Grundlage dieser baumarten- und bestandestypenspezifischen Modelle wurde der Zuwachsverlust der nicht gebohrten Bäume geschätzt und so der gesamte Zuwachsverlust aller Bäume auf den temporären Versuchsflächen auf die Einheitsfläche von 1 Hektar skaliert. Hierbei wurden bewusst nur das Jahr 2003 und die darauffolgenden Verlustjahre analysiert, da die Stammzahl auf den temporären Versuchsflächen nur für dieses Trockenjahr mit der angestrebten Genauigkeit ermittelt werden konnte. Das Ergebnis der Analyse ist in Abbildung 86b dargestellt.

Es zeigt sich, dass gerade Fichten-Reinbestände bei einem hohem initialen Zuwachsniveau und hohem prozentualen Zuwachseinbruch große absolute Zuwachsverluste in Trockenjahren erleiden. Der absolute Zuwachsverlust der untersuchten Fichten-Reinbestände betrug im Trockenjahr 2003 und den darauffolgenden zwei Verlustjahren insgesamt $-0,8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Das entspricht dem Verlust von etwa 70 % eines durchschnittlichen Zuwachsjahres in dieser Altersphase. Im Mischbestand fällt der Zuwachsverlust der Baumart

Fichte hingegen mit $-0,7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ etwas geringer aus. Dieser Unterschied ließ sich allerdings nicht statistisch absichern. Ungeachtet dessen kommt es gepaart mit einem noch geringeren Zuwachseinbruch der Baumart Kiefer von etwa $-0,2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ in Kiefern-Fichten-Mischbeständen insgesamt zu einer signifikanten Abpufferung von trockenheitsbedingten Zuwachsverlusten ($-0,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). Bei häufig wiederkehrenden Trockenereignissen könnte dieser Effekt die allgemeine Produktivitätsrelation zwischen Kiefer und Fichte und zwischen Rein- und Mischbeständen nachhaltig verändern.

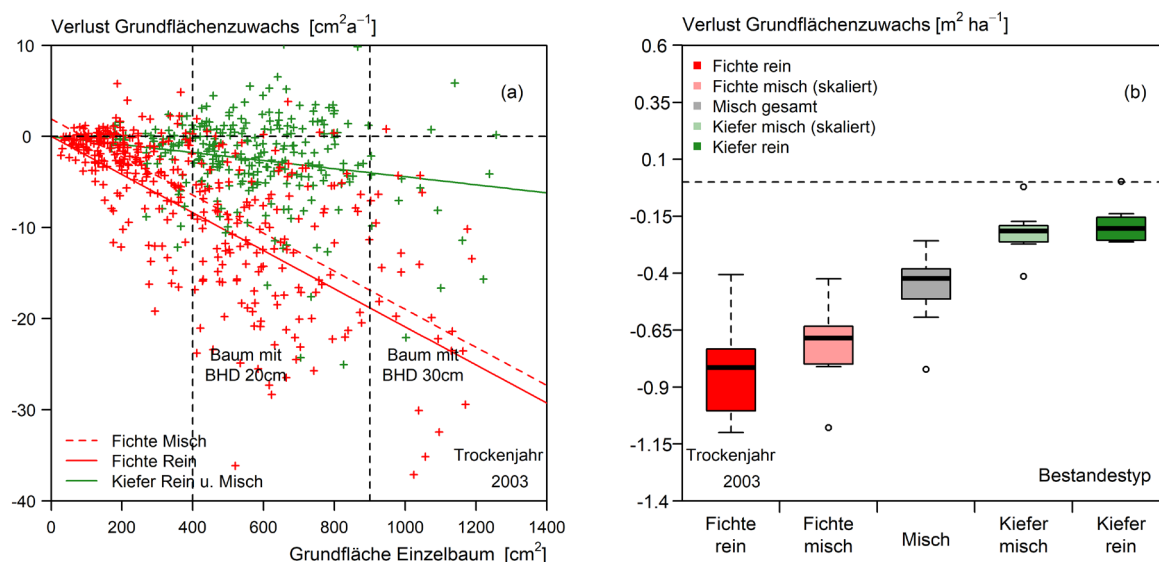


Abbildung 86: (a) Funktionaler Ausgleich des grundflächenabhängigen Zuwachsverlusts ($\text{cm}^2 \text{a}^{-1}$) der Bohrungsbäume im Trockenjahr 2003 und den darauffolgenden zwei Verlustjahren mit Hilfe eines einfachen linearen Modells. (b) Darstellung des gesamten Zuwachsverlusts ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) der gebohrten und nicht gebohrten Parzellenbäume im Trockenjahr 2003 und den darauffolgenden zwei Verlustjahren. Um die Werte des Zuwachsverlusts unmittelbar miteinander vergleichen zu können, wurden die Baumartenanteile von Kiefer und Fichte im Mischbestand auf 1 Hektar skaliert.

5 Diskussion

5.1 Relevanz des Forschungsthemas

Gemischte Waldbestände werden ökonomisch und ökologisch weiter an Bedeutung gewinnen. Alleine in Deutschland hat der Anteil gemischter Waldbestände zwischen den Bundeswaldinventuren 2002 und 2012 um 5 % zugenommen. Er macht mit fast 8,3 Mio. ha bereits 76 % des deutschen Waldes aus (BMEL 2014). Diese Veränderungen sind unter anderem Ausdruck der jahrzehntelangen aktiven Bemühungen stabile und produktive Mischwälder aufzubauen. Mit dem Aufbau von Mischwäldern sind je nach Blickwinkel sehr unterschiedliche Erwartungen verknüpft (CARNOL et al. 2014). Erholungssuchende verbinden überwiegend positive Eigenschaften mit gemischten Waldbeständen. Forstliche Waldnutzer assoziieren mit gemischten Waldbeständen hingegen eine zunehmende waldbauliche Komplexität, ein anspruchsvolleres Management und eine verringerte naturale Produktionsleistung. Mit Blick auf die größere Produktionssicherheit werden Mischbeständen allerdings auch von der Nutzerseite positive Wirkungen zugeschrieben.

Unabhängig von der insgesamt überwiegend positiven Wahrnehmung von Mischbeständen und den inzwischen zahlreich vorliegenden Forschungsergebnissen, verbleibt eine Reihe von offenen Fragen zur Wirkung von Mischbeständen. Dies gilt auch für das gemeinschaftliche Wachstum von Kiefer und Fichte in Europa. Die ergänzenden Auswertungen der Baumartenvorkommen in Europa (BRUS et al. 2012), Deutschland (THÜNEN-INSTITUT 2016) und Bayern (BAYSF 2015, IMMITZER et al. 2015) haben im Rahmen der vorliegenden Arbeit gezeigt, dass Kiefer und Fichte sowohl in Rein- als auch in Mischbeständen eine hohe flächenmäßige und damit auch eine hohe wirtschaftliche Bedeutung haben. In Bayern allerdings ist der Anteil von Kiefer und Fichte sowohl in Rein- als auch in Mischbeständen stark rückläufig. Angesichts zurückliegender und aktueller Sturm- und Borkenkäferkalamitäten bei der Baumart Fichte und jüngster regional auftretender Absterbeerscheinungen bei der Baumart Kiefer (WAUER et al. 2018) wird sich dieser Prozess aller Voraussicht nach weiter fortsetzen und voraussichtlich sogar noch beschleunigen. Damit hat die vorliegende Arbeit aus forstpraktischen Gesichtspunkten für Bayern überwiegend rückblickenden, in Teilen vielleicht sogar eher geschichtlichen Charakter. Aus forstwissenschaftlichen Gesichtspunkten ist sie hingegen aktuell und zukunftsgerichtet.

Anknüpfend an eine lange Tradition von vergleichenden Versuchen (JONSSON 1962, KASA 1972, KÜNSTLE 1962, POLENO 1975, 1979, 1981, 1986, SCHILLING 1925, SCHULZE 1972, SCHWAPPACH 1909, 1914, WIEDEMANN 1939a, 1939b, 1948, 1951) und bis heute nicht abschließend geklärten wissenschaftlichen und forstpraktischen Fragen zum Wachstum der Baumarten Kiefer und Fichte in Rein- und Mischbeständen (BIELAK et al. 2014, GROSSIORD et al. 2014a, HAASE et al. 2015, MASON und CONNOLLY 2013, PRETZSCH und SCHÜTZE 2004) konnte die vorliegende Untersuchung nachweisen, dass sich das Wachstum der beiden Baumarten sowohl auf Einzelbaum- als auch auf Bestandesebene zwischen Rein- und Mischbeständen unterscheidet. Dabei fügen sich die Ergebnisse in das inzwischen etablierte Theoriegebäude forstlicher und ökologischer Mischbestands- und Diversitätsforschung ein.

5.2 Verwendetes Datenmaterial und angewendete Methoden

Temporäre Versuchsflächen (Triplets) in regulär bewirtschafteten Waldbeständen

Für die in dieser Arbeit adressierten Fragestellungen und die untersuchte Baumartenkombination von Kiefer und Fichte lagen keine Untersuchungsdaten und -flächen des langfristigen ertragskundlichen Versuchswesens in Bayern vor. Daher mussten hilfsweise temporäre Versuchsflächen in bis dahin regulär bewirtschafteten Wäldern angelegt werden. Orientiert man sich am Bewertungsschema von BINKLEY und MENYAILO (2005), haben solche Flächen im wesentlichen Fallstudiencharakter. Im Vergleich zu Ergebnissen aus nach statistischen Erfordernissen angelegten systematischen Experimenten oder übergreifenden Metaanalysen weisen Ergebnisse aus Fallstudien insgesamt ein geringeres Vertrauensniveau auf. Den von BINKLEY und MENYAILO (2005) angeführten Schwierigkeiten bei Fallstudien wurde in der vorliegenden Arbeit durch eine Reihe von Maßnahmen begegnet. Hierzu zählen zum Beispiel die Wiederholung der Untersuchung an verschiedenen Standorten, die bestmögliche Erfassung und Kontrolle der zugrunde liegenden Umweltvariablen sowie die möglichst vollständige Erfassung der aktuellen und zurückliegenden Bestandessituation.

Die Auswahl der Versuchsflächen folgte zwar einem definierten Kriterienkatalog, war aber gerade mit Blick auf die Mischbestände im gewissen Maße subjektiv von einem idealisierten Bild eines einzelstammweise gemischten und vertikal strukturierten Bestandesaufbaus geprägt. Mischungsanteile und -form sowie Bestandesstruktur werden im hohen Maße von der Bestandesbegründung und -behandlung bestimmt. Ob die Bestände aus Naturverjüngung, Pflanzung oder Saat hervorgegangen sind und wie hoch die Ausgangspflanzenzahl war konnte nicht nachvollzogen werden. Die Frage der initialen Mischungsverhältnisse und -form ist für die ausgewählten Versuchsflächen allerdings nur von nachrangiger Bedeutung, da die Entwicklung der Baumartenanteile im Zeitverlauf nicht im Fokus stand. Ergänzend kann davon ausgegangen werden, dass die Mischungsverhältnisse zwischen Kiefer und Fichte bezogen auf die Grundflächenanteile auf dem ausgewählten Standortspektrum im Verlauf des Bestandeslebens vergleichsweise konstant sind (vgl. hierzu z. B. KASA 1972, SCHILLING 1925, SCHULZE 1972).

Von größerer Bedeutung dürfte die Bestandesdichte bei Begründung und im Verlauf der Bewirtschaftung sein. Sowohl die initiale als auch die aus der Bewirtschaftung resultierende Bestandesdichte und -struktur können einen wesentlichen Einfluss auf die fokussierten Wachstumsunterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen haben (FORRESTER und BAUHUS 2016). Auch zu dieser Frage konnte die Bewirtschaftungs- und Nutzungsgeschichte der angelegten temporären Versuchsflächen nicht mehr in einer Form rekonstruiert werden, die eine weiterführende Auswertung erlaubt hätte. Allerdings wurde auch den dichtebezogenen Aspekten gleich in mehrererlei Hinsicht Rechnung getragen. Zum einen wurden nur solche Bestandespartien ausgewählt, die sowohl visuell als auch waldmesskundlich hohe Bestandesdichten aufwiesen die nahe an Maximalwerten des Stand-Density-Index (SDI) nach REINEKE (1933) lagen. Zum anderen wurden mortalitäts- oder bewirtschaftungsbedingt ausgeschiedene Bäume (Stöcke) miterfasst und hinsichtlich ihres Ausscheidezeitpunkts datiert. Schlussendlich wurde im Rahmen eines einzelbaumbezogenen Aufnahme- und Auswertungsansatzes die Position und unmittelbare Umgebung jedes einzelnen Baumes im Hinblick auf die lokale Bestandesdichte und Baumartenzusammensetzung erfasst. Auf diese Weise konnten auf Ebene der Einzelbäume die Einflüsse der vorgenannten Variablen auf das Baumwachstum analysiert und etwaige Unschärfen auf Ebene des Gesamtbestandes ausgeglichen werden (s. hierzu a. FORRESTER und PRETZSCH 2015).

Durch den Einzelbaumansatz konnten im begrenzten Umfang auch die Schwierigkeiten der vergleichsweise geringen Größen der Untersuchungsflächen ausgeglichen werden. Mit einer durchschnittlichen Flächengröße von rund 400 m² in den Reinbeständen und knapp 800 m² in den Mischbeständen wurde die Untergrenze des waldmesskundlich Sinnvollen erreicht. Wie in den Kapiteln 2.3.2 und 3.1 dargelegt, waren die geringen Flächengrößen im Wesentlichen der Auffindbarkeit möglichst ungestörter und geschlossener Bestandepartien sowie dem leistbaren waldmesskundlichen Erhebungsaufwand geschuldet. In diesem Zusammenhang wurde der Qualität der Parzellen größeres Gewicht beigemessen als der Flächengröße. Die genauen Konsequenzen der geringen Flächengrößen und der Skalierung von ertragskundlichen Kenngrößen auf Hektarwerte (Fehlerfortpflanzung) bleiben verborgen, da die *wahren* Werte aufgrund fehlender Referenzen nicht ermittelt werden können. Letztlich kann jedoch davon ausgegangen werden, dass etwaige Skalierungsfehler die Ergebnisse über alle Standorte hinweg in ähnlicher Weise beeinflusst haben, da die Parzellengrößen und resultierenden Skalierungsfaktoren zwischen den Standorten in etwa vergleichbar waren. Gegen eine grundlegende gravierende Verzerrung der Ergebnisse spricht zudem, dass sich die resultierenden ertragskundlichen Kenngrößen auf Hektarebene überwiegend im Wertebereich gebräuchlicher Ertragstabellen und langfristiger Versuchsflächen bewegen.

In Relation zu den beschriebenen Skalierungsproblemen, könnten sich die an einzelnen Versuchsstandorten bestehenden Altersabweichungen zwischen den Versuchspartien im ungünstigsten Fall deutlich schwerwiegender auf den angestrebten Vergleich von Rein- und Mischbeständen auswirken. Auch wenn an sechs von acht Versuchsstandorten das Alter der Rein- und Mischbestände um nicht mehr als 10 Jahre abweicht, beträgt die Abweichung an zwei Versuchsstandorten immerhin bis zu 15 Jahre. Der Einfluss dieser Altersabweichungen auf die ertragskundlichen Ergebnisse und den Vergleich von Rein- und Mischbeständen ist nicht abschließend ermittelbar, dürfte aber verhältnismäßig klein ausfallen. Zudem handelt es sich um keine gerichteten Altersabweichungen zugunsten oder zulasten des einen oder des anderen Bestandestypus.

Ausgehend vom durchschnittlichen Bestandesalter von 72 Jahren und einem rekonstruierten insgesamt 30-jährigen Beobachtungszeitraum decken die im Rahmen dieser Arbeit neu angelegten temporären Versuchsflächen im Wesentlichen die zweite Hälfte gebräuchlicher forstlicher Produktionszeiten der Baumarten Kiefer und Fichte ab. Aussagen über die Struktur- und Produktivitätsrelation von Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte über das gesamte Bestandesleben war auf Grundlage der temporären Versuchsflächen letztlich aber nicht möglich. Allenfalls konnten auf Grundlage der Höhen- und Durchmesserentwicklung der zum Anlagezeitpunkt in den Jahren 2013 und 2014 herrschenden Fällungsbäume einzelbaumbezogene vergleichende Aussagen zu Schaftform und Höhenkonkurrenz über das gesamte Bestandesleben getroffen werden.

Rekonstruktion der Bestandesentwicklung für einen 30-jährigen Betrachtungszeitraum

Die Rekonstruktion der Volumen- und Grundflächentwicklung des Gesamtbestandes beruht maßgeblich auf der Rekonstruktion der Durchmesserentwicklung der 744 Jahrringanalysebäume sowie der Höhenentwicklung der 189 Triebblängenmessbäume. Die Rekonstruktion der Durchmesserentwicklung auf Grundlage von Bohrspänen und Stammscheiben ist vergleichsweise präzise möglich. Dahingegen ist die Höhenrekonstruktion auf Basis von Triebblängenrückmessungen insbesondere bei der Baumart Fichte mit größeren Unschärfen behaftet (s. Kapitel 3.1.2 im Methodenteil).

Die Jahrringanalysebäume decken fast 42 % des gesamten Baumbestandes auf den Triplett-Parzellen ab (n = 1.782). Die in Kapitel 3.1.4 vorgestellte Methodik zur Rekonstruktion der Durchmesserentwicklung der

nicht jahrringanalytisch erfassten Bäume erfolgte mit Hilfe log-transformierter (linearisierter) Durchmesser-Zuwachs-Modelle. Die Anwendung entsprechender statistischer Modelle ist zwangsläufig mit gewissen Vorhersagefehlern verbunden. Über den hier maßgeblichen Rekonstruktionszeitraum von 30 Jahren beträgt der jährliche Fehler für die zuwachs-basierte Durchmesser-Vorhersage bei der Baumart Fichte durchschnittlich etwa 3,1 mm (2,6 %) und bei der Kiefer 2,5 mm (1,4 %). Weiterführende lehrstuhlinterne Evaluierungen der Methodik bestätigen diese insgesamt geringen Abweichungen auch für andere Baumarten (RAIS und HEYM 2017). Anzumerken ist, dass sich selbst diese vergleichsweise gering erscheinenden Abweichungen über die Jahre zu nicht unerheblichen Fehlern aufsummieren können. Mit Blick auf die Modellanpassung erscheint es zudem wichtig, das gesamte Durchmesser-Spektrum des Baumbestandes durch die Bohrungsbäume abzubilden. Nach den Darstellungen von NEHRBASS-AHLES et al. (2014) kommt es hierbei darauf an, dass die Durchmesser-Klassen proportional zu ihrer Vorkommenshäufigkeit beprobt werden (*Pseudo-Population*). Besser noch sollten bei künftigen vergleichbaren Untersuchungen, alle Bäume auf repräsentativen Teilflächen der Versuchspartellen beprobt werden. Alternativ könnte auch eine definierte Anzahl von zu beprobenden Individuen per Zufallsstichprobe ausgewählt werden. Hierbei müsste den unterschiedlichen Bestandesstraten (z. B. Durchmesser-Klassen) eine Auswahlwahrscheinlichkeit zugewiesen werden, die proportional zu ihrer Vorkommenshäufigkeit ist. Die Anzahl der auszuwählenden Bäume muss sich dann an den untersuchungsspezifischen Genauigkeitsansprüchen orientieren. Während FRITTS (1976) aus dendrochronologischen Gesichtspunkten pauschal von rund 50 erforderlichen Bäumen ausging und SCHWEINGRUBER (1988) von etwa 20, zeigten BABST et al. (2014) im Rahmen einer europäischen Studie zur Kohlenstoffspeicherung von Waldbeständen, dass zwischen 40 bis 80 % des Baumkollektives die durchschnittlichen Kohlenstoffspeicherraten der Population mit ausreichender Genauigkeit wiedergaben. Bei den von BABST et al. (2014) untersuchten Populationen mit durchschnittlich 74 Bäumen entsprach dies einer zu beprobenden Baumzahl von 32 bis 60 Stück. Die in der vorliegenden Arbeit beprobte Anzahl von jeweils rund 25 Bäumen je Parzelle und Baumart stellt damit eher das erforderliche Mindestmaß dar, insbesondere in vergleichbar stammzahlreichen Fichtenpopulationen wie den untersuchten Mischbeständen.

Für die einzelbaumbezogene Rekonstruktion der Höhenentwicklung standen zur Modellanpassung lediglich die Referenzwerte der 189 überwiegend herrschenden Trieb-Längenmessbäume sowie die 1.171 Höhenmessungen zum Zeitpunkt der Flächenanlage in den Jahren 2013 und 2014 zur Verfügung (s. Kapitel 3.1.4). Entsprechend muss davon ausgegangen werden, dass die retrospektive einzelbaumbezogene Zuweisung von Höhen auf Grundlage der jeweiligen Baumdurchmesser für den 30-jährigen Rekonstruktionszeitraum mit größeren Unsicherheiten behaftet ist als die Durchmesserzuweisung bei der Durchmesserrekonstruktion. Dies liegt zum einen an der geringen Anzahl an Höhenreferenzbäumen als Stützpunkte zur Modellanpassung sowie zum anderen an den beschriebenen Schwierigkeiten bei der Trieb-Längenrückmessung selbst. Die visuelle Begutachtung der angepassten Höhenkurvensysteme zeigte aber in der überwiegenden Zahl der Fälle plausible Verläufe (s. hierzu z. B. Abbildung 13 auf Seite 75). Mit Blick auf die Relevanz etwaiger fehlerhafter Höhenzuweisungen muss ferner darauf hingewiesen werden, dass die in der vorliegenden Untersuchung vornehmlich adressierte Volumenproduktion weniger stark von einer fehlerbehafteten Einzelbaumhöhe beeinflusst wird als von der zuvor diskutierten, nachweislich hinreichend präzisen Durchmesserrekonstruktion.

Analyse der wachstumsrelevanten Standortbedingungen

Anknüpfend an die zeitlich bereits weit zurückreichenden Forderungen und Bemühungen der ersten vergleichenden Untersuchungen in Rein- und Mischbestände (DVFFA 1926, SCHILLING 1925, SCHWAPPACH 1909, 1914) sowie aufbauend auf dem inzwischen vorhandenen Wissen zur Konstruktion und Interpretation

entsprechender Versuche (FORRESTER 2014, FORRESTER und PRETZSCH 2015), lag der Fokus in der vorliegenden Arbeit maßgeblich auf der Ermittlung und Dokumentation der standörtlichen Vergleichbarkeit der Versuchspartellen. Die Erfassung des Zustands des Waldbodens und der Ernährung der Waldbäume erfolgte mit Hilfe etablierter und erprobter Verfahren der Boden- (BZE) und Waldzustandserhebung (WZE, EU LEVEL-I Beobachtungsnetz) sowie der Waldklimastationen in Bayern (WKS, EU LEVEL-II Messnetz). Eine Darstellung der Stärken und Schwächen des angewendeten BZE-Verfahrens zur Ermittlung der Grobbodenzusammensetzung findet sich bei WOLFF und RIEK (2006) sowie bei MELLERT et al. (2008). Informationen und Aussagen zur Erhebungs- und Auswertungsmethodik der Waldklimastationen (EU Level II-Monitoring) finden sich unter anderem bei AUGUSTIN et al. (2005), FLECK et al. (2016) sowie ICP FORESTS (2016). Ungeachtet etwaiger einzelner Schwächen der Verfahren ermöglichte deren Anwendung einerseits die Nutzung vorhandener Werkzeuge, Gerätschaften und Analyseverfahren sowie andererseits einen unmittelbaren Vergleich mit den Ergebnissen der genannten Inventur- und Monitoringverfahren.

Als nachteilig könnte in diesem Zusammenhang allenfalls angeführt werden, dass abweichend von den genannten Monitoringverfahren keine gesonderte verbale Beschreibung (Ansprache) der Auflage- und Bodenhorizonte erfolgte und somit keine unmittelbare verbale Charakterisierung des Humus- und Bodentyps möglich war. Die Kenntnis von Humusform und Bodentyp hätte zwar keine unmittelbaren Auswirkungen auf die Analyseergebnisse gehabt, gegebenenfalls aber Forstpraktikern und Wissenschaftlern die bodenkundliche Einordnung der Versuchsstandorte erleichtert. Aufgrund der vergleichsweise einfachen und homogenen Bodencharakteristika erfolgte dies näherungsweise auf Basis der vorliegenden ergänzenden Bodeninformationen und der Analyseergebnisse zu Bodenphysik und -chemie.

Bereits seit den ersten Studien in gemischten Waldbeständen interessiert Wissenschaftler und Praktiker neben den Fragen zur Produktivität insbesondere die Wirkung der Baumartenmischung auf den Boden (BAETEN et al. 2013, DVFFA 1926, HÄTTENSCHWILER 2005, RICHARDS et al. 2010, ROTHE und BINKLEY 2001, SCHILLING 1925). Angesichts der umfangreichen Boden- und Nadelanalytik der vorliegenden Untersuchung wurde bereits bei der Konzeption der Untersuchung der Frage nachgegangen, ob auch die Wirkung der beiden Baumarten auf die Bodeneigenschaften untersucht werden könnte. Mit Blick auf die vorhandenen Ressourcen und die mit der Beantwortung der Fragestellung verbundenen methodischen Schwierigkeiten wurde diese Überlegung jedoch frühzeitig verworfen. Dies hat eine Reihe von Gründen: Erstens wäre ein deutlich höhere räumliche Auflösung bei der Bodenprobenahme auf den Versuchspartellen erforderlich gewesen, um kleinräumige baumartenabhängige Veränderungen der Bodeneigenschaften festzustellen (s. hierzu z. B. CREMER et al. 2016, CREMER und PRIETZEL 2017, MELLERT et al. 2008). Dies hätte unweigerlich die Anzahl der zu bearbeitenden und zu analysierenden Proben erhöht. Zweitens wurde kritisch hinterfragt, ob die einmalige Aufnahme und Analyse von chemischen und physikalischen Bodenparametern auf neu angelegten Versuchsflächen im regulär bewirtschafteten Wald überhaupt geeignet ist, die langfristige Wirkung der Baumarten auf den Boden nachzuweisen. Schlussendlich wurde unterstellt, dass ein solcher Beweis nur verlässlich auf langfristigen Versuchsflächen mit wiederholenden Messungen und Analysen möglich ist. Bei der Auswahl solcher Flächen sind dann noch höhere Anforderungen an die standörtliche Vergleichbarkeit der Partellen zu stellen, als dies bereits im Rahmen der vorliegenden Untersuchung erfolgt ist.

Die Anlage standörtlich vergleichbarer Triplet-Partellen hat sich auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit als besonderes anspruchsvoll erwiesen. Wie in Kapitel 4.1.2 dargestellt wurde, ist es trotz einzelner vorhandener Unterschiede insgesamt gelungen, eine größtmögliche Vergleichbarkeit zwischen den Triplet-

Parzellen an den einzelnen Standorten herzustellen. Eine unmittelbare ertragskundliche Quantifizierung der verbliebenen geringfügigen standörtlichen Unterschiede konnte auf Grundlage der vorhandenen Daten allerdings nur näherungsweise vorgenommen werden. Insgesamt dürfte sich der standörtliche Einfluss aber im Bereich zufälliger Schwankungen bewegen. Insbesondere da die Unterschiede nur bei einzelnen Bodenelementen oder Texturmerkmalen auftreten und es sich auch um keine systematischen Abweichungen zugunsten oder zulasten eines einzelnen Bestandestypus handelte.

Wenngleich die einzelnen Versuchsparzellen der verschiedenen Standorte auf lokaler Ebene weitgehend miteinander vergleichbar sind, so ergibt sich dennoch für das gesamte Untersuchungskollektiv ein bemessener Standortgradient. Dieser Standortgradient äußert sich sowohl in den boden- und waldernährungskundlichen Analyseergebnissen als auch in der bereits diskutierten ertragskundlichen Leistungsfähigkeit. Gerade mit Blick auf den in Relation zum gesamten Bodenartenspektrum Bayerns vergleichsweise engen Texturbereich, erscheint die dennoch erkennbare Spreitung der standortbezogenen Produktivität erstaunlich. Diese standortsensitive Produktivitätsspreitung sowie die zugrunde liegenden vergleichsweise hochauflösenden boden- und waldwachstumskundlichen Analysen bilden letztlich wohl aber einen der zentralen Einflüsse auf die gute Vorhersagegenauigkeit des entwickelten Standort-Leistungsmodells für das Alter 70 sowie der darauf aufbauenden Analyse des standortabhängigen Mehrzuwachses der untersuchten Mischbestände (relative Produktivität).

Auch die klimatischen Rahmenbedingungen dürften neben dem überwiegend geologisch und nutzungsge­schichtlich bedingten Nährstoffangebot einen Einfluss auf die standörtliche Leistungsfähigkeit der temporären Versuchsflächen haben. Für die Länge der Vegetationszeit konnte dies unmittelbar im Standort-Leistungsmodell für die Oberhöhe im Alter 70 nachgewiesen werden. Weitere Klimavariablen konnten in den entwickelten Modellen nicht statistisch abgebildet werden. Es ist aber davon auszugehen, dass auch Klimavariablen wie Durchschnittstemperatur und Niederschlagssumme sowie die Länge der Vegetationszeit einen nachweisbaren Einfluss auf die Nährstoffverfügbarkeit haben. Letztere ist zum Beispiel im hohen Maße vom temperatur- und feuchtigkeitsbeeinflussten Abbau der Nadelstreu und sowie von der Lösung von Nährstoffen im Bodenwasser abhängig. Mit Blick auf den gesamteuropäischen Klimaraum decken die temporären Versuchsstandorte wie in Kapitel 4.1.1 dargestellt einen vergleichsweise engen, zugleich aber auch repräsentativen Ausschnitt ab. Der abgedeckte Klimaraum bietet sowohl die Möglichkeit für klimatische Analogieschlüsse als auch Anknüpfungs- und Extrapolationsmöglichkeiten. Eine Erweiterung des Klimaspektrums hätte sich allenfalls durch die Anlage von weiteren Versuchsstandorten in den bayerischen Mittelgebirgen oder im europäischen Ausland erzielen lassen. Die entsprechende Anlage von Flächen in den Mittelgebirgen wurde allerdings bei der Konzeption der vorliegenden Untersuchung verworfen. Zum einen wurde befürchtet, dass in den klimabegünstigten Mittelgebirgslagen die Dominanz der Fichte einseitig zunehmen würde und keine alters- und standortgleichen Kiefernreinbestände zu finden gewesen wären. Zum anderen bestand die Befürchtung, dass die fokussierten Witterungs-Zuwachsbeziehungen in den Mittelgebirgslagen aufgrund kühlerer Temperaturen und höherer Niederschläge schwächer ausfallen würden. Inwieweit die Annahmen zur Witterungs-Zuwachsbeziehung zutreffend sind, konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit allerdings nicht analysiert werden.

Sehr wohl analysiert werden konnte die zunehmende Dominanz der Baumart Fichte mit zunehmender Verbesserung der standörtlichen Wachstumsbedingungen (Boden und Klima). Hierbei waren die Daten der Stichprobeninventur im Bayerischen Staatswald von zentraler Bedeutung, da diese über das Boden- und Klimaspektrum der neu angelegten temporären Versuchsflächen hinausreichen. Unabhängig von diesen

Vorteilen weist die Auswertung von Inventurdaten auch eine Reihe von Schwächen auf. Beispielsweise ist die räumliche und altersmäßige Verteilung der Inventurpunkte mit Kiefer und Fichte nicht verzerrungsfrei. Bilden die Inventurpunkte mit der Baumart Fichte auch schwerpunktmäßig den südbayerischen Raum und jüngere Altersklassen ab, so sind dies bei der Kiefer überwiegend mittel- und nordbayerische sowie ältere Vorkommen. Ferner liegen die Bodeninformationen zu den Inventurpunkten nur als qualitative Einschätzungen der forstlichen Standortkartierung oder als räumlich interpolierte und modellierte Werte des Bayerischen Standortinformationssystems (BaSIS) vor. Hinzu kommen methodisch bedingte Unschärfen bei der Alters- und Höhenbestimmung. In Anbetracht dieser für die vorliegenden Fragestellungen unüberwindbaren Hindernisse, die sich insbesondere in den Vergleichskollektiven von Rein- und Mischbeständen widerspiegelt hätten, wurde in der vorliegenden Arbeit darauf verzichtet, Mischbestandeffekte zur Bestandesdichte und -produktivität aus den Inventurdaten im bayerischen Staatswald abzuleiten.

Die repräsentativen waldernährungskundlichen Ergebnisse lieferten in der vorliegenden Untersuchung einen weiteren wichtigen Beitrag zur Charakterisierung der temporären Versuchsstandorte und bestätigten im Wesentlichen die zuvor diskutierten bodenkundlichen Befunde. Im Vergleich zu den waldernährungskundlichen Ergebnissen der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern zeigten die temporären Versuchsflächen in den einjährigen Nadeln baumartenübergreifend niedrigere Konzentrationen von Stickstoff, Calcium und Mangan. Vergleichbare oder sogar höhere Ergebnisse werden hingegen bei Kalium, Magnesium, Phosphor und Eisen erreicht. Weiteres wesentliches Ergebnis ist, dass zwischen Rein- und Mischbeständen bei beiden Baumarten und nahezu allen Elementen keine statistisch nachweisbaren Unterschiede bestehen. Davon ausgehend, dass die Bestandesform keinen Einfluss auf die baumartenspezifische Nährelementkonzentrationen hat und damit keine nährelementbezogene Nivellierung zwischen Rein- und Mischbeständen stattfindet, konnten die Parzellen auch aus waldernährungskundlicher Sicht als weitgehend miteinander vergleichbar angesehen werden.

In Bezug auf die ernährungsdiagnostischen Grenzwertbereichen nach GÖTTLEIN (2015) zeigten die einjährigen Nadeln auf den temporären Versuchsflächen baumartenübergreifend eine überwiegend normale Ernährungssituation. Lediglich der Versuchsstandort *Bodenwöhr* zeigte bei einer Reihe von Nährelementen Werte im Mangel- beziehungsweise Symptombereich. Mit Blick auf die baumartenspezifischen Unterschiede fiel auf, dass die Fichtenkollektive außer beim Stickstoff gegenüber den Kiefernkollektiven einen systematisch besseren relativen Ernährungszustand aufweisen. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, ob lediglich der waldernährungskundliche Bewertungsrahmen von Kiefer und Fichte systematisch gegeneinander verschoben ist oder ob die flach- und intensivwurzelnde Baumart Fichte auf dem ausgewählten ärmeren Standortspektrum in der Lage ist, Nährstoffressourcen besser zu erschließen. Wie die Tiefenverläufe der Basensättigung zeigten, sind auf dem untersuchten Standortspektrum große Teile der wachstumsrelevanten Nährstoffe in der organischen Auflage und den obersten zehn Zentimetern des Mineralbodens gespeichert. Dieser Bereich wird von der Baumart Fichte besonders intensiv durchwurzelt (KALLIOKOSKI 2011).

Die Verknüpfung waldernährungskundlicher und waldwachstumskundlicher Kenngrößen brachte anders als bei den bodenbezogenen Standortvariablen keinen weiterführenden Erklärungsbeitrag. Es ließ sich kein statistisches Erklärungsmodell zum Zusammenhang von Nährstoffkonzentrationen in den Nadeln und Höhenwuchsleistung beziehungsweise Volumen- und Grundflächenzuwachs ableiten. Auch die alternative Verwendung der Nährelementgehalte je tausend Nadeln (*Tausendnadelgewicht*) erbrachte in diesem Zusammenhang keine belastbaren Erklärungsmodelle. Dies dürfte zum einen darauf zurückzuführen sein, dass

die Nährstoffkonzentrationen in Nadeln nicht unerheblichen jährlichen Schwankungen unterliegen (GÖTTLEIN et al. 2009) und damit Korrelationen mit den zuvor genannten, vergleichsweise träge reagierenden ertragskundlichen Kenngrößen erschwert werden. Zum anderen ist davon auszugehen, dass erst die Verknüpfung von standortabhängiger Nährstoffkonzentration und Gesamtnadelmasse klarere Zusammenhänge zeigen dürfte. Nach MELLERT et al. (2004) sind die auf Grundlage des Hundert- oder Tausendnadelgewichts skalierten Nährelementgehalte nur ein schwacher Indikator für den Gesamtpool an Nährstoffen in der Biomasse. Die Ermittlung der Gesamtnadelmasse hätte in der vorliegenden Arbeit allenfalls auf Grundlage pauschaler Biomassefunktionen erfolgen können. Hierauf wurde mit Blick auf die unweigerlich entstehenden Unschärfen verzichtet. Alternativ wären umfangreiche ergänzende Feldaufnahmen zur Gesamtnadelmasse erforderlich gewesen. Mit Blick auf die Frage zu etwaigen nährstoffbezogenen Begünstigungseffekten (*facilitation*) in Kiefern-Fichten-Mischbeständen ist dies eine lohnende weiterführende Forschungsfrage für zukünftige Untersuchungen.

Berechnung von Mischungsanteilen in Mischbeständen

Zurückliegende Studien zu Wachstumsvergleichen in Rein- und Mischbeständen verwendeten für eine Berechnung der baumartenspezifischen Mischungsanteile regelmäßig ertragskundliche Kenngrößen wie Stammzahl (n), Bestandesgrundfläche (g) oder Bestandesvorrat (v) (s. zum Beispiel MASON und CONNOLLY 2013, SCHILLING 1925). Diese Bestandeskenngrößen werden allerdings im hohen Maße von den baumartenspezifischen Wachstumsgängen beeinflusst und sind damit zwischen den Baumarten in der Mehrzahl der Fälle nicht miteinander vergleichbar. Anknüpfend an die frühen Überlegungen von ASSMANN (1954) und die jüngeren Beispiele und Empfehlungen von PRETZSCH und FORRESTER (2017, S. 137 ff.) und STERBA et al. (2014) wurden die Baumartenanteile in den Mischbeständen in der vorliegenden Studie daher wie in der Untersuchung von PRETZSCH und SCHÜTZE (2015) über den Stand-Density-Index (*SDI*) nach REINEKE (1933) berechnet. Denn „*der SDI (...) berücksichtigt beide Aspekte der Bestandesdichte, die Baumdimension und die Stammzahl*“ (PRETZSCH und FORRESTER 2017, S. 140).

Durch die ergänzende Verwendung der baumarten- und standortspezifischen maximalen *SDI* (sdi_{max}) und eines baumartenspezifischen Äquivalenzfaktors (*Umrechnung des Kiefern-SDI in einen Fichten-SDI*) wurden in der vorliegenden Untersuchung die unterschiedlichen Standraumansprüche und die standortspezifische maximale Bestandesdichte berücksichtigt. Die *SDI* der Baumarten wurden so unmittelbar vergleichbar und kombinierbar gemacht (PRETZSCH et al. 2015). Nach STERBA et al. (2014) ist eine solche Vorgehensweise insbesondere dann geboten, wenn die maximalen Bestandesdichten zwischen den untersuchten Baumarten deutlich voneinander abweichen. In der vorliegenden Untersuchung zeigten die Baumarten in den Reinbeständen mit durchschnittlichen Bestandesdichten von 874 N ha^{-1} bei der Kiefer und 1.034 N ha^{-1} bei der Fichte genau die von STERBA et al. (2014) adressierten Abweichungen. Wenngleich es sich bei den temporären Versuchsfeldern um bislang regulär bewirtschaftete Waldbestände handelte, konnten die Reinbestände über alle Standorte hinweg offenbar als ausreichend belastbare Referenzbestände für die baumartenspezifischen Standraumansprüche herangezogen werden. STERBA nennt Maximalwerte des Stand Density Index von 600 bis 750 bei Kiefer und 900 bis 1.100 bei Fichte (in PRETZSCH 2009, S. 272). Diese Maximalwerte werden mit den zuvor genannten *SDI* bei Kiefer an nahezu allen Triplet-Standorten deutlich übertroffen. Auch die Baumart Fichte übertrifft die angegebenen Maximalwerte auf einer Mehrzahl von Standorten. Alternativ hätten die maximalen Bestandesdichten auch aus Inventurdaten oder langfristigen Versuchsfeldern rechnerisch hergeleitet werden können (DEL RÍO und STERBA 2009, DIRNBERGER et al. 2017, DIRNBERGER und STERBA 2014). Dies erscheint nach DIRNBERGER et al. (2017) gerade dann angebracht, wenn anzunehmen ist, dass artreine Referenzbestände durch zurückliegende forstwirtschaft-

liche Maßnahmen oder natürliche Störungen nicht mehr die erforderlichen standörtlichen maximalen Bestandesdichten abbilden.

5.3 Ergebnisse, Forschungsfragen und -hypothesen

Insbesondere die wissenschaftlichen Erkenntnisse des letzten Jahrzehnts (JACTEL et al. 2018, JUCKER et al. 2014, LIANG et al. 2016, MORIN et al. 2011, NADROWSKI et al. 2010, PIOTTO 2008, THOMPSON et al. 2009, ZHANG et al. 2012), haben gezeigt, dass überwiegend ein positiver Zusammenhang zwischen der Produktivität von Waldbeständen und deren Baumartendiversität besteht. Hieran anknüpfend wurde in der vorliegenden Arbeit in der *Zuwachshypothese 1* untersucht, ob sich auch bei den Baumarten Kiefer und Fichte das mittel- bis langfristige Zuwachsverhalten von Rein- und Mischbeständen auf Einzelbaum- und Bestandesebene unterscheidet.

In den zurückliegenden Jahren hat sich ferner die Erkenntnis gefestigt, dass die Gesamtproduktivität von Mischbeständen im hohen Maße von den Einzelbeiträgen der beteiligten Baumarten beeinflusst wird. Diese Beiträge beruhen auf Ursache-Wirkungsbeziehungen, die maßgeblich von den spezifischen Eigenschaften (*functional traits*) der beteiligten Arten (*species identities*) (FICHTNER et al. 2017, THOMPSON et al. 2009, ZHANG et al. 2012) und von der jeweiligen Betrachtungsebene abhängen (Organ, Organismus, Population) (FORRESTER und PRETZSCH 2015, NADROWSKI et al. 2010). Mit Blick auf das artspezifische Verhalten und ein mechanistischeres Verständnis des Wachstums von Kiefer und Fichte in artreinen und gemischten Waldbeständen wurden in der vorliegenden Arbeit daher sowohl die Bestandesstruktur (*Strukturhypothese*) und Einzelbaummorphologie (*Morphologiehypothese*) als auch die Reaktion auf Trockenjahre (*Zuwachshypothese 2*) eingehender analysiert.

Als Baumarten der borealen Breiten haben Kiefer und Fichte grundsätzlich ähnliche Arteigenschaften. Nachweisbare Unterschiede bestehen allerdings bei der altersabhängigen Wuchsdynamik, der Lichtökologie sowie bei der über- und unterirdischen Raumbesetzung. Die Baumart Kiefer zeichnet sich im Vergleich zur Fichte durch ein schnelleres Jugendwachstum und eine frühere Kulmination des Volumen- und Höhenzuwachses aus. Die Unterschiede in der Zuwachskulmination betragen je nach Standort zwischen 10 bis 20 Jahren. Ergänzend zur späteren Zuwachskulmination lassen Höhen-, Durchmesser- und Volumenzuwachs der Fichte im Alter weniger nach als bei der Kiefer (zu den baumartenspezifischen Wachstumsgängen s. a. Ertragstabellen in Tabelle 2, Seite 42). Diese unterschiedlichen zeitlichen Zuwachsgänge sind mit Blick auf die Gesamtproduktivität von Kiefern-Fichten-Mischbeständen von erheblicher Bedeutung.

Von noch größerer Bedeutung dürfte die unterschiedliche über- und unterirdische Raumbesetzung der beiden Baumarten sein. Insbesondere in den temperierten Breiten weisen Kiefer und Fichte unterschiedliche Kronenformen auf. Dort zeichnen sich Fichten im Vergleich zur Kiefer in der Regel durch längere und kegelförmigere Kronen aus, die ihre maximale Kronenausdehnung zudem in unterschiedlichen Bestandeschichten haben (PRETZSCH 2009, S. 236). Alleine schon durch die voneinander abweichenden Kronenformen von Kiefer und Fichte finden sich Anhaltspunkte für ein zwischen Rein- und Mischbeständen abweichendes Raumnutzungsverhalten. Entsprechend ihrer Lichtökologie verfügen Fichten zudem über ausgeprägtere Schattenkronen. Bei der Halbschattbaumart Fichte sind selbst diese Kronenpartien in der Lage positive Netto-Photosyntheseraten und damit einen positiven Beitrag zum Baum- und Bestandeswachstum zu leisten. Gepaart mit der höheren Lichtdurchlässigkeit der Kiefernkronen (PRETZSCH 2001, S. 220) und

deren geringerer Plastizität (PRETZSCH 2014) ergeben sich im Vergleich zu Reinbeständen günstigere lichtökologische Verhältnisse für die Fichte.

Die oberirdischen ökologischen Bedingungen in Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte lassen insgesamt klarere Schlüsse über die damit verbundenden Wirkmechanismen zu als die unterirdischen. Sowohl über die unterirdische baumartenspezifische Raumbesetzung als auch den Einfluss der Baumarten auf den Bodenwasserhaushalt und -chemismus ist insgesamt vergleichsweise wenig bekannt. Nach den vorhandenen Informationen dürften jedoch im Wesentlichen folgende Mechanismen beim gemeinschaftlichen Wachstum von Kiefer und Fichte wirken: Geringerer Gesamtwasserverbrauch der Baumart Kiefer (s. hierzu a. Seite 128), höhere Boden-/Lufttemperatur, ungünstigere chemische Zusammensetzung der Kiefernstreu bei dennoch schnellerem und umfänglicherer Streuumsatz und geringerer Humusmächtigkeit unter Kiefer, tiefere Durchwurzelung durch Kiefer, höhere Feinwurzelmasse und intensivere Durchwurzelung der obersten Bodenschichten bei Fichte (Literaturquellen s. Tabelle 1, Seite 40).

5.3.1 Strukturhypothese: Bestandesstruktur in Rein- und Mischbestand

Ausgehend von den zuvor beschriebenen spezifischen Arteigenschaften der Baumarten Kiefer und Fichte, insbesondere der unterschiedlichen zeitlichen Wuchsdynamik und Lichtökologie, wurde in der vorliegenden Arbeit angenommen, dass sich diese insbesondere in der Bestandesstruktur widerspiegeln. Die hierzu in Kapitel 1.5 als Nullhypothese formulierte *Strukturhypothese* geht davon aus, dass kein statistisch nachweisbarer Unterschied in der Bestandesstruktur von Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte besteht (Nullhypothese). Die Ergebnisse zu Bestandesdichte, Durchmesser- und Höhenverteilung und Kronenschirmflächen belegen allerdings eindeutig, dass diese Nullhypothese unter den untersuchten Wachstumsbedingungen verworfen werden muss.

Durchmesserstruktur

Nach den vorliegenden Ergebnissen wird die Durchmesserverteilung in den Kiefern-Fichten-Mischbeständen insbesondere von der schattentoleranteren Baumart Fichte beeinflusst. Unter den vergleichsweise lichten Kieferkronen stellt sich im Mischbestand eine größere Anzahl von lebensfähigen schwächeren Fichten ein und es ergeben sich rechtsschiefe Durchmesserverteilungen. Ergänzend zu den Darstellungen in Kapitel 4.2.2 ab Seite 141 zeigten PRETZSCH und SCHÜTZE (2015) für einen repräsentativen Teildatensatz der vorliegenden Untersuchung, dass die Mischbestände nicht nur insgesamt höhere Baumzahlen als die Erwartungswerte der benachbarten Reinbestände aufweisen sondern auch eine breitere Größenverteilung. Die Spannweite der Durchmesserverteilung ist nach den Auswertungen von PRETZSCH und SCHÜTZE im Mischbestand meist signifikant höher als in den entsprechenden Reinbeständen.

Auch LINDÉN und AGESTAM (2003) beobachteten in südschwedischen Mischbeständen aus Kiefer und Fichte eine etwas weitere Durchmesserspreitung als auf Basis der korrespondierenden Reinbestände zu erwarten gewesen wäre. Nach LINDÉN und AGESTAM (2003) trägt die Kiefer aufgrund ihrer Lichtökologie auch dort nicht wesentlich zur Aufweitung des Durchmesserspektrums der Mischbestände bei, sondern grenzt diese sogar weiter ein (s. hierzu auch POLENO 1981).

Die Ergebnisse zur Verschiebung der Durchmesserverteilungen stehen im Einklang mit den Befunden zur Entwicklung des Grundflächenmittelstamms in den Rein- und Mischbeständen. Der Durchmesser des Grundflächenmittelstamms ist in der vorliegenden Studie im untersuchten Altersrahmen von 35 bis 85

Jahren um durchschnittlich 15 % kleiner. Die Baumart Kiefer weist in den Mischbeständen jedoch einen um 6 % größeren Mitteldurchmesser auf. Auch LINDÉN UND AGESTAM (2003) beobachteten bei der Kiefer einen um 1,2 cm größeren Mitteldurchmesser. MASON UND CONNOLLY (2013) fanden in der zweiten Rotation in Gisburn sogar für Kiefer und Fichte eine gesteigerte Entwicklung der mittleren Durchmesser. Auch die Durchmesserentwicklung der jeweils stärksten Kiefern wird im Mischbestand offenbar positiv beeinflusst. JONSSON (2001) beobachtete in Mittelschweden einen um 2,4 cm größeren Durchmesser dominanter Kiefern. Dominante Fichten wiesen bei JONSSON (2001) hingegen einen um 3,0 cm kleineren Durchmesser auf. In der hier vorliegenden Arbeit zeigte sich eine ähnliche Tendenz, wenngleich nur das Ergebnis der Kiefer von + 6 % statistisch abgesichert werden konnte.

Auf Grundlage einer baumartenübergreifenden Metaanalyse zeigte PIOTTO (2008), dass das Durchmesserwachstum in Mischbeständen im Allgemeinen höher ausfällt. Auch PRETZSCH et al. (2016b) beobachteten in einer jüngeren empirischen Studie auf insgesamt 141 Triplets bedeutender mitteleuropäischer Baumartenmischungen eine um 1 bis 5 % gesteigerte Durchmesserentwicklung. Allerdings zeigte sich dieser Unterschied als statistisch nicht signifikant. Sowohl PIOTTO (2008) als auch PRETZSCH et al. (2016b) belegen mit ihren Ergebnissen, dass das Wachstum in Mischbeständen nicht in allen Fällen und nicht für alle Baumarten eine Steigerung des Durchmesserwachstums bedeutet. Vielmehr hängt gerade die Durchmesserentwicklung im hohen Maße von den morphologischen und funktionalen Eigenschaften (*functional traits*) und damit von den interspezifischen Konkurrenzbedingungen der Baumarten ab.

Höhenstruktur

In den untersuchten, für das Wachstum von Kiefer und Fichte vergleichsweise günstigen Wuchsräumen, kommt es in den Mischbeständen zu einer ausgeglicheneren Verteilung der Baumhöhen über alle Höhenstufen hinweg. Die zugunsten der herrschenden und mitherrschenden Bäume rechtsschiefen Höhenverteilungen der Reinbestände werden im Mischbestand weitgehend ausgeglichen. Hierzu tragen sowohl Kiefer als auch Fichte bei, wenngleich der Beitrag der schattentoleranteren Baumart Fichte deutlich höher ausfällt. Nach den weiterführenden Analysen des hier untersuchten Datenmaterials bei PRETZSCH UND SCHÜTZE (2015), weisen neben den Durchmesserverteilungen auch die Höhenverteilungen der Mischbestände eine größere Spannweite auf als die der vergleichbaren Reinbestände. Dies ist eine wichtige Erkenntnis, die aus den Darstellungen in Kapitel 4.2.2 ab Seite 117 nicht unmittelbar hervorgeht.

Der höhere Anteil kleinerer Fichten führt auf den untersuchten temporären Versuchsflächen dazu, dass die Mittelhöhe der Fichte in den Mischbeständen mit - 11 % signifikant niedriger ausfällt als in den benachbarten Reinbeständen. Bei der Kiefer zeigte sich kein signifikanter Unterschied zwischen Rein- und Mischbestand. Auch auf den sechs seit fast hundert Jahren unter Beobachtung stehenden und von BIELAK et al. 2014 ausgewerteten Versuchen in Polen zeigte sich bei der Baumart Kiefer kein Unterschied in der Entwicklung der Mittelhöhen. LINDÉN UND AGESTAM (2003) konnten bis zur Altersphase von etwa 25 Jahren weder für Kiefer noch für Fichte einen Unterschied der Mittelhöhen feststellen. Sie führten dies auf die noch nicht erfolgte Höhenstratifizierung der Bestände zurück. Dies deckt sich mit den Beobachtungen von BROWN (1992) für die 26-jährigen Bestände der ersten Rotationsperiode des Gisburn-Experiments. MASON UND CONNOLLY (2013) fanden hingegen für die zweite Rotation in Gisburn signifikant höhere Mittelhöhen. Dies dürfte auch auf die beobachtete gesteigerte Durchmesserentwicklung und damit nur in Teilen auf ein verändertes Höhenwachstum im Mischbestand zurückzuführen sein.

Im Allgemeinen liefert die Bestandesoberhöhe ein verzerrungsfreieres Bild einer gegebenenfalls veränderten Höhenwuchsleistung in Mischbeständen. In den Untersuchungen von LINDÉN UND AGESTAM (2003) in Südschweden und auf den hier untersuchten temporären Versuchsflächen in Süd- und Norddeutschland fanden sich bis zum Alter von 45 Jahren beziehungsweise bis zum Alter 70 keine gesteigerten Oberhöhenentwicklungen beim Vergleich von Rein- und Mischbeständen. JONSSON (2001) beobachtete in einem für die Baumart Kiefer vergleichsweise günstigen Wuchsraum in Mittelschweden bis zum Alter von etwa 38 Jahren sogar geringere Oberhöhen. In dieser frühen Altersphase und in diesem Wuchsraum führt das Wachstum in Mischung bei der Kiefer offenbar zu einer drastisch verringerten Kronen- und Lichtkonkurrenz und damit auch zu einem verringerten Höhenwachstum.

Letztlich zeigte PIOTTO (2008) in einer belastbaren baumartenübergreifenden Metaanalyse, dass sich das Höhenwachstum von Rein- und Mischbeständen im Allgemeinen nicht unterscheidet. Er führte dies darauf zurück, dass das Höhenwachstum weitgehend unabhängig von den jeweiligen Konkurrenzbedingungen ist und damit auch nicht ausgeprägt auf Veränderungen der inner- oder zwischenartlichen Konkurrenz reagiert. Die Ergebnisse von PIOTTO (2008) zur Höhenentwicklung decken sich hierbei auch mit den jüngeren empirischen Beobachtungen von PRETZSCH et al. (2016b).

Mit Blick auf die Oberhöhe stellte sich in der vorliegenden Arbeit ergänzend die Frage, wie sich die Höhenrelation der beiden Baumarten Kiefer und Fichte in strukturierten Mischbeständen verhält. Die Befunde aus den verschiedenen europäischen Untersuchungs- und Wuchsräumen sind hierzu sehr unterschiedlich. KASA (1972) zeigte für Nordwestdeutschland, dass die Fichte durchschnittlich zwischen 3 und 5 % höher ist als die Kiefer. Unter südböhmischen Verhältnissen waren es bei POLENO (1981) alters- und standortübergreifend etwa 2 %. In einigen der von KASA (1972) untersuchten Wuchsräume zeigte sich die erwartete altersabhängige Verschiebung der Höhenrelation mit einer Dominanz der Kiefer in der frühesten Jugend und einer Überlegenheit der Fichte im fortgeschrittenen Alter. Auch MASON und CONNOLLY (2013) zeigten, dass die Kiefer im beobachteten Zeitraum bis zum Alter von 20 Jahren der Fichte noch um etwa 6 % überlegen ist. Dies deckt sich mit Ergebnissen von JONSSON (2001) für Südschweden. Selbst in diesem für die Fichte vergleichsweise günstigen Wuchsraum konnte die Kiefer ihren ontogenetisch bedingten Wuchsvorsprung bis zum beobachteten Alter von 38 Jahren aufrechterhalten.

Auch in dem in der vorliegenden Arbeit schwerpunktmäßig untersuchten, für die Fichte zumindest in der Vergangenheit vergleichsweise günstigen Wuchsraum in Süddeutschland stellte SPATZ (2015) auf Basis von Schaftformrekonstruktionen an herrschenden Fällungsbäumen eine Höhendominanz der Kiefer in der Jugend fest. Entgegen den Befunden von KASA (1972) holt die Baumart Fichte die Kiefer auf dem süddeutschen Standortspektrum erst ab einem Alter von 50 bis 60 Jahren ein. Auf den aus einer Wuchsreihe (unechten Zeitreihe) bestehenden österreichischen Dauerbeobachtungsflächen *Litschau* dauert es sogar bis zum Alter von etwa 100 Jahren, bis die Fichte die Oberhöhe der Kiefer erreicht hat (HASENAUER 1994, SATLAWA 2013). Ähnliche Ergebnisse finden sich auch bei SCHULZE (1972) in der *mäßigen* und *guten* Standortgruppe und bei KÜNSTLE (1962) auf *lehmigen Sanden*. In den Inventurdaten der Bayerischen Staatsforsten (BAYSF 2015) fanden sich erstaunlicherweise keine Hinweise auf eine altersabhängige Verschiebung der Höhenrelation zwischen Fichte und Kiefer. Es ergab sich ein über das Alter hinweg annähernd konstantes Höhenverhältnis von Fichte und Kiefer von 1,05. Dieses könnte allerdings daher rühren, dass die Altersklassen unter 40 Jahren bei Kiefern-Fichten-Mischbeständen unterrepräsentiert sind. Damit wird genau die Altersphase nicht abgebildet, in der die Kiefer im Allgemeinen noch höhenüberlegen ist.

Auf Grundlage der Inventur- und Standortdaten (BAYSF 2015, LWF 2016a) konnte aber zumindest nachgewiesen werden, dass die Höhenrelationen von Fichte und Kiefer im hohen Maße von den lokalen Standortbedingungen abhängig ist. Auf tonigen und schluffigen und entsprechend basenreichen Standorten ist die Fichte der Kiefer im Altersrahmen von etwa 40 bis 160 Jahren nicht nur um 5 % in der Höhenwuchsleistung überlegen, sondern im Regelfall sogar um 7 bis 10 %. Insgesamt stehen die Befunde zur Höhenrelation im Einklang mit den zuvor zitierten Untersuchungen in Kiefern-Fichten-Mischbeständen.

Überschirmungsverhältnisse

Keine der auf Seite 23 in Kapitel 1.4.3 aufgeführten vergleichenden Studien in Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte hatte bislang die Überschirmungsverhältnisse der Bestandestypen eingehender untersucht. Allenfalls wurde die vertikale Höhenstrukturierung auf Bestandesebene oder die Kronenlänge auf Einzelbaumebene analysiert. Damit bietet die vorliegende Arbeit erstmalig einen weiterführenden Einblick in die horizontale Raumbesetzung von Kiefer und Fichte. Sie liefert damit für diese Baumartenkombination einen mechanistischen Erklärungsbeitrag zur Produktivitätsrelation von Rein- und Mischbeständen.

Die Fichten- und Mischbestandspartellen der temporären Versuchsstandorte sind durchschnittlich zu fast 90 % überschirmt, die Kiefernparzellen hingegen durchschnittlich nur zu rund 81 %. Die nicht überschirmten Flächenanteile könnten als Indiz gewertet werden, dass die temporären Versuchsflächen doch im erheblichen Maße durch vorangegangene Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflusst wurden und damit nicht mehr die maximal mögliche standörtliche Tragfähigkeit und die typischen Bestandesstrukturen widerspiegeln. PRETZSCH (2014) zeigte allerdings, dass selbst in vollbestockten langfristigen Versuchsflächen zwischen 5 bis 10 % der Fläche nicht überschirmt sind. Er stützt diese Beobachtungen auf insgesamt 35.728 Kronenmessungen in artreinen und gemischten Waldbeständen in der Altersphase zwischen 16 und 283 Jahren. Die nicht überschirmten Bestandesparten führte er dabei unter anderem auf die häufig berichteten wechselseitigen mechanische Schädigungen an Kronenberührungspunkten zurück. Durch natürliche Mortalität ergeben zudem gerade in stammzahlreichen Beständen immer wieder Lücken, die mit fortschreitendem Alter nicht mehr geschlossen werden können (s. hierzu a. PRETZSCH 2017, S. 254). Letzteres gilt insbesondere für die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Baumarten Kiefer und Fichte, die zum Beispiel im Vergleich zur Buche weniger kronenplastisch sind (PRETZSCH 2014).

Trotz der nicht überschirmten Bestandesparten weisen die temporären Versuchsflächen insgesamt hohe Kronenschirmflächensummen auf. Diese machen auf den Kiefern- und Fichtenparzellen 108 % beziehungsweise 121 % der Parzellenfläche aus und in den Mischbeständen sogar fast 143 %. Diese Ergebnisse decken sich mit Befunden von langfristigen Versuchsflächen (PRETZSCH 2017, S. 252). Auch auf diesen führt die Mehrfachüberschirmung zu einem Anstieg der relativen Kronenschirmflächensummen. In den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Mischbeständen beträgt die Doppelüberschirmung fast 43 % und die Mehrfachüberschirmung immerhin 13 %. Die Reinbestände von Kiefer und Fichte weisen hingegen nur Werte von 30 % beziehungsweise 4 bis 6 % auf. Auch diese Befunde stehen in guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen von PRETZSCH (2017, S. 252) für die Baumartenmischungen von Fichte und Buche sowie Eiche und Buche. Sowohl in diesen Mischungen als auch in der hier untersuchten Mischung von Kiefer und Fichte sind im Wesentlichen die jeweils schattentoleranteren Baumarten Buche und Fichte für die Zunahme der Kronenschirmflächensumme in den Mischbeständen verantwortlich.

5.3.2 Morphologiehypothese: Baummorphologie in Rein- und Mischbestand

Die größeren Kronenschirmflächensummen in den Mischbeständen sind unter anderem das Ergebnis eines Mehr an Bäumen und einer damit verbundenen intensiveren vertikalen und horizontalen Raumbesetzung. In diesem Zusammenhang stellte sich die Frage, ob auch eine veränderte Morphologie, also eine veränderte Wuchsform der Einzelbäume einen Beitrag zur unterschiedlichen Raumbesetzung in Rein- und Mischbeständen leistet. Allgemeiner formuliert stellte sich die Frage, ob sich die Baummorphologie von Kiefer und Fichte zwischen Rein- und Mischbeständen unterscheidet. Hierzu wurde folgende Nullhypothese formuliert: *Die Baummorphologie von Kiefer und Fichte unterscheidet sich nicht zwischen Rein- und Mischbestand.* Aufgrund der gewonnenen Erkenntnisse zur baumartenspezifischen Kronenausformung in Rein- und Mischbestand musste die vorgenannte Nullhypothese verworfen werden. Es besteht ein statistisch gesicherter Unterschied in der Einzelbaummorphologie, der neben der Kronenausformung auch die Schaffform und den Schlankheitsgrad der Bäume umfasst.

Kronendurchmesser und -länge

Maßgeblich für die Raumbesetzung, Nadelbiomasse und damit letztlich das Zuwachsverhalten auf Einzelbaum- und Bestandesebene dürfte sein, dass auf den temporären Versuchsflächen gerade die strukturgebende Baumart Fichte im Mischbestand um etwa 6 % größere und 37 % längere Kronen ausbildet. Die Kiefer büßt hingegen im Mischbestand um 6 % an Kronendurchmesser und um 5 % an Kronenlänge ein. Folgt man den Überlegungen von KELTY (1992, S. 192), werden auf diese Weise vergleichsweise ineffiziente Teile der Schattenkrone der Lichtbaumart Kiefer durch effizientere Schattenkronenteile der Halbschattbaumart Fichte ersetzt. Dadurch erhöht sich nicht nur die Gesamtmenge des absorbierten Lichts, sondern auch dessen effizientere Nutzung.

Der Verlust an Kronenfläche der Kiefer hat für die gesamte Raumbesetzung in den Mischbeständen nur eine untergeordnete Bedeutung, da die Kiefer insgesamt nur etwa 34 % zur Gesamtüberschirmung beiträgt, wohingegen die im Kronenraum der Mischbestände profitierende Baumart Fichte die restlichen 66 % beisteuert. Die Befunde zur Kronenausdehnung und Raumbesetzung decken sich damit nicht nur mit verbreitetem Praktikerwissen, sondern stehen auch im Einklang mit Erkenntnissen aus anderen wissenschaftlichen Studien, wenngleich die Gesamtzahl an entsprechenden Referenzstudien wie bereits erwähnt vergleichsweise gering ist. VETTENRANTA (1999) zeigte für Versuchsflächen in Süd- und Mittelfinnland, dass das Kronenprozent (Verhältnis von Kronenlänge zu Baumhöhe) von Kiefern sensibel auf zunehmende Bestandesdichte (Grundfläche) und zunehmende lokale Konkurrenz reagiert, unabhängig davon, ob es sich um innerartliche oder zwischenartliche Konkurrenz handelt. Bei der Baumart Fichte führte hingegen neben der Bestandesdichte nur die lokale innerartliche Konkurrenz zu einer Abnahme des Kronenprozents.

LINDÉN und AGESTAM (2003) fanden in Mischbeständen auch bei der Baumart Kiefer bis zum Alter von etwa 30 Jahren längere Kronen (niedrigere Kronenansätze) und führten das auf eine geringere Beschattung der Kiefernkronen durch die schmalkronigen Fichten zurück. Diese Befunde von LINDÉN und AGESTAM (2003) gelten insbesondere für südschwedische Verhältnisse, decken sich aber auch mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit zum HD-Verhältnis im Alter 20 (s. auch nachfolgender Abschnitt). Dieses deutet auf eine in der Jugend verringerte Konkurrenz durch die beigemischte Fichte und bessere Möglichkeiten der Kronenexpansion für die Baumart Kiefer hin.

Schaftform und Schlankheitsgrad

JONSSON (2001) sowie LINDÉN und AGESTAM (2003) beobachteten bei der Baumart Kiefer bis zum Alter von 30 beziehungsweise 40 Jahren in Mischung mit Fichte niedrigere HD-Verhältnisse. Auch auf den temporären Versuchsfeldern (Triplets) ließen sich anhand von Schaftformrekonstruktionen an herrschenden Kiefern im Mischbestand im Alter von 20 Jahren tendenziell niedrigere HD-Verhältnisse beobachten, wenngleich keines der vor- und nachstehenden Ergebnisse zum HD-Verhältnis einer statistischen Überprüfung standhalten konnte. Bis zum Alter von etwa 60 Jahren haben sich die HD-Verhältnisse zwischen Rein- und Mischbestand weitestgehend angenähert. Bei der Baumart Fichte verhält es sich andersherum: Ab einem Alter von etwa 60 Jahren zeigten die herrschenden Fällungsbäume im Mischbestand niedrigere HD-Verhältnisse als im Reinbestand. Diese gegenläufige Entwicklung der HD-Verhältnisse von Kiefer und Fichte im Mischbestand dürfte Ausdruck der sich ändernden Konkurrenzverhältnisse im Verlauf des Bestandeslebens sein. Die anhand aller Höhenmessbäume ergänzend durchgeführte Analyse bestätigte diese Annahmen zur Konkurrenzsituation. In dem zum Anlagezeitpunkt abgedeckten und an die zuvor genannten Alter anschließenden Altersrahmen von 60 bis 85 Jahren zeigte die Fichte rechnerisch in den Mischbeständen bei gleichem Durchmesser etwas geringere Baumhöhen. Mit Blick auf das Wachstum der Baumart Fichte im Mischbestand kann dies als ein weiteres Indiz für eine im Vergleich zu den Reinbeständen verringerte Lichtkonkurrenz durch die Kiefer gewertet werden. Bei der Kiefer zeigten sich aufgrund der mit dem Alter zunehmenden Konkurrenz durch die Baumart Fichte erwartungsgemäß Tendenzen zu gesteigerten Baumhöhen. Allerdings konnten diese Ergebnisse zum allometrischen Zusammenhang von Durchmesser und Höhe nicht statistisch abgesichert werden. Sie zeigten auch nicht die Größenordnungen wie bei der konkurrenzbedingten Veränderung der horizontalen und vertikalen Kronenausdehnung und beim einzelbaum- und bestandesbezogenen Grundflächen- und Volumenzuwachs.

5.3.3 Zuwachshypothese 1: Mittel- bis langfristiges Zuwachsverhalten in Rein- und Mischbestand (Baum- und Bestandesebene)

Wie bei den meisten vergleichenden ertragskundlichen Untersuchungen in Rein- und Mischbeständen stand in der vorliegenden Arbeit das Zuwachsverhalten der Baumarten im Mittelpunkt. Dies hat sowohl forstpraktische als auch forstwissenschaftliche Gründe. Aus forstpraktischer Sicht ist gerade der laufende jährliche Volumen- oder Grundflächenzuwachs eine relevante und in der Praxis eingeführte Kenngröße. Aus wissenschaftlich-waldwachstumskundlicher Sicht ist der bestandesbezogene Volumenzuwachs eine robuste Maßzahl, die über alle etwaigen Wachstumsunterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen integriert und den Saldo aller einwirkenden Effekte widerspiegelt. Vor diesem Hintergrund ist es nachvollziehbar, dass der Großteil der forstlichen und auch der ökologischen Studien den Zuwachs als zentrale Untersuchungsgröße heranzieht. Ausgehend von entsprechenden Studien und deren sehr heterogenen Befunden wurde im Hinblick auf etwaige Zuwachsunterschiede zunächst folgende Nullhypothese formuliert: *Das mittel- bis langfristige Zuwachsverhalten der Baumarten Kiefer und Fichte unterscheidet sich sowohl auf Baum- als auch auf Bestandesebene nicht zwischen Rein- und Mischbestand.* Aufbauend auf den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung musste diese Nullhypothese verworfen werden.

Bestandeszuwachs

An den acht temporären Versuchsstandorten ließen sich im rekonstruierten 30-jährigen Beobachtungszeitraum ein höherer Zuwachs und damit eine höhere relative Produktivität der Mischbestände beobachten. Gegenüber dem gewichteten Mittel der korrespondierenden Reinbestände (*Erwartungswert*) ergab sich bei einem mittleren jährlichen Volumenzuwachs von $17,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ eine Mehrleistung von 4,0 % (*over-*

yielding). Für die abgedeckte Altersspanne von etwa 35 bis 85 Jahren zeigte sich allerdings nur die Mehrleistung der Baumart Fichte auf dem 10 %-Niveau als signifikant (+ 5 %). Die Kiefer zeigte auf dem ausgewählten Standortspektrum im Hinblick auf den Volumenzuwachs nur indifferente Ergebnisse. Beide Baumarten zusammen erreichten im Mischbestand nicht die durchschnittlichen jährlichen Zuwächse der Fichtenreinbestände (kein *transgressive overyielding*).

Beim Grundflächenzuwachs hingegen reichte die Zuwachsleistung der Mischbestände sogar an das Zuwachsniveau der Fichten-Reinbestände heran. Insgesamt zeigten die Ergebnisse zum Grundflächenzuwachs bei beiden Baumarten deutlichere Zuwachsunterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen. Bei der Fichte bestätigte sich, dass diese mit einem Grundflächenmehrzuwachs von 20 % deutlich von einem gemeinschaftlichen Wachstum mit der Kiefer profitiert. Im Einklang mit den Befunden zur Bestandestruktur und Einzelbaummorphologie bestätigte sich auf Basis des Grundflächenzuwachses bei der Baumart Kiefer hingegen die reduzierte Zuwachsleistung im Mischbestand (- 7 % = *underyielding*). Entsprechend der höheren Mischungsanteile der Fichte resultierte für die Mischbestände in Summe letztlich ein Grundflächenmehrzuwachs von 7 % (*overyielding*).

Die im Vergleich zum Volumenzuwachs eindeutigeren Ergebnisse des Grundflächenzuwachses dürften insbesondere auf die in der vorliegenden Arbeit verwendete Datengrundlage zurückzuführen sein. Aller Voraussicht nach führte die für die Volumenberechnung erforderliche Berücksichtigung der Baumhöhen zu gewissen Unschärfen. Wie in Kapitel 3.1.4 dargestellt, erfolgte die Rekonstruktion der Baumhöhen auf Basis von Bestandeshöhenkurven. Für die retrospektive Anpassung der Kurven stand pro Parzelle nur eine vergleichsweise geringe Anzahl von 5 bis 6 und parzellen- und versuchsübergreifend von 180 Triebhöhenmessbäumen zur Verfügung. Die Bestimmung der Baum- und Bestandesgrundfläche konnte sich hingegen auf 744 Jahrringanalysebäume stützen. Zudem ist die Baumhöhe im hohen Maße standortsensitiv, sodass sich bereits geringfügige standörtliche Unterschiede zwischen den Vergleichsparzellen unmittelbar in den Baumhöhen und in der Volumenberechnung niederschlugen.

Vergleicht man die Ergebnisse des Volumen- und Grundflächenzuwachses der vorliegenden Arbeit mit Literaturangaben, so zeigt sich, dass die Mehrzahl der Studien einen höheren relativen Volumenzuwachs von Kiefern-Fichten-Mischbeständen ausweist. Wie zuvor diskutiert, wird das Ergebnis entsprechender Produktivitätsvergleiche allerdings im hohen Maße von der Art der Berechnung der Baumartenanteile in den Mischbeständen beeinflusst. Da für die Literaturquellen und Studien überwiegend keine Angaben zur Art der Berechnung der Mischungsanteile vorlagen, können die nachfolgenden Werte lediglich einen orientierenden Rahmen vorgeben. JONSSON (2001) beispielsweise beobachtete auf dem in Tabelle 3 genannten Blockexperiment in Mittelschweden bis zum Alter von 43 Jahren einen relativen Mehrzuwachs (*overyielding*) bei Kiefer und Fichte von fast 28 %. In dieser Altersphase und in diesem Wuchsraum wurde der Mehrzuwachs ausschließlich von der örtlich dominanten Baumart Kiefer getragen (+ 42 %). In einem Experiment in Südschweden beobachteten LINDÉN und AGESTAM (2003) bei der Baumart Kiefer bis zum Bestandesalter von etwa 30 Jahren einen durchschnittlichen relativen Mehrzuwachs von 14,8 %, der allerdings statistisch nicht signifikant war. BIELAK et al. (2014) konnten hingegen über einen fast 100-jährigen Beobachtungszeitraum auf einem Teil der von SCHWAPPACH (s. a. Tabelle 3) angelegten Flächen einen statistisch abgesicherten Mehrzuwachs der Kiefer von 34 % nachweisen. In einem niederschlagsreicheren und damit für das Fichtenwachstum vorteilhafteren Wuchsraum in Nordwestengland wiesen BROWN (1992) sowie MASON und CONNOLLY (2013) für beide Baumarten zusammen einen relativen Mehrzuwachs

von 24 % in der ersten Rotation und 42 % in der zweiten Rotation nach, der auch dort maßgeblich von der Baumart Fichte getragen wird.

Einzelbaumzuwachs

Die Analyse des Einzelbaumzuwachses zum Anlagezeitpunkt der temporären Versuchsflächen (Triplets) in den Jahren 2013 und 2014 bot eine wertvolle Absicherung der zuvor diskutierten Ergebnisse des Bestandeszuwachses. Analog zu diesen Ergebnissen profitiert offenbar nur die Fichte von einer lokalen Beimischung der anderen Art. Eine Fichte mit einem Einzelbaumvolumen von 1 m³ und einer 50 %igen Kiefernbeimischung in unmittelbarer Nachbarschaft verfügt über einen um etwa 18 % gesteigerten jährlichen Volumenzuwachs. Eine vergleichbare Kiefer mit einer 50 %igen Fichtenbeimischung in der unmittelbaren Umgebung büßt hingegen rund 7 % an jährlichem Zuwachs ein. Überträgt man den in Mischbeständen veränderten Einzelbaumzuwachs von Kiefer und Fichte auf das gesamte Bestandeskollektiv, ergeben sich in der Altersphase von durchschnittlich etwa 70 Jahren gegenüber den Erwartungswerten der korrespondierenden Reinbestände Mehrzuwächse von etwa 15 %.

PRETZSCH und SCHÜTZE (2004) konnten bei ihrer Erstauswertung einer im Jahr 1997 angelegten Wuchreihe in Kiefern-Fichten-Mischbeständen (s. Tabelle 3) zunächst keine eindeutige Aussage zum einzelbaumbezogenen Mehr- oder Minderzuwachs der beiden Baumarten in Mischung machen. VETTENRANTA (1999) und PUKKALA et al. (1994) konnten hingegen auf Basis von Konkurrenzindizes zeigen, dass das Durchmesserwachstum von Fichten weniger durch Kiefernkonkurrenz als durch innerartliche Konkurrenz gebremst wird, während die Baumart Kiefer nach VETTENRANTA (1999) sowohl sensitiv auf inner- als auch auf zwischenartliche Konkurrenz reagiert. JONSSON (1962) wies für Mittel- und Nordschweden sowohl für Kiefer, als auch für Fichte ein gesteigertes Höhen- und Durchmesserwachstum in Mischbeständen nach.

Die Befunde der aufgeführten Studien zum Wachstum von Kiefern-Fichten-Mischbeständen korrespondieren mit Ergebnissen zu anderen Baumartenkombinationen. Beispielsweise ermittelten PRETZSCH und FORRESTER (2017) auf Grundlage von langfristigen Versuchsflächen mit verbreiteten mitteleuropäischen Baumartenkombinationen folgende Mehrzuwächse der Mischbestände: Fichte-Buche 19 %, Eiche-Buche 24 %, Fichte-Tanne-Buche 20 % und Eiche-Buche-Kiefer 43 % (nur ein Standort). Ähnliche Größenordnungen finden sich für weitere mitteleuropäische Baumartenkombinationen auch bei PRETZSCH (2016). Auch JACTEL et al. (2018) wiesen in einer Metaanalyse auf Basis von 30 Literaturquellen mit insgesamt 126 Fallstudien an 60 Standorten nach, dass Mischbestände baumarten- und klimazonenübergreifend im Mittel rund 15 % mehr produzieren als das gewichtete Mittel der korrespondierenden Reinbestände.

Ausgehend von den vorgenannten Referenzwerten stellen die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung für die Baumartenmischung von Kiefer und Fichte gewonnenen Ergebnisse vergleichbare, wenn auch eher konservative Abschätzungen der in Mischbeständen erzielbaren Mehrzuwächse dar. Diese Einschätzung beruht insbesondere auf der Tatsache, dass die temporären Versuchsflächen wuchsschwächere und damit für die Baumart Fichte eher ungünstigere Standortverhältnisse abbilden. Es konnte in diesem Zusammenhang gezeigt werden, dass die Fichte ihr Wachstumspotenzial auf nährstoff- und zum Teil auch wasserlimitierten Standorten in Mischung mit der Baumart offenbar nicht voll ausschöpfen und dementsprechend keine hohen Mehrzuwächse produzieren kann (s. Abbildung 49, Seite 137). Umgekehrt ist die Kiefer insbesondere aufgrund ihrer spezifischen Lichtökologie und Wuchsdynamik in der untersuchten Altersphase offenkundig nicht in der Lage, die standortbedingt geringere Konkurrenzkraft der Fichte in Mehrzuwächse umzusetzen. Aufbauend auf diesen Befunden kann davon ausgegangen werden, dass die Mehrzuwächse in

Kiefern-Fichten-Mischbeständen auf besseren Standorten höher ausfallen dürften, als die in der vorliegenden Untersuchung beobachteten durchschnittlichen 4 bis 10 %.

Die mit zunehmender Standortgüte auch zunehmenden Mehrzuwächse in den Mischbeständen scheinen hierbei zunächst im Widerspruch zur *Stressgradientengypothese (SGH)* und zu den Befunden von PRETZSCH et al. (2013b) zu stehen. Die *SGH* besagt, dass Mischungsreaktionen gerade unter harschen Umweltbedingungen zum Tragen kommen. Überträgt man die in Offenland- und Meeresökosystemen entwickelte *SGH* anknüpfend an die Überlegungen von FORRESTER und BAUHUS (2016) auf Waldökosysteme und die vorliegende Untersuchung, so wird deutlich, dass keineswegs ein Widerspruch vorliegt. In geschlossenen Waldbeständen ist neben Wasser, Wärme und Nährstoffen häufig das für die Photosynthese erforderliche Licht ein limitierender Faktor und *Stressor* im Sinne der *SGH*.

Je besser Standorte mit Wasser, Wärme und Nährstoffen versorgt sind, desto größer sind die Wuchsdynamik der aufstockenden Waldbestände und der Konkurrenzkampf der Baumindividuen um das verfügbare Licht (*competition*). Jede Veränderung in der Bestandeszusammensetzung, die die Lichtverfügbarkeit für den Einzelbaum verbessert, wirkt damit stressreduzierend und wachstumsfördernd. Zweifelsohne wird aber nicht jede Baumartenkombination konkurrenzreduzierende Wachstumsbedingungen hervorbringen. Diese sind unter anderem von zwischenartlichen Unterschieden in Phänologie, Physiologie und Morphologie abhängig (FORRESTER und BAUHUS 2016). Vor diesem Hintergrund erscheinen auch die Ergebnisse von PRETZSCH et al. (2013b) zur Standortabhängigkeit der Produktionsrelation von Rein- und Mischbeständen zunächst plausibel. Allerdings fällt unmittelbar auf, dass sich über die gesamte untersuchte, vergleichsweise breite Baumartenpalette, darunter auch die Baumarten Kiefer und Fichte, negative Zusammenhänge zwischen Oberhöhenbonität, also Standortqualität und Mehrzuwächsen ergeben. Dies erscheint sowohl vor dem Hintergrund der zum Teil stark abweichenden Baumökologien als auch vor dem Hintergrund der Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung als diskussionswürdig. Auch JACTEL et al. (2018) zeigten anhand einer weltweiten Metaanalyse auf, dass sich die Produktionsrelation von Misch- und Reinbeständen mit zunehmender Standortgüte, hier in Form des Jahresniederschlags, zugunsten der Mischbestände verschiebt. In diesem Zusammenhang stellt sich letztlich die Frage, inwieweit die unter anderem bei PRETZSCH et al. (2013b) verwendete Oberhöhenbonität (*site index*) geeignet ist, die Standortqualität im Sinne der standörtlichen Produktionskraft für den beschriebenen Anwendungsbereich hinreichend zu differenzieren. Bereits ASSMANN (1961, Seite 158 ff.) schreibt, dass das allgemeine Ertragsniveau nach GERHARDT bei gleicher Mittelhöhe und gleichem Alter standortabhängig erheblich variieren kann.

Auf Grundlage des in der vorliegenden Arbeit verwendeten Standortweisers, das heißt dem auf Basis von Bodenvariablen modellierten Volumenzuwachs im Alter 70, zeigt sich bei der Baumart Fichte in den Mischbeständen ein mit zunehmender Standortgüte ansteigender Mehrzuwachs. Umgekehrt nimmt der geringe Mehrzuwachs der Baumart Kiefer mit zunehmender Standortgüte weiter ab. Hieraus lässt sich schlussfolgern, dass die unmittelbare Kiefernachbarschaft in den Mischbeständen auf die Fichte konkurrenzreduzierend wirkt (*competition reduction*). Wie dargestellt, weist die Kiefer im Vergleich zur Fichte unter anderem einen niedrigeren Transmissionskoeffizient und damit eine höhere Lichtdurchlässigkeit der Krone sowie darüber hinaus auch eine geringere Kronenplastizität beziehungsweise Kronenexpansionskraft auf. Die im Vergleich zur innerartlichen Konkurrenz reduzierte Konkurrenz durch die Kiefer, führt bei der Baumart Fichte unter anderem zu einer höheren Anzahl an überlebensfähigen Bäumen (Bestandesdichte und -struktur) sowie zu längeren und breiteren Kronen. Da die Kronendimension nach den Darstellungen bei PRETZSCH (2017, S. 253) zugleich ein unmittelbarer Weiser für die Nadel- und Blattfläche und die

Lichtinterzeption ist, erscheint es plausibel, dass die größere Blattfläche und das Mehr an Bäumen auch zu einem Anstieg der Zuwachsleistung führen.

In Mischbeständen können nicht nur der laufende Zuwachs, sondern auch der Bestandesvorrat und die Gesamtwuchsleistung höher ausfallen. PRETZSCH et al. (2016b) zeigten unter anderem für die Daten der vorliegenden Untersuchung, dass das Verhältnis von Mittelhöhe und Bestandesvorrat (EICHHORN'sches Gesetz) sowie von Mittelhöhe und Gesamtwuchsleistung (allgemeines Ertragsniveau nach GERHARDT) in Mischbeständen im Vergleich zu korrespondierenden Reinbeständen angehoben wird. Für die Artmischung von Kiefer und Fichte wird der Bestandesvorrat bei einer normierten Mittelhöhe von 20 m beispielsweise um 22 % angehoben. Diese ergänzende Auswertung von PRETZSCH et al. (2016b) ist besonders relevant, da sich die Anhebung des Bestandesvorrats in den Mischbeständen auf Grundlage der nicht-normierten Beobachtungswerte in der vorliegenden Arbeit in Kapitel 4.2.1 auf Seite 117 nicht unmittelbar nachweisen ließ.

Neben laufendem Zuwachs und Bestandesvorrat liefert im Allgemeinen die Gesamtwuchsleistung das belastbarste Ergebnis zur Produktivitätsrelation von Rein- und Mischbeständen. Informationen zur Gesamtwuchsleistung liegen regelmäßig nur für langfristige Versuchsflächen vor, auf denen der ausscheidende und verbleibende Baumbestand über das gesamte Bestandesleben dokumentiert wurde. Bis heute gibt es nur wenige vergleichende waldwachstumskundliche Versuche in Rein- und Mischbeständen, die diesen Anforderungen gerecht werden. Für die Baumartenmischung von Kiefer und Fichte ist der Bestand an Versuchen und Auswertungen in Tabelle 3 auf Seite 47 dargestellt. Nach vorliegendem Kenntnisstand gibt es bis heute nur den von SCHWAPPACH zu Beginn des 20. Jahrhunderts im heutigen Polen angelegten und von BIELAK et al. im Jahr 2014 ausgewerten Versuch, der nahezu einen gesamten forstlichen Nutzungszeitraum abbildet. Allerdings bietet auch dieser Versuch nur für die Baumart Kiefer entsprechende Referenzbestände. Für die Baumartenkombination Fichte-Buche und Eiche-Buche konnten PRETZSCH und FORRESTER (2017) anhand von fünf über eine Altersspanne von etwa 40 bis 120 Jahren beobachteten langfristigen Versuchen zeigen, dass die relative Produktivität zwischen Rein- und Mischbeständen gerade beim laufenden Zuwachs erheblichen periodischen Schwankungen unterliegt und selbst bei der Gesamtwuchsleistung über das Bestandesleben hinweg nicht konstant ist. Entsprechende Schwankungen sind gerade beim laufenden Zuwachs auch in den Daten der vorliegenden Untersuchung erkennbar. Insgesamt wird aber davon ausgegangen, dass die Daten aufgrund der Abdeckung eines insgesamt 30-jährigen Betrachtungszeitraums und einer Altersspanne von etwa 35 bis 85 Jahren ausreichend belastbar sind. Die nicht abgedeckte Altersspanne hätte alternativ durch die Anlage und Auswertung jüngerer Versuchsbestände als unechte Zeitreihe abgedeckt werden können. Mit Blick auf die gewählte Untersuchungstiefe und den damit verbundenen Aufwand sowie den auch bei einer unechten Zeitreihe verbleibenden Auswertungsschwierigkeiten und -unsicherheiten wurde dieser Ansatz verworfen, mag aber in anderen Untersuchungskonstellationen ein sinnvollen Ansatz darstellen (s. z. B. HASENAUER 1994, PRETZSCH 1992, THURM et al. 2017)

5.3.4 Zuwachshypothese 2: Kurzfristiges witterungsbedingtes Zuwachsverhalten in Rein- und Mischbestand (Baum- und Bestandesebene)

Die zuvor diskutierten Ergebnisse deuten darauf hin, dass der in den Mischbeständen insbesondere bei der Baumart Fichte beobachtete Mehrzuwachs maßgeblich auf eine veränderte Bestandesstruktur und Einzelbaummorphologie zurückzuführen ist. Diese veränderten strukturellen Merkmale sind wiederum Ausdruck einer verringerten Konkurrenzsituation in den Mischbeständen (*competition reduction*). Im Folgenden wird

diskutiert, inwieweit aus den Ergebnissen auch Hinweise auf wechselseitige Begünstigungseffekte (*facilitation*) abgeleitet werden können. Begünstigungseffekte sind allerdings vergleichsweise schwer von Konkurrenzreduktionseffekten zu differenzieren (FORRESTER und BAUHUS 2016). Zur Differenzierung dieser beiden Effekte gilt vereinfachend, dass eine gegenseitige Begünstigung insbesondere dann vorliegt, wenn für die Bäume ein *Mehr* an verfügbaren Ressourcen entsteht. Dies könnte zum Beispiel die erhöhte Verfügbarkeit von Wasser oder Nährstoffen sein. Mögliche Ursachen für eine solche erhöhte Ressourcenverfügbarkeit finden sich unter anderem bei FORRESTER und BAUHUS (2016). Dazu zählen zum Beispiel Veränderungen bei Bodenchemismus und Nährstoffmineralisation, Umverteilung von Bodenwasser (*hydraulic lift*), Kroneninterzeption von Niederschlägen, Filterung und Bindung von Luftbestandteilen (z. B. Stickstoff) und Veränderung des Bestandesinnenklimas.

Viele der zuvor genannten Ursache-Wirkungsbeziehungen werden nur in hochauflösenden ökophysiologischen Studien zu identifizieren sein und haben dann häufig aufgrund des mit solchen Untersuchungen verbundenen Aufwands nur örtlich begrenzten Fallstudiencharakter. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde daher der Versuch unternommen, auf Grundlage des im Vergleich zu Einzelfallstudien größeren Untersuchungskollektives und Standortgradienten Hinweise auf Begünstigungseffekte in Kiefern-Fichten-Mischbeständen zu erhalten und einen Anknüpfungspunkt für weiterführende Studien zu schaffen. Fokussiert wurde hierbei auf die Wechselwirkung zwischen klima- beziehungsweise witterungsbedingten Zuwachsreaktionen in Rein- und Mischbeständen von Kiefer und Fichte. Diesem Ansatz liegt die Annahme zugrunde, dass die jährlichen klimatischen Rahmenbedingungen, insbesondere die Niederschlagssummen, ein hinreichend präziser Weiser der wachstumsrelevanten Wasserverfügbarkeit sind (BRÉDA et al. 2006). In diesem Zusammenhang wurde in Kapitel 1.5 folgende Nullhypothese formuliert: *Das kurzfristige witterungsbedingte Zuwachsverhalten auf Baum- und Bestandesebene unterscheidet sich nicht zwischen Rein- und Mischbestand.* Mit Blick auf diese Fragestellung konnte auf Grundlage der temporären Versuchsflächen (Triplets) zunächst im Vergleich der beiden Baumarten gezeigt werden, dass sich diese sowohl jahresübergreifend als auch in spezifischen Trockenjahren in ihrem witterungsbedingten Zuwachsverhalten signifikant voneinander unterscheiden. Wie nachfolgend dargelegt wird, wurden hierzu sowohl der allgemeine Einfluss der jahres- und monatsweisen Wasserverfügbarkeit auf das Zuwachsverhalten analysiert als auch die Auswirkungen von einzelnen Extremjahren (*Trockenjahre*).

Einfluss der Wasserbilanz auf das Zuwachsverhalten von Kiefer und Fichte

Anknüpfend an Praxiseinschätzungen (BECK et al. 2012) und wissenschaftliche Studien (ZANG 2011) zeigte sich auch auf den temporären Versuchsflächen (Triplets), dass der wachstumstrendbereinigte Durchmesser- und Grundflächenzuwachs der Baumart Fichte im Vergleich zur Kiefer sensitiver gegenüber Witterungseinflüssen von Temperatur und Niederschlag und Wasserbilanz in der Vegetationszeit ist. Dies konnte unter anderem anhand eines generalisierten gemischten additiven Modells (*GAMM*) zum allgemeinen Zusammenhang zwischen standörtlicher Wasserbilanz (*WB*) in der Vegetationszeit und trend-bereinigtem Durchmesserzuwachs aufgezeigt werden (s. Abbildung 81, Seite 177). Im Vergleich zur Kiefer zeigte die Fichte einen stärkeren prozentualen Zuwachsrückgang bei abnehmender Wasserverfügbarkeit.

Der beobachtete Zusammenhang zwischen Wasserbilanz und Durchmesserzuwachs bestätigte auch die Bedeutung des Bodenwasserspeichers für das Baumwachstum. Der auf Grundlage der bodenphysikalischen Untersuchungen ermittelte Bodenwasserspeicher (*nutzbare Feldkapazität, nFK* nach TEEPE et al. 2003) zwischen 140 mm am Standort *Bodenwöhr* und 206 mm in *Alzenau* (Mittelwert 174,1 mm, Median 175,7 mm) führt dazu, dass witterungsbedingte Zuwachsrückgänge erst dann erkennbar sind, wenn dieser

Bodenwasserspeicher in weiten Teilen aufgebraucht ist. Der Zeitpunkt beziehungsweise Schwellenwert des Beginns des Zuwachsrückgangs fällt dabei in der vorliegenden Untersuchung bei beiden Baumarten mit etwa 50 mm ählich aus. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, dass sowohl Kiefer als auch Fichte bei eingeschränkter Wasserverfügbarkeit ein isohydrisches Verhalten zeigen. Das heißt, beide Baumarten versuchen bei eingeschränkter Wasserversorgung durch rechtzeitiges Schließen der Spaltöffnungen (*Stomata*) einer fortwährenden Wasserabgabe an die Atmosphäre und einer damit verbundenen möglichen Schädigung des Leitungsgewebes (*Emboliebildung*) vorzubeugen. Insbesondere der Baumart Kiefer wird hierbei nachgesagt, dass sie über eine sehr ausgeprägte und frühzeitig einsetzende Kontrolle der *Stomata* verfügt (COCHARD 1992, IRVINE et al. 1998, ZWEIFEL R. et al. 2009). Dies könnte sich auch in dem in Abbildung 81 dargestellten geringfügig früher einsetzenden Zuwachsrückgang widerspiegeln. In der Literatur wird ferner diskutiert, ob die Witterungssensitivität zum Beispiel aufgrund der Adaption lokaler Populationen unter ungünstigen Wachstumsbedingungen niedriger ausfällt als unter günstigen Bedingungen (DOBBERTIN et al. 2010, LÉVESQUE et al. 2013). Auf Grundlage des modellhaft ermittelten Zusammenhangs zwischen Wasserbilanz und Durchmesserzuwachs konnten auch in der vorliegenden Arbeit entsprechende Hinweise gefunden werden. Die Sensitivität gegenüber Einschränkungen des Wasserhaushalts fällt auf besser wasserversorgten Standorten tendenziell etwas höher aus. Zur Absicherung dieser Befunde bedürfte es allerdings weitergehender Untersuchungen mit einer größeren Anzahl an Versuchsstandorten und einem insgesamt weiteren klimatischen Standortgradienten.

Einfluss wachstumsdeterminierender Monate auf das Zuwachsverhalten von Kiefer und Fichte

Der alters- und wachstumstrendbereinigte Durchmesserzuwachs der Baumart Kiefer wird positiv von warmen, aber auch niederschlagsreichen Frühjahrsmonaten beeinflusst. Durch ihren früheren Wachstumsbeginn unterscheidet sich die Kiefer dahingehend erkennbar von der Baumart Fichte. Warme und niederschlagsarme Sommermonate wirken hingegen erwartungsgemäß bei beiden Baumarten zuwachsmindernd. Am Beispiel des Monats Juni zeigt sich das Verhalten der Kiefer allerdings nicht so sensitiv wie das der Baumart Fichte. Temperatur- und niederschlagsbedingte Spätsommertrockenheit führt bei beiden Baumarten zu einer Zuwachsreduktion im Folgejahr. Auch ZANG (2011) fand in einer bayernweiten Untersuchung entsprechende Zusammenhänge und brachte dies unter anderem mit einer trockenheitsinduzierten verstärkten Zapfenproduktion in Verbindung. Darüber hinaus könnte aber auch wie bereits erwähnt, die Knospenbildung und damit die Nadel- und Triebeanlage für das Folgejahr durch eine Spätsommertrockenheit gestört werden. Bei der Fichte kommt ergänzend hinzu, dass sich eine verlängerte Vegetationszeit durch warme Oktobermonate positiv auf das Dickenwachstum im Folgejahr auswirken. Dies dürfte maßgeblich mit der Produktion und Speicherung von Assimilaten zusammenhängen. Insgesamt stehen die in der vorliegenden Arbeit gewonnenen Erkenntnisse zur Saisonalität der witterungsabhängigen Zuwachsreaktion der Baumarten Kiefer und Fichte in Übereinstimmung mit den Ergebnissen von FRIEDRICHS et al. 2009, LÉBOURGEOIS et al. 2010, OBERHUBER et al. 1998, ZANG 2011, ZANG et al. 2012. Ein unterschiedliches Verhalten der Baumarten in Rein- und Mischbestand ließ sich auf Basis der hier gewählten Methodik nicht nachweisen.

Einfluss von Trockenjahren auf das Zuwachsverhalten von Kiefer und Fichte

Mit Blick auf das Zuwachsverhalten der Baumarten in ausgewählten Trockenjahren bestätigen sowohl der bereits diskutierte modelbasierte Zusammenhang zwischen standörtlicher Wasserbilanz (*WB*) in der Vegetationszeit und indexiertem Durchmesserzuwachs (s. Abbildung 81, Seite 177) als auch die Analyse der Zuwachsverlustjahre (Seite 179 ff.), dass die Baumart Kiefer eine geringere Trockenheitssensitivität aufweist als die Baumart Fichte. Eine Wasserbilanz von - 75 mm wie sie zum Beispiel im Jahr 2003 beobachtet

werden konnte, führt bei herrschenden und mitherrschenden Fichten nach den Modellergebnissen zu einem Zuwachsverlust von fast 10 %. Dieser Zuwachsverlust fällt auf allgemein besser wasserversorgten Standorten tendenziell etwas höher aus. Die Baumart Kiefer büßt hingegen nur etwas über 6 % an Zuwachs ein.

Analysiert man das Verlust- und Erholungverhalten aller Jahrringanalysebäume in den Trockenjahren 1947, 1952, 1959, 1964, 1976 und 2003, also fast über die gesamte bisherige Lebensdauer der Untersuchungsbestände erreicht die Baumart Fichte in diesen Jahren trockenheitsbedingt durchschnittlich nur 81 % des Zuwachses der dreijährigen Vorperiode. Die Kiefer erreicht hingegen rund 88 %. Unmittelbar vergleichbare Referenzwerte für die Baumarten Kiefer und Fichte finden sich in der Literatur nahezu keine. ZANG et al. (2012) stellten bei der Kiefer auf einem südbayerischen Versuchsstandort Zuwachseinbrüche im Trockenjahr von fast 50 % fest. Hingegen zeigte die Fichte nur einen Einbruch von etwa 25 %. Diese Ergebnisse dürften allerdings sowohl für einen unmittelbaren Vergleich zwischen den Baumarten als auch mit Blick auf die Allgemeingültigkeit von eingeschränkter Aussagekraft sein, da es sich lediglich um einen Versuchsstandort handelte und der Altersunterschied zwischen Kiefer und Fichte mehr als 75 Jahre betrug. Mit Blick auf die altersabhängige Resilienz der Baumart Kiefer gegenüber Trockenereignissen zeigten beispielsweise CIENCIALA et al. (1997) und MARTINEZ-VILALTA et al. (2012), dass diese mit zunehmendem Alter nachlässt. Die räumlich weiter gefasste Untersuchung von PRETZSCH et al. (2013c) bietet mit Blick auf die Ergebnisse zur Baumart Fichte belastbarere Hinweise. Demnach brach der Zuwachs der durchschnittlich 70-jährigen Fichten im Trockenjahr 1976 um 45 % und im Jahr 2003 um 37 % ein. Auch die jüngste Untersuchung von PRETZSCH et al. (2018) bestätigte diese Größenordnung des trockenheitsbedingten Zuwachsverlusts für die Baumart Fichte. Vergleichswerte für die Baumart Kiefer fehlen hingegen.

In Bezug auf die Mehrzahl der vorgenannten Studien und auch die Untersuchungen von MARTÍN-BENITO et al. (2008) und LLORET et al. (2011) ist es wichtig darauf hinzuweisen, dass die in der vorliegenden Arbeit angewendete Methode zur Analyse der Trockenjahre bewusst von den in den genannten Untersuchungen verwendeten Ansätzen abweicht. Um Verwechslungen zu vermeiden, wurde auf die Verwendung der von LLORET et al. (2011) eingeführten Begriffe Resistenz (*resistance*, R_t), Erholung (*recovery*, R_c) und Resilienz (*resilience*, R_s) verzichtet. Ferner wurde aufbauend auf den diesbezüglichen Diskussionen in der *Dendro-AG* des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde und den jüngeren Untersuchungen von PRETZSCH et al. (2018), SCHÄFER et al. (2017) und THURM et al. (2016) keine fünfjährige, sondern eine lediglich dreijährige Vorperiode als Vergleichsmaßstab für die Zuwachsleistung in den Trockenjahren und den nachfolgenden (Verlust-)Jahren herangezogen. Dies erscheint angebracht, da die in der vorliegenden Untersuchung angewendete dreifache Trendbereinigung zu einer konsequenten Eliminierung von mittel- und langfristigen Wachstumstrends aus den Jahrringchronologien führt. Die resultierenden Werte geben damit anzunehmenderweise ausschließlich Witterungssignale wieder und unterliegen starken unterjährigen Schwankungen. Längere, zum Beispiel fünfjährige Vor- oder Referenzperioden wie bei LLORET et al. (2011), MARTÍN-BENITO et al. (2008) und ZANG et al. (2012) bergen das Risiko, ungewollt auch vorangehende oder nachfolgende Trockenjahre in die Mittelwertbildung einzubeziehen (MERLIN et al. 2015). Ferner würde die Verwendung längerer Referenzperioden zu einer Annäherung an den langfristigen Gesamtmittelwert von eins führen. Damit würde man in den Trockenjahren nur noch die Abweichung von diesem langfristigen Mittelwert, aber nicht mehr die Abweichung vom unmittelbar vorangehenden Wachstum beobachten. Neben einem dreijährigen Referenzzeitraum wurden in der vorliegenden Arbeit zudem die praxisnäheren Begriffe *Vorperiode* und *Verlustzeitraum(-jahre)* als rechnerischer Zeitraum bis zum Erreichen des

Zuwachsniveaus der Vorperiode sowie der *Zuwachsverlust* des Trockenjahres oder des gesamten Verlustzeitraums verwendet.

Die für die beiden Baumarten auf Grundlage der Trockenjahre ermittelten Zuwachsverluste korrespondieren in ihrer Größenordnung und Relation mit den bereits diskutierten Ergebnissen des generalisierten additiven gemischten Modells (*GAMM*) von Durchmesserzuwachs und klimatischer Wasserbilanz. Berücksichtigt man ergänzend noch das in der vorliegenden Untersuchung festgestellte langsamere Erholungsverhalten der Fichte innerhalb des zweijährigen Verlustzeitraums, verstärkt sich der Unterschied zwischen den Baumarten noch weiter. Erwähnenswert ist, dass die Kiefer im Durchschnitt aller Trockenjahre im zweiten Jahr nach der Trockenheit einen weiteren Zuwachseinbruch erleidet. In der Literatur finden sich hierzu keine vergleichbaren Ergebnisse. Es könnte allerdings vermutet werden, dass die Trieb- und damit die Nadelproduktion der Baumart Kiefer durch die Trockenheitsereignisse empfindlich gestört wird. Die Kiefer verfügt in der Regel lediglich über zwei, allenfalls drei Nadeljahrgänge. Dies bestätigte sich auch im Rahmen der Gewinnung von Nadelproben auf den temporären Versuchsflächen (Tripletts). Sofern die Kiefer aufgrund von Trockenjahren nicht in der Lage ist, Nadeln im gleichen Umfang und in gleicher Funktionsleistung nachzuproduzieren, dürfte sich dies wie beobachtet spätestens mit Abwurf des zweiten Nadeljahrgangs im zweiten Jahr nach der Trockenheit auch im Zuwachs widerspiegeln (LEBOURGEOIS et al. 2010).

Neben der Baumart entscheidet auch die soziale Stellung der Untersuchungsbäume über das Zuwachsverhalten in Trockenjahren. Hierzu gibt es aber sowohl in Praktiker- als auch in Wissenschaftlerkreisen sehr unterschiedliche Ansichten und Befunde. Eine ganze Reihe von Untersuchungen zeigt bei herrschenden Bäumen stärkere Zuwachsverluste in Trockenjahren als bei unterdrückten unterständigen Bäumen. MARTINEZ-VILALTA et al. (2012) und ZANG et al. (2012) beobachteten dies beispielsweise bei der Baumart Kiefer, MARTÍN-BENITO et al. (2008) bei Schwarzkiefern und PRETZSCH et al. (2018) bei der Baumart Fichte. Keinen Zuwachsunterschied zwischen den Durchmesserklassen von Kiefer und Fichte stellten hingegen MÉRIAN und LEBOURGEOIS (2011) fest. PICHLER und OBERHUBER (2007) beobachteten wiederum eine stärkere Betroffenheit von unterdrückten Kiefern.

Anders als bei den meisten der vorgenannten Untersuchungen erfolgte die Kategorisierung der sozialen Stellung der Untersuchungsbäume in der vorliegenden Arbeit nicht anhand des Durchmessers, sondern auf Basis der Baumhöhe. Wenngleich Durchmesser und Höhe durch eine enge allometrische Beziehung verknüpft sind, liegt der Verwendung der Baumhöhe die Annahme zugrunde, dass diese die soziale Stellung der Bäume im Bestandesgefüge zutreffender beschreibt als der Durchmesser. Es wurden damit nur solche Bäume als herrschend ausgewählt, die zum Anlage- und Aufnahmezeitpunkt der Versuchsflächen in den Jahren 2013 und 2014 zumindest 75 % der Bestandesoberhöhe erreicht hatten. Diese Kategorisierung führte dazu, dass nur bei der Baumart Fichte tatsächlich unterständige Bäume untersucht werden konnten. Bei der Baumart Kiefer führt die spezifische Lichtökologie unter den gegebenen Standort- und Altersbedingungen hingegen dazu, dass Bäume mit einer geringeren Höhe als 75 % der Bestandesoberhöhe regelmäßig mortalitätsbedingt ausscheiden. Letztlich konnte auf Grundlage des höhenstratifizierten Datenkollektives standortübergreifend nachgewiesen werden, dass unterständige Fichten mit einem durchschnittlichen Zuwachsverlust von 25 % in Trockenjahren signifikant niedrigere prozentuale Verluste erleiden als herrschende Bäume (30 % bis 40 %). Aller Voraussicht nach wäre dieser Unterschied noch deutlicher ausgefallen, wenn man die Baumkollektive wie zum Beispiel bei PRETZSCH et al. (2018) durch ausschließliche Verwendung der 10 % kleinsten und größten Bäume noch deutlicher differenziert hätte.

Auswirkung der Artmischung auf das witterungsabhängige Zuwachsverhalten von Kiefer und Fichte

Eines der zentralen Ziele der vorliegenden Arbeit war es herauszufinden, ob sich das gemeinschaftliche Wachstum in Mischbeständen bei den Baumarten Kiefer und Fichte auch auf die baumartenspezifische witterungsabhängige Zuwachsreaktion auswirkt. Auf Grundlage der zuvor diskutierten *response functions*, das heißt der Analyse wachstumsdeterminierender Monate und des allgemeinen Zusammenhangs zwischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit und Durchmesserzuwachs, ließ sich zunächst kein Unterschied im Wachstum von Kiefer und Fichte im Rein- und Mischbestand nachweisen. Auch der für die Trockenjahre 1947, 1952, 1959, 1964, 1976 und 2003 jahrringanalytisch ermittelte und anschließend wachstumstrendbereinigte Grundflächenzuwachs in den Trockenjahren selbst, zeigte zunächst keine statistisch nachweisbaren Unterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen. Für das erste Jahr nach dem Trockenjahr ließ sich allerdings ein statistisch nachweisbarer Unterschied feststellen. Fichten in Mischung mit Kiefern weisen offenbar eine größere Erholungsfähigkeit auf als Fichten in Reinbeständen. Bei der Baumart Kiefer verhält es sich umgekehrt. Kiefern weisen in Mischung mit der Baumart Fichte im ersten Jahr nach der Trockenheit eine geringere Erholungsfähigkeit auf. Im zweiten Jahr nach der Trockenheit sind bei beiden Baumarten keine statistisch nachweisbaren Unterschiede mehr zwischen Rein- und Mischbestand erkennbar.

Die jeweilige Aufsummierung der Zuwachsleistung in den Trockenjahren 1947, 1952, 1959, 1964, 1976 und 2003 und den darauffolgenden Verlust- und Erholungsjahren konnte schlussendlich nur für herrschende Fichten einen statistisch nachweisbaren Unterschied zwischen Rein- und Mischbeständen belegen. Herrschende Fichten profitieren offenbar während und nach Trockenjahren von einem gemeinschaftlichen Wachstum mit der Baumart Kiefer. Die in Kapitel 1.5 auf Seite 54 formulierte Nullhypothese kann damit zumindest für herrschende Fichten verworfen werden. Im gesondert ausgewerteten Trockenjahr 2003 zeigte auch das gesamte Fichtenkollektiv aus herrschenden und unterdrückten sowie gebohrten und nicht-gebohrten Bäumen in den Mischbeständen einen geringeren Zuwachsverlust. Dieser Unterschied konnte allerdings nicht statistisch abgesichert werden. Die Ergebnisse und Befunde der vorangegangenen Abschnitte deuten darauf hin, dass in den untersuchten Kiefern-Fichten-Mischbeständen mit Blick auf die witterungsabhängige, baumarten- und bestandesspezifische Zuwachsreaktion nur im bemessenen Umfang multiplikative Mischungseffekte wirken (*facilitation*). Die insbesondere in den Reinbeständen beobachteten starken Zuwachsverluste der Baumart Fichte werden in den Mischbeständen damit offenbar vornehmlich durch eine substituierende Wirkung der Baumart Kiefer aufgefangen. Diese Wirkung ist damit also überwiegend additiv.

Zusammenfassend lassen sich im Hinblick auf die witterungs- beziehungsweise wasserabhängige Zuwachsreaktion folgende Zusammenhänge zur wechselseitigen Konkurrenzreduktion (*competition reduction*) und Begünstigung (*facilitation*) in Kiefern-Fichten-Mischbeständen annehmen: Im Vergleich zur Fichte verbraucht die Baumart Kiefer offenbar einen geringeren Anteil des in Trockenjahren verfügbaren Wassers (CIENCIALA et al. 1997). Zwar weist die Lichtbaumart Kiefer einen höheren Wasserverbrauch (*Transpiration*) je Gramm Nadelmasse auf, doch ist die gesamte Nadelmasse je Baum und Bestand gleichzeitig deutlich geringer als bei der Baumart Fichte (PECK und MAYER 1996, ZIMMERMANN et al. 2008). Die zwischen den Baumarten abweichende Gesamtnadelmasse und die damit auch verbundene niedrigere Kroneninterzeption der Kiefer (AUSSENAC 1968, MITSCHERLICH 1971, S. 300, PECK und MAYER 1996, ZIMMERMANN et al. 2008) hat wiederum auch Unterschiede in der Gesamtverdunstung (*Evaporation + Transpiration*) der Baumarten zur Folge. Die Gesamtverdunstung in Fichtenbeständen fällt entsprechend höher aus als in Kiefernbeständen. Hierzu muss allerdings angemerkt werden, dass der baumartenspezifische Gesamtwasserverbrauch nicht nur stark von der untersuchten Alterphase, Bestandesstruktur (Baumart,

Dichte etc.) und Bodenvegetation beeinflusst wird, sondern auch von den allgemeinen Standortbedingungen (Boden, Klima).

Insgesamt stützen die Ergebnisse zum witterungs- und baumartenspezifischen Zuwachsverhalten in der vorliegenden Arbeit die zuvor beschriebenen Befunde zum baumartenspezifischen Wasserverbrauch. Der artspezifische und größenabhängige baumindividuelle Wasserverbrauch könnte letztlich dafür verantwortlich sein, dass herrschende Fichten in Trockenjahren sowohl stärkere relative Zuwachsverluste erleiden als Kiefern und auch unterdrückte unterständige Fichten. Ausschlaggebend dürfte weiterhin sein, dass die Baumarten Kiefer und Fichte tendenziell unterschiedliche Strategien der horizontalen und vertikalen Wurzel ausbreitung verfolgen. Während die Baumart Fichte gerade die obersten Bodenschichten äußerst intensiv durchwurzelt, erschließt die Kiefer auch tiefere Bodenhorizonte (KALLIOKOSKI 2011, MAYER 1984, S. 66, 119). Dies dürfte für die Fichte in Trockenjahren gegebenenfalls eine verringerte Konkurrenz um Niederschlagswasser bedeuten. Es wäre sogar denkbar, dass die Kiefer Wasserreserven aus tieferen Bodenschichten erschließt und dieses im günstigsten Fall im Sinne der *hydraulic-lift-Theorie* (DAWSON 1993) für die Baumart Fichte verfügbar macht.

Inwieweit die vorgenannten Befunde und Überlegungen verallgemeinerbar sind, kann auf Basis des derzeitigen Wissensstands und der wenigen vergleichbaren Untersuchungen in Kiefern-Fichten-Mischbeständen nicht abschließend beurteilt werden. Nur die etwas jüngeren Rein- und Mischbestände des FunDivEUROPE Experiments in *Nordkarelien* (Finnland) und *Bialowieza* (Polen) bieten mit den Baumarten Kiefer, Fichte, Birke beziehungsweise Kiefer, Fichte, Birke, Hainbuche und Stieleiche unmittelbare baumartenbezogene Anknüpfungspunkte. GROSSIORD et al. (2014a, 2014b) zeigten dort unter borealen beziehungsweise hemi-borealen Bedingungen, dass die Artdiversität (*Shannon-Index*) sowohl in trockenen als auch in feuchten Jahren keinen Einfluss auf den Grundflächenzuwachs von Fichte und Kiefer hat. Auch mit Blick auf den Wasserhaushalt und die Aufnahme von schwerem Kohlenstoff ($\delta^{13}\text{C}$) ergaben sich in der Untersuchung von GROSSIORD et al. (2014a) weder positive noch negative Mischungseffekte. Inwieweit diese in Jungbeständen und unter den spezifischen klimatischen standörtlichen Bedingungen der borealen beziehungsweise hemi-borealen Breiten gewonnenen Erkenntnisse verallgemeinert und auf die temperierten Breiten übertragen werden können, muss an dieser Stelle offenbleiben.

Aus den temperierten Breiten gibt es allenfalls einige Untersuchungen zum witterungsabhängigen Zuwachsverhalten von Rein- und Mischbeständen, an denen die Baumarten Kiefer und Fichte jeweils baumartenweise einzeln beteiligt sind. Beispielsweise beobachteten PRETZSCH et al. (2018) in den Trockenjahren 2003 und 2015 auf einer langfristigen Versuchsfläche in Südbayern weder für Fichte noch für Buche einen nachweisbaren Zuwachsunterschied zwischen Rein- und Mischbestand. Auf korrespondierenden temporären Fichten-Buchen-Versuchsflächen entlang eines Klimagradienten in Bayern konnten auch SCHÄFER et al. (2017) in den untersuchten Mischbeständen keine höhere Resistenz des Grundflächenzuwachses gegenüber der Trockenheit im Jahr 2003 feststellen. Allerdings fiel die $\delta^{13}\text{C}$ -Resistenz der Fichte im Mischbestand höher aus.

Die Kiefer hingegen, ist über die zuvor genannte Untersuchungen von GROSSIORD et al. (2014a, 2014b) hinaus in nur wenigen Untersuchungen zum Trockenheitsverhalten von Rein- und Mischbeständen inbegriffen. Lediglich MERLIN et al. (2015) untersuchten in 50 bis 80 jährigen Kiefern-Eichen-Beständen das Zuwachsverhalten in den Trockenjahren beziehungsweise -perioden 1976, 1990-1992, 2003, 2006 und 2010. Hierbei konnten sie weder für Kiefer noch für Eiche einen Einfluss der Artmischung nachweisen.

Auch METZ et al. (2016) verglichen in Deutschland eine Reihe von Rein- und Mischbeständen, darunter auch Kiefern-Buchen-Bestände in Nordostdeutschland. Dezidierte Aussagen zum Trockenheitsverhalten der Baumart Kiefer finden sich dort allerdings nicht. Die von METZ et al. (2016) fokussierte Baumart Buche wies in den Trockenjahren 1976 und 2003 in den Mischbeständen höhere relative Zuwachseinbrüche auf, als in den korrespondierenden Reinbeständen. Allerdings zeigten die Buchen in Mischung mit der Baumart Kiefer eine bessere Erholungsfähigkeit im Folgejahr nach der Trockenheit sowie höhere durchschnittliche Zuwachsraten in Normaljahren. METZ et al. (2016) führten die begünstigende Wirkung der Baumart Kiefer auf deren, auch in der hier vorliegenden Arbeit identifizierte, geringere Konkurrenzwirkung zurück. Die dadurch entstehenden längeren Buchenkronen und die im Allgemeinen gesteigerte Zuwachsleistung könnten wiederum nach METZ et al. (2016) in Trockenjahre zu stärkeren Zuwachseinbrüchen führen.

Auch in einer umfangreichen europäischen Transektstudie im Rahmen der COST Action FP1206 EuMIXFOR zur Bauamrtenmischung Buche-Kiefer (PRETZSCH et al. 2015, PRETZSCH et al. 2016a) fanden sich bislang keine weiterführenden Hinweise zur Reaktion von Kiefer und Buche in extremen Trockenjahren. Aufbauend auf dem Datenmaterial der EuMIXFOR-Studie fanden sich in der Auswertung von DEL RÍO et al. (2017) allerdings Hinweise, dass die umweltbedingten Wachstumsreaktionen von Kiefer und Fichte durch die Artmischung beeinflusst werden. Insgesamt führt das asynchrone Verhalten der Baumarten gegenüber schwankenden Umweltbedingungen zu einer Veränderung des Niveaus und der temporären Stabilität der Produktionsleistung. Entsprechende Überlegungen und Beobachtungen zur positiven Wirkung von Artmischungen auf die Zuwachsstabilität von Waldbeständen (*Diversitäts-Versicherungshypothese nach YACHI und LOREAU 1999*) finden sich auch bei JUCKER et al. (2014) und MORIN et al. (2011, 2014). JUCKER et al. (2014) stellten ergänzend fest, dass die Asynchronität der witterungsbedingten Baumreaktionen in der Mitte des Klima- und Standortgradienten (temperierte Breiten) stärker ausgeprägt ist als an den Rändern des Gradienten (Finnland, Spanien). Dort wird das Wachstum der Arten offenbar von *globaleren* Witterungseinflüssen wie Länge der Vegetationszeit oder Niederschlag überlagert.

5.4 Waldbauliche Konsequenzen und waldbaulicher Ausblick

Aktuelle und künftige Vorkommen von Kiefern-Fichten-Mischbeständen

Die in der vorliegenden Arbeit gewonnenen waldbaumkundlichen Erkenntnisse zum gemeinschaftlichen Wachstum von Kiefer und Fichte bieten eine Reihe von Anknüpfungspunkten für die waldbauliche Behandlung von Kiefern-Fichten-Mischbeständen. Angesichts der in Deutschland und Bayern bereits seit längerem rückläufigen Flächenanteile von Kiefern-Fichten-Mischbeständen und der etablierten waldbaulichen Verfahren im Umgang mit solchen Beständen, mag der forstpraktische Zusatznutzen der vorliegenden Arbeit zunächst als gering erscheinen. Mit Blick auf schätzungsweise immer noch über 100 Tsd. Hektar Kiefern-Fichten-Mischbeständen alleine in Bayern und deren große ökologische und ökonomische Bedeutung, erscheinen die nachfolgenden Überlegungen dennoch als wertvolle Hinweise für Wissenschaft und Praxis; nicht zuletzt da gemischte Bestände aus Kiefer und Fichte in ausgewählten Teilen Bayerns und großen Regionen Nord- und Nordosteuropas nicht nur aktuell, sondern aufgrund der dort herrschenden standörtlichen und klimatischen Bedingungen auch künftig eine bedeutende Rolle spielen werden.

Wie in Abbildung 3 und Abbildung 8 ab Seite 45 dargestellt, finden sich die aktuellen bayerischen Verbreitungsschwerpunkte der Kiefern-Fichten-Mischbestände in der Mitte und im Nordosten Bayerns. Diese Vorkommen sind stark vom menschlichen Handeln der vergangenen Jahrhunderte geprägt. Die Böden

weisen häufig eine im bayernweiten Vergleich unterdurchschnittliche Nährstoffausstattung auf. Darüber hinaus sind diese Wuchsräume von einer zunehmenden kontinentalen Klimatönung geprägt. Dies entspricht etwas niedrigeren Jahresdurchschnitts- und Vegetationszeittemperaturen bei gleichzeitig im bayernweiten Vergleich in etwa durchschnittlichen Niederschlagssummen. Das Zusammenspiel von Baumarteneigenschaften, Boden und prognostiziertem Klima dürfte in Anlehnung an die Risikoeinschätzung von BECK et al. (2012), KÖLLING et al. (2009) und KÖLLING und ZIMMERMANN (2007) langfristig dazu führen, dass ein gemeinschaftliches Wachstum von Kiefer und Fichte noch stärker auf die nordostbayerischen Wuchsräume beschränkt sein wird (s. Abbildung 87). Die regionalisierte Risikoeinschätzung wird hierbei durch die reale Waldschutzsituation der zurückliegenden 10 bis 20 Jahre gestützt. Klimatische Extreme oder pathogene Ungunstsituationen in den Jahren 2003, 2006, 2014, 2015, 2017 und 2018 sowie wiederkehrende regionale und überregionale Sturmereignisse haben insbesondere in den in Abbildung 87a rotbraun dargestellten Anbaurisikogebieten zu Massenvermehrungen der Fichtenborkenkäfer Buchdrucker (*Ips typographus*) und Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*) und entsprechenden Schäden in Fichtenbeständen geführt. Hinzu kommen unmittelbare Absterbeerscheinungen aufgrund von Trockenereignissen. Entgegen manchen Erwartungen haben die jüngsten Trockenheitsereignisse auch bei der Baumart Kiefer zu erheblichen Schädigungen geführt. Insbesondere in den in Abbildung 87b rotbraun dargestellten mittel- und nordbayerischen Wuchsräumen mit einem künftig erhöhten Anbaurisiko für die Baumart Kiefer. Dort ist es bereits in den letzten Jahren unter anderem aufgrund des *Diplodia*-Triebsterbens (verursacht durch den pilzlichen Erreger *Sphaeropsis sapinea*) und eines zunehmenden Befalls mit der weißbeerigen Kiefernmitel (*Viscum album ssp. austriacum*) zu erheblichen Ausfällen bei der Kiefer gekommen (PETERCORD et al. 2017). Der Mistelbefall an der Kiefer hat in Bayern seit der erstmaligen Erfassung im Rahmen der Waldzustandserhebung (WZE) im Jahr 2007 von 1,5 % auf etwa 22 % der begutachteten Bäume im Jahr 2017 zugenommen (WAUER et al. 2018).

Die beschriebenen Entwicklungen und planmäßigen Waldumbaubemühungen führen in Bayern mittel- bis langfristig zu weiteren Arealverlusten der Baumarten Kiefer und Fichte. Anders als in den borealen Breiten (Norwegen, Schweden, Finnland, Baltikum, Russland), werden diese Verluste durch die etwaigen kleineren Arealzugewinne in Bayern nicht ausgeglichen. In den borealen Breiten hingegen führt die globale klimatische Erwärmung zu einer systematischen Verschiebung der Waldgrenze und damit zu einem potenziellen Flächenzugewinn für die Baumarten Kiefer und Fichte.

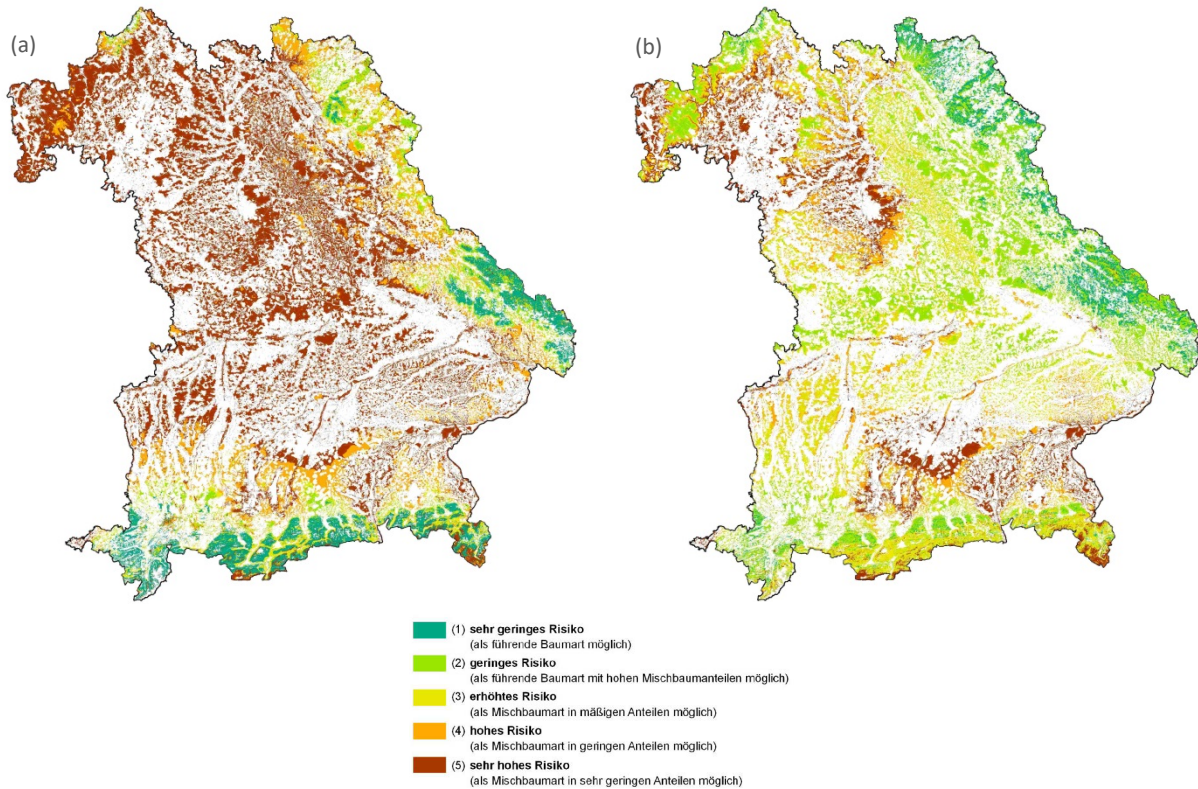


Abbildung 87: Anbauriskokarten für die Baumarten Fichte (a) und Kiefer (b) für das Jahr 2100 (BECK et al. 2012, LWF 2016a).

Unterschiedliche Entwicklungstypen von Kiefern-Fichten-Mischbeständen

Wie im vorangehenden Abschnitt und in den Kapiteln 0 und 4.1.4 gezeigt wurde, hängen sowohl die Verbreitung von Kiefern-Fichten-Mischbeständen als auch deren lokale Ausprägung im hohen Maße von den Boden- und Klimabedingungen ab. Innerhalb der unterschiedlichen Wuchsräume von Kiefer und Fichte lassen sich in Anlehnung an KASA (1972), SCHILLING (1925), SCHULZE (1972) und SCHWAPPACH (1909) sowie aufbauend auf den Ergebnissen und Beobachtung der vorliegenden Arbeit drei unterschiedliche Entwicklungstypen von Kiefern-Fichten-Mischbeständen unterscheiden. In Abbildung 88 sind diese grafisch anhand ihrer charakteristischen Bestandesstruktur sowie schematisch anhand der Oberhöhen- und Vorratsentwicklung im Altersverlauf dargestellt. Die Übergänge zwischen den drei Typen sind fließend, eine Kategorisierung erleichtert jedoch wie bei SCHULZE (1972) die Entwicklung und den Praxistransfer standortspezifischer waldbaulicher Vorgehensweisen.

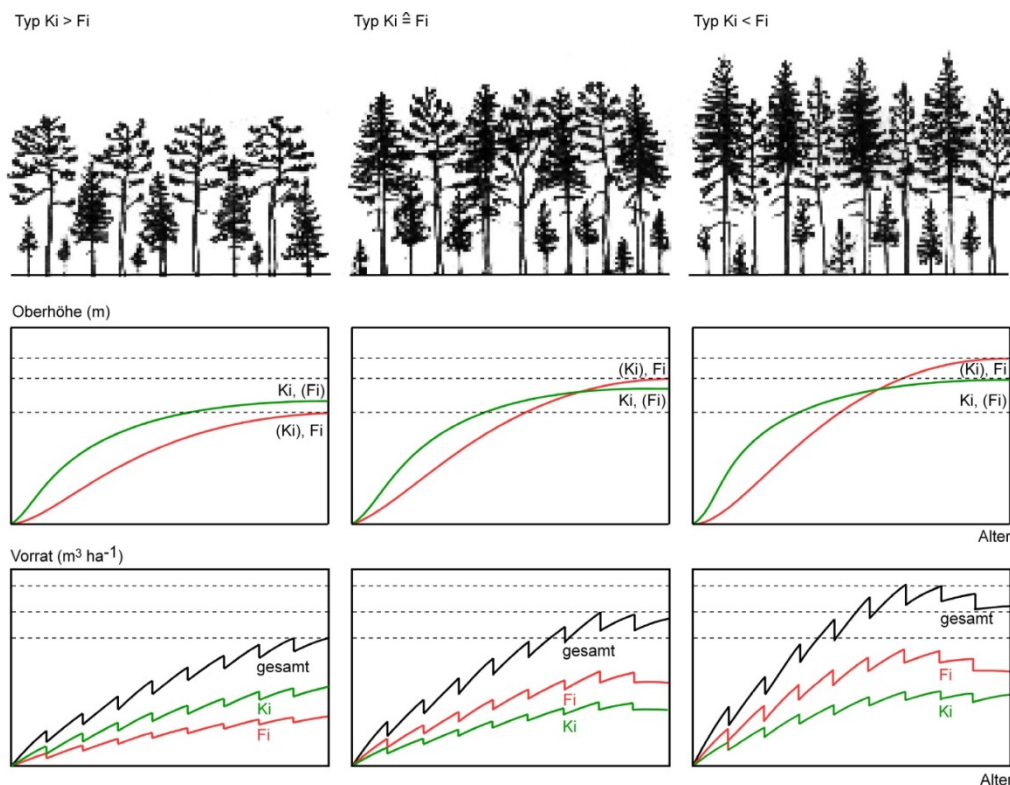


Abbildung 88: Überblick über Konkurrenzverhältnisse in Kiefern-Fichten-Mischbeständen in Anlehnung an die Arbeiten von SCHILLING (1925), SCHULZE (1972) und SCHWAPPACH (1909). Danach können Standortbedingungen unterschieden werden, in denen die Kiefer der Fichte aufgrund ungünstiger Nährstoffausstattung und/oder Wasserverfügbarkeit überlegen ist (Typ Kie > Fi), Kiefer und Fichte eher gleichwüchsig sind (Typ Kie \approx Fi) und die Kiefer der Fichte aufgrund günstiger Standortbedingungen unterlegen ist (Typ Kie < Fi) (von links nach rechts). Die Konkurrenzverhältnisse determinieren die Bestandesstruktur (oben) sowie Entwicklung der Oberhöhe (Mitte) und der Bestandesvorräte (unten).

In Beständen vom Typ Kie \approx Fi unterscheiden sich Kiefer und Fichte in der Jugend in der Höhenentwicklung. Hierzu haben die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung gezeigt, dass die Kiefer der Fichte in der ersten Hälfte des Bestandeslebens (bis etwa zum Alter von 35 Jahren) in der Höhenentwicklung überlegen ist. Im fortgeschrittenen Bestandesalter gleichen sich die Höhen aber an und die Arten koexistieren ohne schwerwiegende gegenseitige Beeinträchtigungen (Abbildung 88, Mitte). Beispielsweise verläuft die Höhenentwicklung der in der vorliegenden Arbeit untersuchten Fichten im Mischbestand weitestgehend ungestört und zeigt gegenüber den Reinbeständen nahezu keine Abweichungen. Grundsätzlich gilt dies auch für die Kiefer, wenngleich die Höhenentwicklung in den Mischbeständen, durch die insbesondere in der Jugend verringerte zwischenartliche Konkurrenz durch die Fichte offenbar etwas gebremst wird. Darauf deuten auch die niedrigeren Schlankheitsgrade der herrschenden Kiefern hin. Damit dürfte sich die Konkurrenz durch die Fichte förderlich auf die Einzelbaumstabilität junger Kiefern auswirken. Mit Blick auf die Schneebruchanfälligkeit von jungen Kiefern dürfte das gemeinschaftliche Wachstum mit der Fichte stabilitätsfördernd wirken und könnte dazu beitragen, arbeitsintensive Pflegemaßnahmen zu reduzieren.

Hinweise auf die akuten und künftigen Vorkommen des Bestandestypus Kie \approx Fi lassen sich näherungsweise aus dem künftigen Anbaurisiko (Abbildung 87) und dem von FALK et al. (2015) modellierten Höhenwachstumspotenzial der Baumarten Kiefer und Fichte ableiten. In Abbildung 89 sind hierzu die von FALK et al. (2015) entwickelten Modelle zum Standort-Leistungsbezug in Karten für die Baumarten Fichte und Kiefer dargestellt. Für die korrekte Interpretation dieser Karten ist es wichtig zu berücksichtigen, dass kein unmittelbarer standortspezifischer Wachstumsvergleich der beiden Baumarten anhand der Farbdarstellungen möglich ist. Es handelt sich hierbei nicht um eine absolute, baumartenübergreifende

Leistungsziffer, sondern vielmehr um eine relative Bewertung des baumartenspezifischen Höhenwachstumspotenzials. Ferner liegen den beiden Karten unterschiedliche Vorhersagemodelle mit unterschiedlicher Vorhersagegenauigkeit zugrunde. Insbesondere das Kiefernmodell zeigt sich weniger standortsensitiv und spiegelt tendenziell eher großräumige, überwiegend klimainduzierte Unterschiede im Höhenwachstum wider. Ungeachtet dieser Einschränkungen geben die Karten gute Hinweise auf die unter den jetzigen Wachstumsbedingungen besonders günstigen und ungünstigen Wuchsräume in Bayern. Beispielsweise wird deutlich, dass die Kiefer im Unterschied zur Fichte gerade in Nordwest- und Nordostbayern und am südlichen und nordwestlichen Jura- und westlichen Keuperrand hohes relatives Höhenwachstum zeigt. Umgekehrt fällt das relative Höhenwachstum der Kiefer im südwestlichen Alpenvorland und im südostbayerischen Raum (Bayerischer Wald) vergleichsweise gering aus.

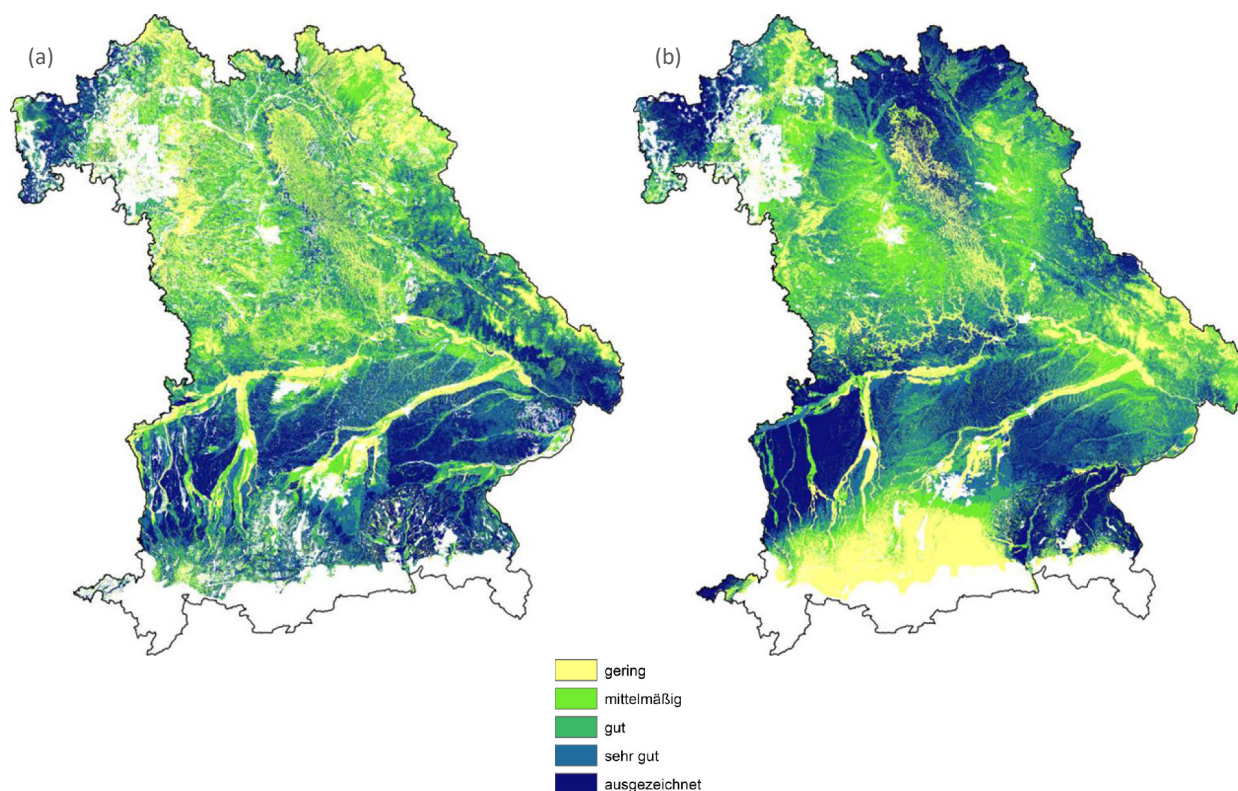


Abbildung 89: Standörtliches Höhenwachstumspotenzial der Baumarten Fichte (a) und Kiefer (b) (FALK et al. 2015).

Mit Blick auf die gesamten europäischen Vorkommen von Kiefer und Fichte sind Entwicklungsverläufe vom Typ Kie \approx Fi in Mittel- und Nordeuropa grundsätzlich auf den meisten mäßig nährstoff- und wasser-versorgten schwach lehmigen oder tonigen Sanden möglich. Das Vorkommen auf reinen Sanden setzt hingegen voraus, dass entweder vergleichsweise hohe Vegetationszeitniederschläge zur Verfügung stehen oder die Bestände Anschluss an wasserführende Schichten haben (Grund, Stau- oder Hangwasser). Ansonsten bilden die reinen oder nur gering verlehnten Sande den standörtlichen Übergang zum nachfolgenden Bestandestypus.

Auf nährstoffärmeren flachgründigen oder sandigen sowie sehr feuchten Standorten nimmt die Höhenwuchsleistung der Fichte stärker ab als jene der Kiefer, so dass die Kiefer von der Jugend an dominiert; es resultieren Bestände vom Typ Kie $>$ Fi (Abbildung 88, links) (s. hierzu auch KÜNSTLE 1962; SCHULZE 1972). Solche Bestandesformen finden sich insbesondere in niederschlagsarmen Leelagen der mittel- und

nordeuropäischen Gebirgs- und Hügellandschaften sowie in subkontinentalen und kontinentalen Wuchsräumen in Polen, Weißrussland, Litauen, Lettland und Finnland, in denen die Konkurrenzkraft der Kiefer zunimmt (s. u. a. BIELAK et al. 2014; EKÖ et al. 2008; KASA 1972; NILSSON et al. 2012; ZHANG 2012).

Vom gleichaltrigen Bestandestyp $Kie > Fi$ unterscheidet sich der Kiefern-Reinbestand (Kie_{Fi}) mit deutlich jüngerem Fichten-Unterwuchs. Dieser ist nicht in Abbildung 88 dargestellt (s. hierzu u. a. SCHILLING 1925; SCHWAPPACH 1914; WIEDEMANN 1951). Solche Kiefernreinbestände mit jüngerem, mehr oder weniger stammzahlreichen Fichten-Unterwuchs finden sich im Gegensatz zum gleichaltrigen Typ $Kie > Fi$ ab dem Stangenholzstadium auf fast allen Standorten wieder. Die Auswirkungen auf den Kiefernhauptbestand (Wasser-, Nährstoff- und Kronenkonkurrenz) und die erforderlichen waldbaulichen Maßnahmen hängen stark von den jeweiligen Standortbedingungen ab, sind letztlich aber noch nicht abschließend untersucht.

Auf feuchteren und nährstoffreicheren, in der Regel lehmigeren Standorten bildet sich der Entwicklungstyp $Kie < Fi$ aus (Abbildung 88, rechts). In diesem Typ dominiert die Fichte die Höhenentwicklung deutlich früher im Bestandesleben (ab ca. 50 bis 70 Jahren), unter besonders günstigen Bedingungen in Mitteleuropa zum Teil sogar bereits ab der frühesten Jugend (KASA 1972; KÜNSTLE 1962; SCHULZE 1972; WIEDEMANN 1951). Mit zunehmender Höhenüberlegenheit der Fichte gerät die Kiefer unter Lichtkonkurrenz und wird in ihrer seitlichen Kronenentwicklung eingeeengt. Dies kann schließlich bis zu ihrem Ausfall führen.

Mit Blick auf die waldbauliche Behandlung von vorhandenen oder künftig entstehenden Kiefern-Fichten-Mischbeständen sind nachstehende Überlegungen von Bedeutung. Hierbei steht insbesondere der Typus $Kie \approx Fi$ im Fokus. Dieser ist zum einen von entsprechender flächenmäßiger und waldbaulicher Relevanz und entspricht zum anderen auch weitestgehend dem in der vorliegenden Arbeit untersuchten Typus.

Begründung und Mischungsregulierung in Kiefern-Fichten-Mischbeständen

Als Lichtbaumart und Rohbodenkeimer setzt die Baumart Kiefer für eine erfolgreiche Verjüngung nahezu Freiflächenbedingungen ohne verjüngungshemmende Bodenvegetation wie Beer- und Heidekraut sowie Moos und Gras voraus. In Kiefern-Fichten-Mischbeständen sind daher für eine erfolgreiche Kiefernverjüngung besonders lichte Schirmstellungen des Altbestandes erforderlich. Hierbei muss allerdings zugleich eine ausreichende Anzahl von Kiefern Samenbäumen belassen werden und anschließend idealerweise der Mineralboden freigelegt werden. In Abhängigkeit von den Oberbodenverhältnissen kann hierzu entweder das sogenannte *rauhe Rücken* des zu entnehmenden Holzes aus dem Altbestand ausreichend sein. Gegebenenfalls ist aber auch der Einsatz eines Waldpflugs oder einer Bodenfräse zur streifenweisen Freilegung des Mineralbodens notwendig. Die angestrebte Beteiligung der Fichte am künftigen Bestandaufbau dürfte sich unter bayerischen Wachstumsbedingungen vielerorts bereits aus Vorausverjüngung und der in Folge der Endnutzung und anschließenden Bodenbearbeitung auflaufenden weiteren Fichtenverjüngung realisieren lassen. Vor dem Hintergrund der in Deutschland und Bayern laufenden waldbesitzartenübergreifenden Bemühungen klimatolerantere standortheimische Baumarten wie Buche oder Eiche einzubringen, dürften mit zuvor beschriebenen Verfahren aber wohl weniger großflächige *reine* Kiefern-Fichten-Mischbestände entstehen, sondern vielmehr kleinbestandsweise eng verzahnte und damit auch laubbaumartenreichere Mischbestände.

Selbst eine enge räumliche Verzahnung von Kleinbeständen der unterschiedlichen Baumarten mit Größen zwischen 1.000 und 10.000 m² stellt letztlich eine weitgehende räumliche Trennung der Baumarten dar. Diese wird häufig bewusst angestrebt, denn auf diese Weise können waldbauliche Entscheidungen und

deren forstpraktische Umsetzung oftmals vereinfacht werden. Dies beginnt und endet zum Beispiel bei der Bestandesverjüngung, umfasst aber auch Aspekte der Pflege- und Durchforstungskonzepte und Holzernetzverfahren. Aus Sicht der Mischbestandsforschung stellt die räumliche Trennung der Baumarten allerdings eine weitgehende Eliminierung potenziell wirksamer Mischbestandseffekte dar. Wie PRETZSCH und FORRESTER (2017) theoretisch darlegten und PRETZSCH et al. (2012) auch empirisch belegten, wirken Mischbestandseffekte bei komplementären Baumarten insbesondere dann, wenn eine möglichst enge räumliche Verzahnung gegeben ist. Dies ist zum Beispiel bei einzelstammweiser Mischung der Fall. Wenngleich diese Überlegungen nicht ausdrücklich Bestandteil der vorliegenden Untersuchung waren, so erscheint es dennoch nachvollziehbar, dass die nachgewiesenen positiven Mischbestandseffekte, nur bei unmittelbarer räumlicher Nachbarschaft und ausgeglichenen Mischungsverhältnissen von Kiefer und Fichte wirksam werden. Dies gilt zum Beispiel für die Konkurrenzreduktion bei der Baumart Fichte und die damit verbundenen Unterschiede in der Einzelbaummorphologie sowie Bestandesstruktur und -dichte.

Steuerung der Mengen- und Wertleistung in Kiefern-Fichten-Mischbeständen

Nicht nur die Frage der horizontalen Verteilung der Baumarten ist von ausschlaggebender Bedeutung für das Wachstum von Kiefern-Fichten-Mischbeständen. Auch die vertikale Struktur spielt eine zentrale Rolle. Die Bestandesstruktur von Kiefern-Fichten-Mischbeständen unterscheidet sich von den korrespondierenden Reinbeständen maßgeblich durch eine größere Anzahl an unter- und zwischenständigen Fichten und an hauptständige Fichten mit tendenziell breiteren und längeren Kronen.

Der Einfluss von unter- und zwischenständigen Fichten auf herrschende Bäume zum Beispiel hinsichtlich Wasser- und Nährstoffkonkurrenz ist wie bereits erwähnt noch nicht abschließend geklärt. Dennoch sollten schwächere Fichten in Kiefern-Fichten-Mischbeständen nach bisherigem waldwachstumskundlichen Kenntnisstand möglichst erhalten bleiben. Wie in der vorliegenden Arbeit gezeigt werden konnte, zeichnen sich unter- und zwischenständige Fichten in Trockenjahren durch geringere Zuwachseinbrüche als hauptständige Bäume aus (s. a. PRETZSCH et al. 2018). Anzunehmenderweise wirken sie sich auch positiv auf das Bestandesinnenklima (Licht, Temperatur) aus. Über den Erhalt oder die Entnahme des Fichten-Unter- und Zwischenstands lässt sich ferner gezielt die Lichteinwirkung auf den Boden und damit die Verjüngungsaktivität steuern. Durch unter- und zwischenständige Bäume sind Mischbestände vom Typ $Kie \approx Fi$ darüber hinaus in der Lage, management- oder störungsbedingte Grundflächenabsenkungen im Vergleich zu Reinbeständen besser abzuf puffern.

Mit Blick auf die Bestandesgrundfläche haben die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit gezeigt, dass sowohl das heterogene stammzahlreiche Fichtenkollektiv als auch die im Vergleich zu den Reinbeständen stärkeren Kiefern dazu führen, dass in den Mischbeständen regelmäßig höherer Bestandesgrundflächen erreicht werden als in den korrespondierenden Reinbeständen. Orientierungswerte zu zuwachsoptimalen Bestandesgrundflächen in Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefern und Fichte finden sich in Abbildung 90. Dargestellt ist der altersgestaffelte Zusammenhang von Bestandesgrundfläche und laufendem Volumenzuwachs in Rein- und Mischbeständen der Baumarten Kiefer und Fichte auf einem repräsentativen Standortspektrum der Inventurpunkte im bayerischen Staatswald (BAYSF 2015). Die Kurven bieten Anhaltspunkte für eine aus waldwachstumskundlicher Sicht zuwachsoptimierte Grundflächenhaltung in Anlehnung an die Überlegungen von ASSMANN (1961). Bei den ausgewerteten Inventurpunkten handelt es sich um regulär bewirtschaftete, das heißt mehr oder weniger regelmäßig durchforstete Waldbestände. Diese bilden nicht zwangsläufig maximale Bestandesdichten und daraus resultierende laufende Zuwachswerte ab. Deswegen ist nicht auszuschließen, dass sich die Kurven bei stärkerer Beteiligung von undurchforsteten oder nur

schwach durchforsteten Beständen in ihrer Lage geringfügig verschieben würden. In diesem Zusammenhang stellt sich allerdings die Frage, ob gerade schwach oder gar nicht durchforstete Bestände mit Blick auf Stabilität und Zielstärkenproduktion in vorgegebenen Zeiträumen überhaupt als praxistaugliche Referenz einbezogen werden sollten. Vielmehr erscheint es sinnvoll, wie hier vorgestellt, das weitgehend unverzerrte obere Leistungsspektrum bei praxisüblicher Bestandesbehandlung zugrunde zu legen. Hierbei bewegt sich die *zuwachsoptimale* Grundflächenhaltung der Kiefern-Fichten-Mischbestände (Inventurpunkte) auf dem ausgewählten Standortspektrum in einem engen Bereich von etwas über $40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ im Alter von 30 bis 40 Jahren und über $60 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ im Alter von 70 bis 80 Jahren.

Die aus den Inventurdaten abgeleitete altersabhängige Dichte-Zuwachsbeziehung der Baumart Kiefer weist in Abbildung 90c einen vergleichsweise breiten Sattel auf. Im Alter von 70 bis 80 Jahren zeigt die Kiefer über ein relativ breites Grundflächenspektrum ($40 - 55 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) weitgehend konstante Zuwachswerte von etwa $9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Anknüpfend an die Darstellungen in den Waldbaugrundsätzen der BaySF zur Baumart Kiefer (sog. *Kiefernpflegerichtlinie*) (BAYSF 2014b) ist auch in Abbildung 90c erkennbar, dass drastische Grundflächenabsenkungen zu spürbaren, wenn auch zunächst noch unterproportionalen Zuwachsverlusten führen. Die Absenkung der Grundfläche von *zuwachsoptimalen* $46 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Alter von 70 bis 80 Jahren auf unter $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (ca. - 40 %) führt zu jährlichen Zuwachsrückgängen von rund 15 %. Bei der Fichte stellt sich ein vergleichbarer Zuwachsrückgang ab einer Grundfläche von $40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ein, bei den ausgewerteten Kiefern-Fichten-Mischbeständen ab $37 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Wenngleich bei dieser statischen Betrachtung die 40 %ige Grundflächenabsenkung in fast allen untersuchten Bestandestypen zunächst eine etwa 15 %ige Zuwachsreduktion bedeutet, liegt der Unterschied zwischen den Bestandestypen in der Fähigkeit, die Grundflächen- und Zuwachsreduktion zu kompensieren. Im fortgeschrittenen Alter von 70 bis 80 Jahren ist insbesondere die Kiefer nicht mehr in der Lage, derartig kräftige Eingriffe durch ein verstärktes Einzelbaumwachstum zu kompensieren. Durch die Beimischung der auch in diesem Alter noch reaktionsfreudigen Baumart Fichte, sind Mischbestände hingegen in der Lage, Grundflächenabsenkungen zu kompensieren.

Neben dem laufenden jährlichen Zuwachs ist die Frage der Gesamtmenge der Holzproduktion in Kiefern-Fichten-Mischbeständen von besonderem forstpraktischem Interesse. Verlässliche Aussagen zum Vergleich der Gesamtwuchsleistung von Kiefern- und Fichten-Rein- und Mischbeständen, das heißt zu Vorrat und durchforstungsbedingten Vornutzungen über das gesamte Bestandesleben können auf Grundlage der vorliegenden Untersuchung nicht getroffen werden. Allenfalls konnte unter Berücksichtigung der noch ermittelbaren ausgeschiedenen Bäume gezeigt werden, dass die Gesamtwuchsleistung der Kiefern-Fichten-Mischbestände im 30-jährigen Rekonstruktionszeitraum geringfügig über dem Erwartungswert, das heißt dem gewichteten Mittel der benachbarten Reinbestände lag. Erstaunlicherweise trägt bis zum untersuchten Durchschnittsalter von etwa 70 Jahren insbesondere die Kiefer mit erhöhten Vorräten und Vornutzungen zu Steigerung der Gesamtwuchsleistung bei. Nach PRETZSCH et al. (2016b) fällt die Gesamtwuchsleistung in Mischbeständen baumartenübergreifend etwa 12 % höher aus, als auf Grundlage der korrespondierenden Reinbestände zu erwarten ist. Die Vornutzungsprozente, also die bewirtschaftungsbedingten Entnahmen und die natürliche Mortalität, zeigen hingegen bis zum Alter von 80 bis 120 Jahren mit durchweg etwa 40 % keine Unterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen.

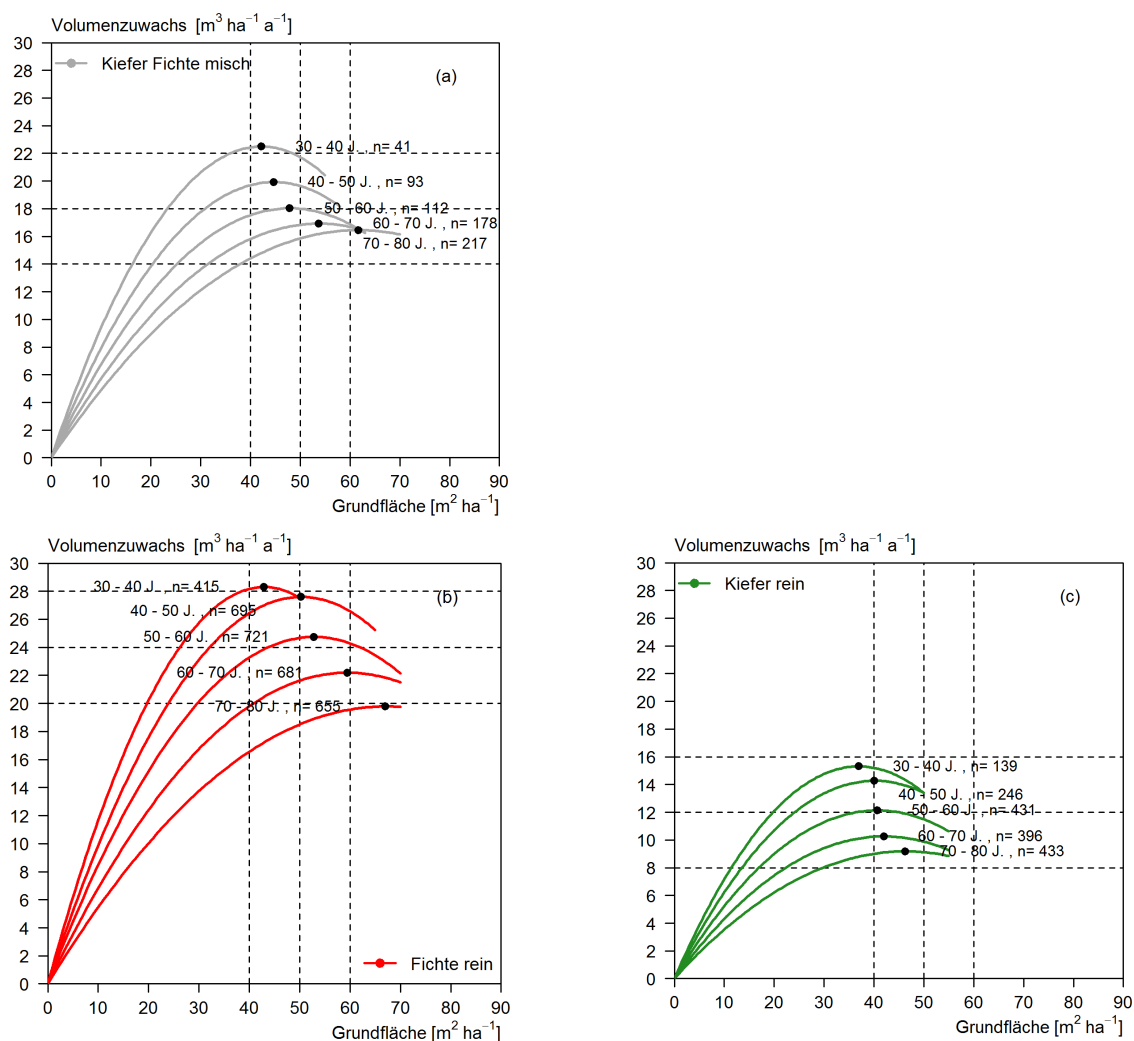


Abbildung 90: Vergleich des Zusammenhangs von Grundfläche und Volumenzuwachs (Dichte-Zuwachsbeziehung) in Abhängigkeit von Alter und Bestandestyp. Datengrundlage bilden Inventurpunkte der permanenten Stichprobeninventur im bayerischen Staatswald (BAYSF 2015) (Anzahl je Altersklasse s. Grafik). Ausgewählt wurden nur Inventurpunkte außerhalb des Hochgebirges (< 1000 m ü. NN) mit einem Sandanteil > 60 % und den Basenverlaufstypen 3, 4 und 5 (KÖLLING et al. 1996). Mit Blick auf die Bestandeszusammensetzung mussten Reinbestände (b)/(c) mindestens 90 % Grundflächenanteil der Fokusbaumarten Fichte und Kiefer enthalten, Mischbestände (a) jeweils zwischen 30 % und 70 % der beiden Arten. Die Inventurpunkte repräsentieren damit ein ähnliches Standortspektrum, wie das Versuchsflächenkollektiv der vorliegenden Arbeit und weite Teile der heutigen und nach Prognosen auch künftigen bayerischen Wuchsräume für Kiefern-Fichten-Mischbestände. Die Grundflächen- und Zuwachswerte der Inventurpunkte wurden mit Hilfe einer Quantilen-Regression auf Grundlage einer nicht-linearen quadratischen Funktion ausgeglichen. In den Grafiken ist für den jeweiligen Bestandestyp und die beschriebene Standortgruppe das oberste altersabhängige Wachstumsniveau als Kurve des 97,5 %-Perzentils der Daten wiedergegeben.

Mindestens so sehr wie die Gesamtwuchsleistung ist die Dimensions- und Wertentwicklung der herrschenden Bestandesglieder von ausschlaggebender Bedeutung für moderne forstliche Bewirtschaftungskonzepte. Hierbei müssen die Flächenleistung (*Gesamtwuchsleistung*) und die einzelstammbezogenen vermarktungstechnischen Vorgaben zu Stammdimensionen und Holzqualität mit eigentümerspezifischen Präferenzen zu Produktionszeiträumen, Gewinnerzielung und Verzinsung in Einklang gebracht werden. Moderne waldbauliche Bewirtschaftungskonzepte fokussieren inzwischen fast ausnahmslos auf eine fixe Anzahl von zu pflegenden und zu entwickelnden Zukunftsbäumen (Z-Bäume). Grundlage für diese zukunftsbaumorientierten Konzepte bilden zuvorderst die baumartenspezifischen Standraumansprüche. Orientiert man sich hierbei mit Blick auf Kiefer und Fichte an den Darstellungen bei PRETZSCH und ZENNER (2017) und den Ergebnissen zum Kronendurchmesser in der vorliegenden Untersuchung, so weisen Kiefer und Fichte in

Relation zu anderen Baumarten ähnliche Standraumansprüche auf. Dies ist mit Blick auf die Ableitung geeigneter Anzahlen von Zukunftsbäumen von erheblicher Bedeutung. Bei einer Artmischung im Verhältnis 50:50 kann die Anzahl an Z-Bäumen aufgrund der höheren Tragfähigkeit der Mischbestände etwas über dem Mittelwert der beiden Arten im Reinbestand liegen. Legt man beispielsweise die Z-Baumzahlen in den waldbaulichen Handlungsgrundsätzen der Bayerischen Staatsforsten (BAYSF 2014a, 2014b) von 150 N ha⁻¹ bei Kiefer und 100 N ha⁻¹ bei Fichte zugrunde, so erscheinen Anzahlen von 125 bis 140 Bäumen im Mischbestand als vorteilhaft. Bei 140 Bäumen resultiert daraus ein theoretischer durchschnittlicher Standraum pro Baum von etwa 70 m² und ein durchschnittlicher Abstand zwischen den Z-Bäumen von etwa 8,5 m. Tatsächlich werden die Zukunftsbäume bis zum Erreichen der nachfolgend beschriebenen Zielstärken aber nur etwa 25 bis 30 m² in Anspruch nehmen. Damit verbleibt ausreichend Raum für unbehandelte strukturgebende Felder zwischen den Z-Bäumen.

Produktionszeiträume beziehungsweise Umtriebszeiten für Ziel- oder Zukunftsbäume basieren sowohl auf forst- und holzwirtschaftlichen Verwertungsvorgaben als auch auf der standörtlichen Leistungsfähigkeit sowie der Intensität und Häufigkeit waldbaulicher Maßnahmen. Bei einem mittleren Wuchspotenzial sehen die vorgenannten Handlungsgrundsätze für den Staatswald für die Baumart Fichte Zielstärken von 45 cm vor. Ab dieser Dimension wird mit der Endnutzung der Hauptwertträger des Bestandes begonnen. Bei der Kiefer gelten Orientierungswerte von ebenfalls 45 cm auf besseren (*Kiefern-*)Standorten und 40 cm auf schwächeren Standorten. Die jeweils hundert stärksten Bäume der hier untersuchten temporären Versuchsfelder (ungefähr 5 bis 15 % der Parzellenbäume) erreichen diese Zielvorgaben auf den wuchskräftigeren Standorten nach etwa 65 bis 80 Jahren (Abbildung 91). Auf den schwächeren Standorten dauert es beim vorgefundenen Handlungsregime und unter den zurückliegenden Umweltbedingungen etwa 90 bis 110 Jahre bis zum Eintritt in die Zielstärkennutzung. Eine Differenzierung zwischen Rein- und Mischbeständen muss nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung nicht vorgenommen werden. Das gemeinschaftliche Wachstum von Kiefer und Fichte hat bis zum beobachteten Durchschnittsalter von etwa 70 Jahren keinen nennenswerten Einfluss auf die Durchmesserentwicklung der stärksten Bäume. Lediglich bei herrschenden Kiefern zeigten sich im Mischbestand etwas größere Durchmesser.

Aufbauend auf den Ergebnissen von SPATZ (2015) und in Anlehnung an die Auswertungen von PRETZSCH und RAIS (2016) ergeben sich bei den Holzeigenschaften der herrschenden Bäumen in den Mischbeständen als maßgebliche Wertträger nur geringfügige Qualitätseinbußen. Bei praxisüblichen waldbaulichen Behandlungskonzepten muss in den Mischbeständen allenfalls bei der Baumart Fichte aufgrund der längeren und breiteren Kronen mit einer höheren Astigkeit sowie einer höheren Jahrringvariabilität gerechnet werden. Dem wirkt entgegen, dass Fichten in der Jugend in den Mischbeständen aufgrund der Höhenkonkurrenz durch die vorwüchsige Kiefer offenbar signifikant schlanker sind. Dies bewirkt günstigere innere Holzmerkmale und eine höhere Festigkeit. Bei der Kiefer verhält es sich in den Mischbeständen in der Jugend umgekehrt. Erst im fortschreitenden Alter und mit zunehmender Kronenkonkurrenz durch die Fichte kann bei der Kiefer mit Blick auf die Astigkeit mit einer besseren Qualität gerechnet werden. Dieser Zusammenhang dürfte im fortgeschrittenen Bestandesalter allerdings nicht mehr von größerer Relevanz sein. Hinsichtlich der Festigkeits- (Druck-/Zugholz) und ausbeuterelevanten Stammexzentrizität ergeben sich hingegen zwischen den Rein- und Mischbeständen von Kiefer und Fichte keine Unterschiede. Auch in Bezug auf die Ausbeute (Formzahl = Vollformigkeit) zeigt sich kein Unterschied zwischen den Bestandestypen.

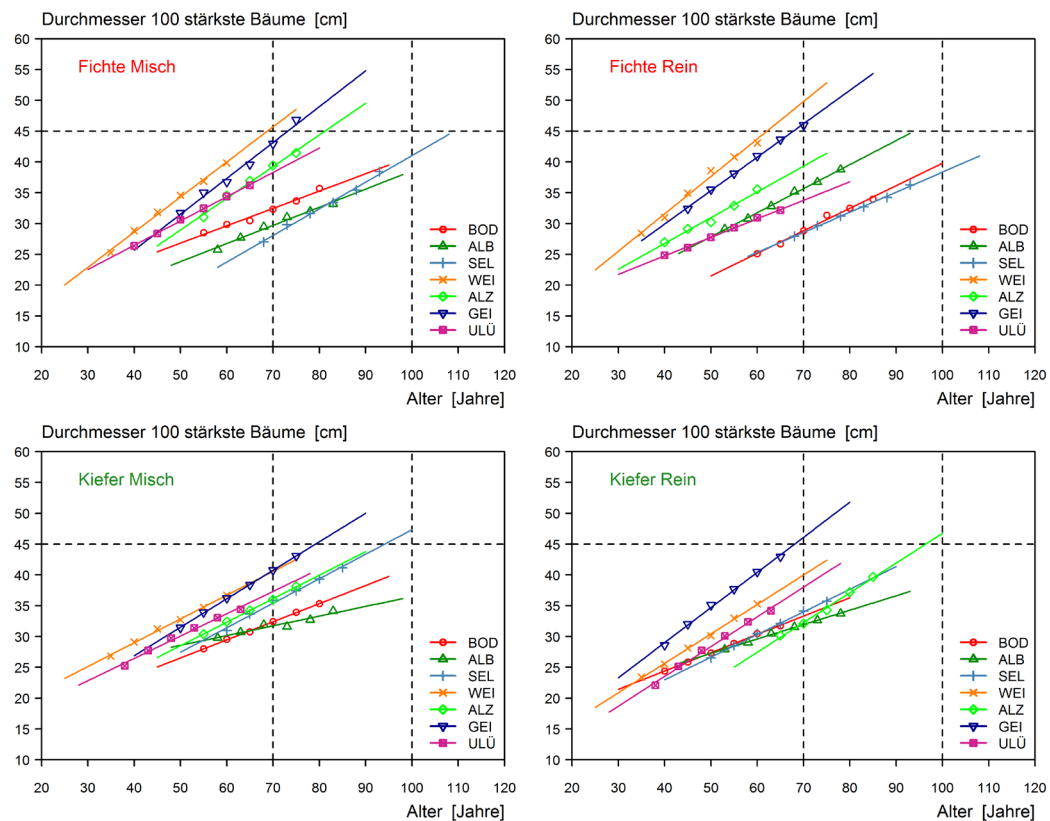


Abbildung 91: Baumarten- und parzellenweiser linearer funktionaler Ausgleich des Durchmessers der 100 stärksten Bäume (do) für in der Regel sechs rekonstruierte Aufnahmezeitpunkte an den sieben temporären Versuchsstandorten. Der Versuchsstandort Schrobenhausen wurde hier nicht in die Untersuchung einbezogen.

5.5 Forschungsausblick

Ungeachtet der im Rahmen der vorliegenden Arbeit gewonnen waldwachstumskundlichen und forstpraktischen Erkenntnisse und des in den zurückliegenden Jahren entstandenen umfangreichen Wissens besteht aus ökologischer und ökonomischer Sicht weiterhin Bedarf an vergleichenden Untersuchungen in Rein- und Mischbeständen. Dies bekräftigen laufende Forschungsaktivitäten in europäischen Netzwerken wie EuMIXFOR (COST Action FP1206) und FunDivEUROPE (BAETEN et al. 2013) und auch die bereits begonnene systematische Ergänzung des langfristigen ertragskundlichen Versuchsflächennetzes in Bayern um Buchen-Mischbestände. Mit Blick auf die großen nord- und nordosteuropäischen Vorkommen von Rein- und Mischbeständen aus Kiefer und Fichte sollte auch diese Baumartenkombination weiter in systematische, idealerweise langfristige Versuche in geeigneten Wuchsräumen eingebunden werden, wie dies zum Beispiel zuletzt im Projekt FunDivEUROPE erfolgte (BAETEN et al. 2013). Ergänzend erscheint es durchaus auch lohnend, die Datenbestände aus den vorhandenen europäischen Kiefern-Fichten-Experimenten noch konsequenter zu bündeln und die Erhebungs- und Auswertungsmethodik mit Blick auf übergreifende Analysen zu harmonisieren. Erste Ansätze hierzu finden sich bei DRÖSSLER et al. (2018). Die weiterführenden Untersuchungen, insbesondere zur Baumartenkombination Kiefer-Fichte, sollten insbesondere folgende Themengebiete fokussieren: a) mittel- bis langfristiger Einfluss der Baumarten auf Humus und Mineralboden, b) standortabhängiger Wasserhaushalt, c) Produktivitäts- und Mortalitätsanalysen im Hinblick auf Bestandesdichte, Insekten und Sturm und d) Mischung mit weiteren Baumarten.

6 Literatur

- BERICHTE DER JAHRESTAGUNG DES DEUTSCHEN VERBANDES FORSTLICHER FORSCHUNGSANSTALTEN, SEKTION ERTRAGSKUNDE (1993). Unterreichenbach-Kapfenhardt.
- AD-HOC AG BODEN (AG BODEN) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 5). 5. Aufl., Hannover. 438 S.
- AGESTAM, E. (1985): En produktionsmodell för blandbestånd av tall, gran och björk i Sverige. Sveriges Lantbruksuniversitet Rapporten, Nr. 15. Hg. v. Sveriges lantbruksuniversitet INSTITUTIONEN FÜR SKOSPRODUKTION, Garpenberg.
- ALBRECHT, A., HANEWINKEL, M., BAUHUS, J. UND KOHNLE, U. (2012): How does silviculture affect storm damage in forests of south-western Germany? Results from empirical modeling based on long-term observations. In: *European Journal of Forest Research* 131 (1), S. 229–247.
- ALTENKIRCH, W., MAJUNKE, C. UND OHNESORGE, B. (2002): *Waldschutz auf ökologischer Grundlage*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 434 S.
- AMOROSO, M. UND TURNBLOM, E. (2006): Comparing productivity of pure and mixed Douglas-fir and western hemlock plantations in the Pacific Northwest. In: *Canadian Journal of Forest Research* 36 (6), S. 1484–1496.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (AK STANDORTSKARTIERUNG) (2003): *Forstliche Standortsaufnahme*. 6. Aufl. IHW Verlag, Eching.
- ASSMANN, E. (1954): Die Standortfrage und die Methodik von Mischbestandsuntersuchungen. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 125 (5), S. 149–153.
- ASSMANN, E. (1961): *Waldtragskunde - Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen*. BLV Verlagsgesellschaft, München, Bonn, Wien.
- ASSMANN, E. UND FRANZ, F. (1963): Vorläufige Fichten-Ertragstafel für Bayern, mittleres Ertragsniveau. In: BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (StMELF Bayern): *Hilfsta-feln für die Forsteinrichtung*, S. 334.
- AUGUSTIN, S., EVERS, J., DIETRICH, H.-P., EICHHORN, J., HAUSSMANN, T., ICKE, R. ET AL. (2005): Concept and feasibility study for the integrated evaluation of environmental monitoring data in forests. In: *European Journal of Forest Research* 124 (4), S. 251–260.
- AUGUSTO, L., RANGER, J., BINKLEY, D. UND ROTHE, A. (2002): Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. In: *Annals of Forest Science* 59 (3), S. 233–253.
- AUSSENAC, G. (1968): Interception des précipitations par le couvert forestier. In: *Annales des sciences forestières* 25 (3), S. 135–156.
- BABST, F., BOURIAUD, O., ALEXANDER, R., TROUET, V. UND FRANK, D. (2014): Toward consistent measurements of carbon accumulation: A multi-site assessment of biomass and basal area increment across Europe. In: *Dendrochronologia* 32 (2), S. 153–161.
- BAETEN, L., VERHEYEN, K., WIRTH, C., BRUELHEIDE, H., BUSSOTTI, F., FINÉR, L. ET AL. (2013): A novel comparative research platform designed to determine the functional significance of tree species diversity in European forests. In: *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 15 (5), S. 281–291.
- BASTIAN, O., STEIN, C., LUPP, G., BEHRENS, J., RENNER, C. UND GRUNEWALD, K. (2015): The appreciation of nature and landscape by tourism service providers and visitors in the Ore Mountains (Germany). In: *Landscape Online* (41), S. 1–23.
- BAUHUS, J., FORRESTER, D. UND PRETZSCH, H. (2017): From observation to evidence about effects of mixed-species stands. In: PRETZSCH, H., FORRESTER, D. I. UND BAUHUS, J.: *Mixed-Species Forests*. Springer, Berlin, Heidelberg, S. 27–72.

- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (LWF) (Hg.) (2014): Das forstliche Versuchswesen in Bayern. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Nr. 76. 100 S.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (LWF) (2015a): Daten der zweiten Bodenzustandserhebung in Bayern (BZE II).
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (LWF) (2015b): Langjährige Messreihen zu Nadel- und Blattspiegelwerten an den Bayerischen Waldklimastationen. (unveröffentlichter Datenbestand).
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (LWF) (2016a): Bayerisches digitales Standortinformationssystem BaSIS.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (LWF) (2016b): Vergleichende Analyse langjähriger Messreihen zur Stoffdeposition unter Kiefer und Fichte an den Bayerischen Waldklimastationen. (unveröffentlichte Auswertung).
- BAYERISCHE STAATSFORSTEN (BAYSF) (2012): Anleitung zur Durchführung von Betriebsinventuren in den Bayerischen Staatsforsten. (interne Betriebsanweisung).
- BAYERISCHE STAATSFORSTEN (BAYSF) (2014a): Grundsätze für die Bewirtschaftung von Fichten- und Fichtenmischbeständen im Bayerischen Staatswald. In: BAYERISCHE STAATSFORSTEN (BaySF): Waldbauhandbuch der Bayerischen Staatsforsten. Bayerische Staatsforsten, Regensburg.
- BAYERISCHE STAATSFORSTEN (BAYSF) (2014b): Grundsätze für die Bewirtschaftung von Kiefern- und Kiefern-mischbeständen im Bayerischen Staatswald. In: BAYERISCHE STAATSFORSTEN (BaySF): Waldbauhandbuch der Bayerischen Staatsforsten. Bayerische Staatsforsten, Regensburg.
- BAYERISCHE STAATSFORSTEN (BaySF) (Hg.) (2014): Waldbauhandbuch der Bayerischen Staatsforsten. Bayerische Staatsforsten, Regensburg.
- BAYERISCHE STAATSFORSTEN (BAYSF) (2015): Daten der Stichprobeninventur im Bayerischen Staatswald.
- BAYERISCHE STAATSFORSTEN (BAYSF) (2016): Informationen der überarbeiteten forstlichen Standortkarte der Bayerischen Staatsforsten im Maßstab 1:5.000 - (Datenabruf vom 25.01.2016).
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LFU) (2013): Übersichts-Bodenkarte im Maßstab 1:25.000 (ÜBK25). Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (StMELF Bayern) (Hg.) (1963): Hilfstafeln für die Forsteinrichtung.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (StMELF Bayern): Richtlinie für Zuwendungen zu waldbaulichen Maßnahmen im Rahmen eines forstlichen Förderprogramms - WALDFÖPR 2015, vom 30.04.2015.
- BECK, J., DIETZ, E. UND FALK, W. (2012): Digitales Standortinformationssystem für Bayern. In: LWF-aktuell 19 (87), S. 20–23.
- BERG, B. (2000a): Initial rates and limit values for decomposition of Scots pine and Norway spruce needle litter - A synthesis for N-fertilized forest stands. In: Canadian Journal of Forest Research 30 (1), S. 122–135.
- BERG, B. (2000b): Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. In: Forest Ecology and Management 133 (1-2), S. 13–22.
- BERG, B. und MCCLAUGHERTY, C. (2003): Plant litter - Decomposition, humus formation, carbon sequestration. 3. Aufl. Springer, Heidelberg. 286 S.
- BERGMANN, W. (1993): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen - Entstehung, visuelle und analytische Diagnose. 3. Aufl. Gustav Fischer Verlag, Jena. 835 S.

- BERTNESS, M. UND CALLAWAY, R. (1994): Positive interactions in communities. In: *Trends in Ecology and Evolution* 9 (5), S. 191–193.
- BIBER, P. (1996): Konstruktion eines einzelbaumorientierten Wachstumssimulators für Fichten-Buchen-Mischbestände im Solling. Dissertation Forstwissenschaftliche Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität München. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Nr. 142.
- BIBER, P. (2013): Kontinuität durch Flexibilität - Standardisierte Datenauswertung im Rahmen eines waldwachstumskundlichen Informationssystems. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 184 (7/8), S. 167–177.
- BIELAK, K., DUDZINSKA, M. UND PRETZSCH, H. (2014): Mixed stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) can be more productive than monocultures. Evidence from over 100 years of observation of long-term experiments. In: *Forest Systems* 23 (3), S. 573–589.
- BINKLEY, D. (2003): Seven decades of stand development in mixed and pure stands of conifers and nitrogen-fixing red alder. In: *Canadian Journal of Forest Research* 33 (11), S. 2274–2279.
- BINKLEY, D. UND MENYAILO, O. (2005): Gaining Insights on the Effects of Tree Species on Soils. In: BINKLEY, D. UND MENYAILO, O.: *Tree Species Effects on Soils. Implications for Global Change: Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Trees and Soil Interactions, Implications to Global Climate Change August 2004 Krasnoyarsk, Russia*. Springer, Dordrecht, S. 1–16.
- BINKLEY, D. UND MENYAILO, O. (Hg.) (2005): *Tree Species Effects on Soils. Implications for Global Change: Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Trees and Soil Interactions, Implications to Global Climate Change August 2004 Krasnoyarsk, Russia*. Springer, Dordrecht.
- BOHN, U., NEUHÄUSL, R., GOLLUB, G., C, H., NEUHÄUSLOVÁ, Z. UND ET AL. (2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- BOLTE, A., AMMER, C., LÖF, M., MADSEN, P., NABUURS, G.-J., SCHALL, P. 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.
- BOUILLET, J.-P., LACLAU, J.-P., GONÇALVES, JOSÉ LEONARDO DE MORAES, VOIGTLÄENDER, M., GAVA, J., LEITE, F. ET AL. (2013): Eucalyptus and Acacia tree growth over entire rotation in single- and mixed-species plantations across five sites in Brazil and Congo. In: *Challenges and opportunities for sustainable management of eucalypt plantations* 301 (Supplement C), S. 89–101.
- BOYDEN, S., BINKLEY, D. UND SENOCK, R. (2005): Competition and facilitation between Eucalyptus and nitrogen-fixing *Falcataria* in relation to soil fertility. In: *Ecology* 86 (4), S. 992–1001.
- BRÉDA, N., GARNIER, A. UND AUSSENAC, G. (2004): La Sécheresse de 2003 dans le contexte climatique des 54 dernières années - Analyse écophysiological et influence sur les arbres forestiers. In: *Revue Forestière Française* (2), S. 109–131.
- BRÉDA, N., HUC, R., GRANIER, A. UND DREYER, E. (2006): Temperate forest trees and stands under severe drought - a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. In: *Annals of Forest Science* 63 (6), S. 625–644.
- BROWN, A. (1992): Functioning of mixed-species stands at Gisburn, NW England. In: CANNELL, M., MALCOLM, D. UND ROBERTSON, P.: *The ecology of mixed-species stands of trees*. Blackwell, Oxford, S. 125–150.
- BRUS, D., HENGEVELD, G., WALVOORT, D. J. J., GOEDHART, P., HEIDEMA, A., NABUURS, G. UND GUNIA, K. (2012): Statistical mapping of tree species over Europe. In: *European Journal of Forest Research* 131 (1), S. 145–157.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2014): *Der Wald in Deutschland, Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur*. Hg. v. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft (BMEL). 52 S.

- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2017): Klima schützen. Werte schaffen. Ressourcen effizient nutzen. - Charta für Holz 2.0. 2. Aufl. Hg. v. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft (BMEL). 58 S.
- BUNN, A. (2008): A dendrochronology program library in R (dplR). In: *Dendrochronologia* 26 (2), S. 115–124.
- CAMINO, R. DE (1976): Zur Bestimmung der Bestandeshomogenität. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 147, S. 54–58.
- CANNELL, M., MALCOLM, D. UND ROBERTSON, P. (Hg.) (1992): *The ecology of mixed-species stands of trees*. Blackwell, Oxford.
- CARMEAN, W. (1972): Site Index Curves for Upland Oaks in the Central States. In: *Forest Science* 18 (2), S. 109–120.
- CARNOL, M., BAETEN, L., BRANQUART, E., GRÉGOIRE, J.-C., HEUGHEBAERT, A., MUYS, B. ET AL. (2014): Ecosystem services of mixed species forest stands and monocultures: comparing practitioners' and scientists' perceptions with formal scientific knowledge. In: *Forestry* 87 (5), S. 639–653.
- CASTAGNEYROL, B., GIFFARD, B., PÉRE, C. UND JACTEL, H. (2013): Plant apparency, an overlooked driver of associational resistance to insect herbivory. In: *Journal of Ecology* 101 (2), S. 418–429.
- CASTAGNEYROL, B., JACTEL, H., VACHER, C., BROCKERHOFF, E. UND KORICHEVA, J. (2014): Effects of plant phylogenetic diversity on herbivory depend on herbivore specialization. In: *Journal of Applied Ecology* 51 (1), S. 134–141.
- CAVARD, X., BERGERON, Y., CHEN, HAN Y. H., PARÉ, D., LAGANIÈRE, J. UND BRASSARD, B. (2011): Competition and facilitation between tree species change with stand development. In: *Oikos* 120 (11), S. 1683–1695.
- CHRISTMANN (1949): *Der Kiefern-Fichten-Mischbestand. Ertragstafel 1939, I. Ertragsklasse*. In: WIEDEMANN, E.: *Ertragstafeln der wichtigen Holzarten bei verschiedener Durchforstung sowie einiger Mischbestandsformen*. Verlag Schaper, Hannover.
- CIENCIALA, E., KUČERA, J., LINDROTH, A., ČERMÁK, J., GRELE, A. UND HALLDIN, S. (1997): Canopy transpiration from a boreal forest in Sweden during a dry year. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 86 (3), S. 157–167.
- COCHARD, H. (1992): Vulnerability of several conifers to air embolism. In: *Tree Physiology* 11 (1), S. 73–83.
- COOK, E. R. UND KAIRIUKSTIS, L. A. (1992): *Methods of dendrochronology - Applications in the environmental science*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London. 394 S.
- COTTA, H. (1828): *Anweisung zum Waldbau*. 4. Aufl. Arnoldische Buchhandlung, Leipzig.
- CREMER, M., KERN, N. UND PRIETZEL, J. (2016): Soil organic carbon and nitrogen stocks under pure and mixed stands of European beech, Douglas fir and Norway spruce. In: *Forest Ecology and Management* 367, S. 30–40.
- CREMER, M. UND PRIETZEL, J. (2017): Soil acidity and exchangeable base cation stocks under pure and mixed stands of European beech, Douglas fir and Norway spruce. In: *Plant and Soil* 415 (1), S. 393–405.
- DĂNESCU, A., ALBRECHT, A. UND BAUHUS, J. (2016): Structural diversity promotes productivity of mixed, uneven-aged forests in southwestern Germany. In: *Oecologia* 182 (2), S. 319–333.
- DAWSON, T. (1993): Hydraulic lift and water use by plants: implications for water balance, performance and plant-plant interactions. In: *Oecologia* 95 (4), S. 565–574.
- DEL RÍO, M., PRETZSCH, H., ALBERDI, I., BIELAK, K., BRAVO, F., BRUNNER, A. ET AL. (2015): Characterization of the structure, dynamics, and productivity of mixed-species stands - review and perspectives. In: *European Journal of Forest Research*, S. 1–27.

- DEL RÍO, M., PRETZSCH, H., RUÍZ-PEINADO, R., AMPOORTER, E., ANNIGHÖFER, P., BARBEITO, I. ET AL. (2017): Species interactions increase the temporal stability of community productivity in *Pinus sylvestris*–*Fagus sylvatica* mixtures across Europe. In: *Journal of Ecology* 105 (4), S. 1032–1043.
- DEL RÍO, M. UND STERBA, H. (2009): Comparing volume growth in pure and mixed stands of *Pinus sylvestris* and *Quercus pyrenaica*. In: *Annals of Forest Science* 66 (5).
- DEUTSCHER VERBAND FORSTLICHER FORSCHUNGSANSTALTEN (DVFFA) (1926): Anleitung zur Ausführung von Untersuchungen in gemischten Beständen. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 48 (11), S. 813–816.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2014a): Rasterdaten der Monatsmittel der Lufttemperatur (2m) für Deutschland. (Version V1.0). Deutscher Wetterdienst (DWD), Climate Data Center (CDC).
- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2014b): Rasterdaten der Monatssummen des Niederschlags für Deutschland. Deutscher Wetterdienst (DWD), Climate Data Center (CDC).
- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2014c): Rasterdaten der Monatssummen für die Globalstrahlung auf horizontaler Ebene für Deutschland basierend auf Boden- und Satellitenmessungen. (Version V002). Deutscher Wetterdienst (DWD), Climate Data Center (CDC).
- DHÔTE, J.-F. (2005): Implication of Forest Diversity in Resistance to Strong Winds. In: SCHERER-LORENZEN, M., KÖRNER, C. UND SCHULZE, E.-D.: *Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems (Ecological Studies, 176)*. Springer, Berlin, Heidelberg, S. 291–307.
- DIELER, J. UND PRETZSCH, H. (2012): Plastizität von Baumkronen - Strukturmerkmale von Fichten und Buchen im Rein- und Mischbestand. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 184 (11/12), S. 247–262.
- DIELER, J. UND PRETZSCH, H. (2013): Morphological plasticity of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in pure and mixed-species stands. In: *Forest Ecology and Management* 295, S. 97–108.
- DIETRICH, H.-P., RASPE, S., ZIMMERMANN, L., BICKEL, E., BLUM, U., KANOLD, A. ET AL. (2014): Bayerische Waldklimastationen: Umweltbedingte Veränderungen im Wald erkennen und bewerten: Das forstliche Versuchswesen in Bayern. *Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft*, Nr. 76, S. 58–65.
- DIETRICH, H.-P. UND STETTER, U. (2015): Ergebnisse der BZE II-Ernährungsinventur im Lichte langjähriger Messreihen an Waldklimastationen. In: SCHUBERT, A., FALK, W. UND STETTER, U.: *Waldböden in Bayern- Ergebnisse der BZE II. Forstliche Forschungsberichte München*, Nr. 213, S. 51–58.
- DIRNBERGER, G. UND STERBA, H. (2014): A comparison of different methods to estimate species proportions by area in mixed stands. In: *Forest Systems* 23 (3), S. 534.
- DIRNBERGER, G., STERBA, H., CONDÉS, S., AMMER, C., ANNIGHÖFER, P., AVDAGIĆ, A. ET AL. (2017): Species proportions by area in mixtures of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.). In: *European Journal of Forest Research* 136 (1), S. 171–183.
- DITTMAR, C. UND ELLING, W. (1999): Jahrringbreite von Fichte und Buche in Abhängigkeit von Witterung und Höhenlage. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 118 (1-6), S. 251–270.
- DÖBBELER, H. (2004): Simulation und Bewertung von Nutzungsstrategien unter heutigen und veränderten Klimabedingungen mit dem Wachstumsmodell SILVA 2.2. Dissertation GEORG-AUGUST-UNIVERSITÄT, Göttingen. Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie. 227 S.
- DOBBERTIN, M., EILMANN, B., BLEULER, P., GIUGGIOLA, A., GRAF PANNATIER, E., LANDOLT, W. ET AL. (2010): Effect of irrigation on needle morphology, shoot and stem growth in a drought-exposed *Pinus sylvestris* forest. In: *Tree Physiology* 30 (3), S. 346–360.
- DRÖSSLER, L., AGESTAM, E., BIELAK, K., DUDZINSKA, M., KORICHEVA, J., LIZINIEWICZ, M. ET AL. (2018): Over- and Underyielding in Time and Space in Experiments with Mixed Stands of Scots Pine and Norway Spruce. In: *Forests* 9 (8).

- EDGAR, C. UND BURK, T. (2001): Productivity of aspen forests in northeastern Minnesota, U.S.A., as related to stand composition and canopy structure. In: *Canadian Journal of Forest Research* 31 (6), S. 1019–1029.
- EKÖ, P.-M., JOHANSSON, U., PETERSSON, N., BERGQVIST, J., ELFVING, B. UND FRISK, J. (2008): Current growth differences of Norway spruce (*Picea abies*), Scots pine (*Pinus sylvestris*) and birch (*Betula pendula* and *Betula pubescens*) in different regions in Sweden. In: *Scandinavian Journal of Forest Research* 23 (4), S. 307–318.
- ELLENBERG, H. UND LEUSCHNER, C. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen - in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. 6. Aufl. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- EUFORGEN (2009a): Distribution map of Norway spruce (*Picea abies*). EUFORGEN.
- EUFORGEN (2009b): Distribution map of Scots pine (*Pinus sylvestris*). EUFORGEN.
- EUROPÄISCHE UNION (EU): Richtlinie zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) - FFH-Richtlinie, vom 01.07.2013.
- EUROPEAN COMMISSION (2005): *Soil atlas of Europe*, European Soil Bureau Network, Luxemburg.
- FALK, W., BRANDL, S., KLEMMT, H.-J., BENDER, A., STRICKER, G., RÖTZER, T. ET AL. (2015): Wachstumspotenzial der Hauptbaumarten. In: *LWF-aktuell* (106), S. 53–56.
- FICHTNER, A., HÄRDLE, W., LI, Y., BRUELHEIDE, H., KUNZ, M. UND OHEIMB, G. VON (2017): From competition to facilitation: how tree species respond to neighbourhood diversity. In: *Ecology Letters* 20 (7), S. 892–900.
- FINÉR, L., HELMISAARI, H., LÖHMUS, K., MAJDI, H., BRUNNER, I., BØRJA, I. ET AL. (2007): Variation in fine root biomass of three European tree species - Beech (*Fagus sylvatica* L.), Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.), and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). In: *Plant Biosystems* 141 (3), S. 394–405.
- FIRN, J., ERSKINE, P. UND LAMB, D. (2007): Woody species diversity influences productivity and soil nutrient availability in tropical plantations. In: *Oecologia* 154 (3), S. 521–533.
- FLECK, S., COOLS, N., VOS, B. DE, MEESENBURG, H. UND FISCHER, R. (2016): The Level II aggregated forest soil condition database links soil physicochemical and hydraulic properties with long-term observations of forest condition in Europe. In: *Annals of Forest Science* 73 (4), S. 945–957.
- FORRESTER, D. (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.
- FORRESTER, D. UND BAUHUS, J. (2016): A Review of Processes Behind Diversity-Productivity Relationships in Forests. In: *Current Forestry Reports* 2 (1), S. 45–61.
- FORRESTER, D. UND PRETZSCH, H. (2015): Tamm Review - On the strength of evidence when comparing ecosystem functions of mixtures with monocultures. In: *Forest Ecology and Management* 356, S. 41–53.
- FORRESTER, D., THEIVEYANATHAN, S., COLLOPY, J. UND MARCAR, N. (2010): Enhanced water use efficiency in a mixed *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii* plantation. In: *Productivity in Tropical Plantations* 259 (9), S. 1761–1770.
- FRANZ, F., BACHLER, J., DECKELMANN, B., KENNEL, E., KENNEL, R., SCHMIDT, A. UND WOTSCHIKOWSKY, U. (1973): *Bayerische Waldinventur 1970/1971, Inventurabschnitt I: Großrauminventur Aufnahme - und Auswertungsverfahren*. Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 11. 143 S.
- FRIEDRICHS, D., BÜNTGEN, U., FRANK, D., ESPER, J., NEUWIRTH, B. UND LÖFFLER, J. (2009): Complex climate controls on 20th century oak growth in Central-West Germany. In: *Tree Physiology* 29 (1), S. 39–51.
- FRITTS, H. C. (1976): *Tree Rings and Climate*. Academic Press, London, New York, San Francisco. 567 S.
- FRITZ, P. (Hg.) (2006): *Ökologischer Waldumbau in Deutschland - Fragen, Antworten, Perspektiven*. Oekom Verlag, München. 360 S.

- FRIVOLD, L. UND FRANK, J. (2002): Growth of mixed birch-coniferous stands in relation to pure coniferous stands at similar sites in south-eastern Norway. In: *Scandinavian Journal of Forest Research* 17 (2), S. 139–149.
- FSA (2003): vgl. AK Standortkartierung (Arbeitskreis Standortkartierung der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung) (2003).
- GARBER, S. UND MAGUIRE, D. (2004): Stand Productivity and Development in Two Mixed-Species Spacing Trials in the Central Oregon Cascades. In: *Forest Science* 50 (1), S. 92–105.
- GAYER, K. (1886): *Der gemischte Wald, seine Begründung und Pflege, insbesondere durch Horst- und Gruppenwirtschaft*. Parey Verlag, Berlin.
- GLEIXNER, G., KRAMER, C., HAHN, V. UND SACHSE, D. (2005): The Effect of Biodiversity on Carbon Storage in Soils. In: SCHERER-LORENZEN, M., KÖRNER, C. UND SCHULZE, E.-D.: *Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems (Ecological Studies, 176)*. Springer, Berlin, Heidelberg, S. 165–183.
- GÖTTLEIN, A. (2015): Grenzwertbereiche für die ernährungsdiagnostische Einwertung der Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Eiche, Buche. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 186 (5/6), S. 7.
- GÖTTLEIN, A., BAIER, R. UND MELLERT, K. (2011): Neue Ernährungskennwerte für die forstlichen Hauptbaumarten in Mitteleuropa - Eine statistische Herleitung aus Van den Burg's Literaturzusammenstellung. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 182 (9/10), S. 173–186.
- GÖTTLEIN, A., RODENKIRCHEN, H., HÄBERLE, K. H. UND MATYSSEK, R. (2009): Nutritional effects triggered by the extreme summer 2003 in the free air ozone fumigation experiment at the Kranzberger Forst. In: *European Journal of Forest Research* 128 (2), S. 129–134.
- GRIESS, V., ACEVEDO, R., HARTL, F., STAUPENDAHL, K. UND KNOKE, T. (2012): Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? - A case study for spruce. In: *Forest Ecology and Management* 267, S. 284–296.
- GRIESS, V. UND KNOKE, T. (2011): Growth performance, windthrow, and insects - meta-analyses of parameters influencing performance of mixed-species stands in boreal and northern temperate biomes. In: *Canadian Journal of Forest Research* 41 (6), S. 1141–1159.
- GRILLI, G., JONKISZ, J., CIOLLI, M. UND LESINSKI, J. (2016): Mixed forests and ecosystem services: Investigating stakeholders' perceptions in a case study in the Polish Carpathians. In: *Forest Policy and Economics* 66, S. 11–17.
- GROSSIORD, C., GRANIER, A., GESSLER, A., JUCKER, T. UND BONAL, D. (2014a): Does Drought Influence the Relationship Between Biodiversity and Ecosystem Functioning in Boreal Forests? In: *Ecosystems* 17 (3), S. 394–404.
- GROSSIORD, C., GRANIER, A., RATCLIFFE, S., BOURIAUD, O., BRUELHEIDE, H., CHEĆKO, E. ET AL. (2014b): Tree diversity does not always improve resistance of forest ecosystems to drought. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111 (41), S. 14812.
- GUNDERSEN, V. UND FRIVOLD, L. (2008): Public preferences for forest structures: A review of quantitative surveys from Finland, Norway and Sweden. In: *Urban Forestry & Urban Greening* 7 (4), S. 241–258.
- GUTACHTERAUSSCHUSS FORSTLICHE ANALYTIK (GFA) (2009): *Handbuch Forstliche Analytik - Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. Grundwerk mit Ergänzungen 1 bis 4, 2009*.
- GUTTENBERG, A. VON, FRAUENDORFER, R., MARSCHALL, J. UND STERBA, H. (1974): *Ertragstafel Fichte Weitra*. In: ÖSTERREICHISCHER FORSTVEREIN: *Hilfstafeln für die Forsteinrichtung*. Österreichischer Agrarverlag, Wien.
- GUYOT, V., CASTAGNEYROL, B., VIALATTE, A., DECONCHAT, M. UND JACTEL, H. (2016): Tree diversity reduces pest damage in mature forests across Europe. In: *Biology Letters* 12 (4), S. 20151037.
- HAASE, J., CASTAGNEYROL, B., CORNELISSEN, J., HANS C., GHAZOUL, J., KATTGE, J., KORICHEVA, J. ET AL. (2015): Contrasting effects of tree diversity on young tree growth and resistance to insect herbivores across three biodiversity experiments. In: *Oikos* 124 (12), S. 1674–1685.

- HANEWINKEL, M., ALBRECHT, A. UND SCHMIDT, M. (2015): Können Windwurfschäden vermindert werden? Eine Analyse von Einflussgrößen. In: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 166 (3), S. 118–128.
- HANSSON, K., OLSSON, B., OLSSON, M., JOHANSSON, U. UND KLEJA, D. (2011): Differences in soil properties in adjacent stands of Scots pine, Norway spruce and silver birch in SW Sweden. In: Forest Ecology and Management 262 (3), S. 522–530.
- HARRISON, P., BERRY, P., SIMPSON, G., HASLETT, J., Blicharska, M., BUCUR, M. ET AL. (2014): Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. In: Ecosystem Services 9, S. 191–203.
- HARTIG, G. L. (1800): Anweisung zur Holzzucht für Förster. 3. Aufl. Akademische Buchhandlung, Marburg.
- HASEL, K. UND SCHWARTZ, E. (2006): Forstgeschichte - Ein Grundriss für Studium und Praxis. 3. Aufl. Verlag Dr. Kessel, Remagen.
- HASENAUER, H. (1994): Ein Einzelbaumwachstumssimulator für ungleichaltrige Fichten-, Kiefern- u. Buchen-Fichtenmischbestände. Österreichische Gesellsch. f. Waldökosystemforschung u. Experimentelle Baumforschung, Wien. 152 S.
- HÄTTENSCHWILER, S. (2005): Effects of Tree Species Diversity on Litter Quality and Decomposition. In: SCHERRER-LORENZEN, M., KÖRNER, C. UND SCHULZE, E.-D.: Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems (Ecological Studies, 176). Springer, Berlin, Heidelberg, S. 149–164.
- HE, Q., BERTNESS, M. UND ALTIERI, A. (2013): Global shifts towards positive species interactions with increasing environmental stress. In: Ecology Letters 16 (5), S. 695–706.
- HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMASCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (MUKLV Hessen) (2015): Richtlinie für die forstliche Förderung in Hessen.
- HIJMANS, R., CAMERON, S., PARRA, J., JONES, P. UND JARVIS, A. (2005): Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. In: International Journal of Climatology 25 (15), S. 1965–1978.
- HUANG, J., TARDIF, J., BERGERON, Y., DENNELER, B., BERNINGER, F. UND GIRARDIN, M. (2010): Radial growth response of four dominant boreal tree species to climate along a latitudinal gradient in the eastern Canadian boreal forest. In: Global Change Biology 16 (2), S. 711–731.
- HUTCHINSON, G. (1957): Concluding Remarks. In: Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology 22, S. 415–427.
- IMMITZER, M., EINZMANN, K., BÖCK, S., MATTIUZZI, M., NG, W., WALLNER, A. ET AL. (2015): Erstellung von Fichten- und Kiefernanteilskarten auf Basis von Satellitendaten für Bayern. In: WALLNER, A. UND SEITZ, R.: Der gepixelte Wald - Reloaded. Forstliche Forschungsberichte München, Schriftenreihe des Zentrums Wald-Forst-Holz Weihenstephan, Nr. 214, Bd. 214, S. 19–32.
- INDERMÜHLE, M., RAETZ P. UND VOLZ, R. (2005): LOTHAR - Ursächliche Zusammenhänge und Risikoentwicklung. Synthese des Teilprogramms 6. Umwelt-Materialien, Nr. 184. Hg. v. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT (BUWAL), Bern.
- INTERNATIONAL COOPERATIVE PROGRAMME ON ASSESSMENT AND MONITORING OF AIR POLLUTION EFFECTS ON FORESTS (ICP FORESTS): Large-scale forest condition monitoring (Level I).
- IRVINE, J., PERKS, M., MAGNANI, F. UND GRACE, J. (1998): The response of *Pinus sylvestris* to drought: stomatal control of transpiration and hydraulic conductance. In: Tree Physiology 18 (6), S. 393–402.
- JACOB, M., LEUSCHNER, C. UND THOMAS, F. (2010): Productivity of temperate broad-leaved forest stands differing in tree species diversity. In: Annals of Forest Science 67 (5), S. 503.
- JACTEL, H. UND BROCKERHOFF, E. (2007): Tree diversity reduces herbivory by forest insects. In: Ecology Letters 10 (9), S. 835–848.
- JACTEL, H., BROCKERHOFF, E. UND DUELLI, P. (2005): A Test of the Biodiversity-Stability-Theory: Meta-analysis of Tree Species Diversity Effects on Insect Pest Infestations, an Re-examination of Responsible

- Factors. In: SCHERER-LORENZEN, M., KÖRNER, C. UND SCHULZE, E.-D.: Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems (Ecological Studies, 176). Springer, Berlin, Heidelberg, S. 235–262.
- JACTEL, H., GRITTI, E. S., DRÖSSLER, L., FORRESTER, D., MASON, W., MORIN, X. ET AL. (2018): Positive biodiversity–productivity relationships in forests: climate matters. In: *Biology Letters* 14 (4).
- JENKINS, D. (Hg.) (1986): Trees and wildlife in the Scottish uplands. 17. ITE Symposium NERC/ITE.
- JOHANN, K. (1993): DESER-Norm 1993 - Normen der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten zur Aufbereitung von waldwachstumskundlichen Dauerversuchen. In: *Berichte der Jahrestagung des Deutschen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde. Unterreichenbach-Kapfenhardt*, S. 96–104.
- JONES, H., MCNAMARA, N. UND MASON, W. (2005): Functioning of mixed-species stands - Evidence from a long-term forest experiment. In: SCHERER-LORENZEN, M., KÖRNER, C. UND SCHULZE, E.-D.: Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems (Ecological Studies, 176). Springer, Berlin, Heidelberg, S. 111–148.
- JONSSON, B. (1962): Yield of mixed coniferous forests - The height and diameter growth of Scots pine and Norway spruce in virgin stands at various proportions of mixture in northern Sweden and the provinces of Kopparberg and Värmland. *Meddelanden från Statens skogsforskningsinstitut, Stockholm*. 143 S.
- JONSSON, B. (2001): Volume yield to mid-rotation in pure and mixed sown stands of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* in Sweden. *Studia forestalia Suecica*, Nr. 0039-3150. Hg. v. Dept. of Forest Resource Management, Uppsala. 19 S.
- JUCKER, T., BOURIAUD, O., AVACARITEI, D. UND COOMES, D. (2014): Stabilizing effects of diversity on aboveground wood production in forest ecosystems - linking patterns and processes. In: *Ecology Letters* 17 (12), S. 1560–1569.
- KALELA, E. (1949): Männiköiden ja kuusiköiden juurisuhteista - On the horizontal roots in pine and spruce stands. In: *Acta Forestalia Fennica* 57 (2), S. 1–72.
- KALLIOKOSKI, T. (2011): Root system traits of Norway spruce, Scots pine, and silver birch in mixed boreal forests - An analysis of root architecture, morphology, and anatomy. Dissertation UNIVERSITY OF HELSINKI, FACULTY OF AGRICULTURE AND FORESTRY, DEPARTMENT OF FOREST SCIENCES; FINNISH FOREST RESEARCH INSTITUTE, VANTAA RESEARCH UNIT. 67 S.
- KASA, H. (1972): Untersuchungen an Kiefern-Fichten-Mischbeständen des niedersächsischen Tieflands in ertragskundlich-standörtlicher Sicht. Dissertation GEORG-AUGUST-UNIVERSITÄT, Göttingen. Forstliche Fakultät. 156 S.
- KELTY, M. (1992): Comparative productivity of monocultures and mixed-species stand. In: KELTY, M. J., LARSON, B. C. UND OLIVER, C. D.: *Ecology and Silviculture of Mixed-Species Forests- A Festschrift for David M. Smith*. Springer, Dordrecht, S. 125–141.
- KELTY, M. J., LARSON, B. C. UND OLIVER, C. D. (Hg.) (1992): *Ecology and Silviculture of Mixed-Species Forests - A Festschrift for David M. Smith*. Springer, Dordrecht.
- KENNEL, R. (1965): Untersuchungen über die Leistung von Fichte und Buche im Rein- und Mischbestand. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 136 (7), S. 149-161, 173-189.
- KNOKE, T., AMMER, C., STIMM, B. UND MOSANDL, R. (2008): Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. In: *European Journal of Forest Research* 127 (2), S. 89–101.
- KNOKE, T., STIMM, B., AMMER, C. UND MOOG, M. (2005): Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution on an ecological concept. In: *Forest Ecology and Management* 213 (1), S. 102–116.
- KÖLLING, C. (2007): Klimahüllen für 27 Waldbaumarten. In: *AFZ-Der Wald* 23, S. 1242–1245.

- KÖLLING, C., DIETZ, E., FALK, W. UND MELLERT, K. (2009): Provisorische Klima-Risikokarten als Planungshilfe für den klimagerechten Waldumbau in Bayern. In: Forst und Holz 64 (7/8), S. 40–47.
- KÖLLING, C., HOFFMANN, M. UND GULDER, H.-J. (1996): Bodenchemische Vertikalgradienten als charakteristische Zustandsgrößen von Waldökosystemen. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 159 (1), S. 69–77.
- KÖLLING, C. UND ZIMMERMANN, L. (2007): Die Anfälligkeit der Wälder Deutschlands gegenüber dem Klimawandel. In: Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 67 (6), S. 259–268.
- KRAMER, H. (1988): Waldwachstumslehre. Parey Verlag, Hamburg, Berlin. 374 S.
- KRAMER, H. UND AKCA, A. (2008): Leitfaden zur Waldmesslehre. 5. Aufl. J. D. Sauerländer's Verlag, Bad Orb. 226 S.
- KRAUß, H. UND HEINSDORF, D. (2005): Ernährungsstufen für wichtige Wirtschaftsbaumarten. In: Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 39, S. 172–179.
- KÜNSTLE, E. (1962): Das Höhenwachstum von Fichte, Tanne und Kiefer in Mischbeständen des östlichen Schwarzwaldes. In: Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 133, S. 67-79, 89-102.
- KUNSTLER, G., ALBERT, C., COURBAUD, B., LAVERGNE, S., THUILLER, W., VIEILLEDENT, G. ET AL. (2011): Effects of competition on tree radial-growth vary in importance but not in intensity along climatic gradients. In: Journal of Ecology 99 (1), S. 300–312.
- KUNSTLER, G., LAVERGNE, S., COURBAUD, B., THUILLER, W., VIEILLEDENT, G., ZIMMERMANN, N. ET AL. (2012): Competitive interactions between forest trees are driven by species' trait hierarchy, not phylogenetic or functional similarity: implications for forest community assembly. In: Ecology Letters 15 (8), S. 831–840.
- KÜSTERS, E., BACHMANN, M., STEINACKER, L., SCHÜTZE, G. UND PRETZSCH, H. (2004): Die Kiefer im Rein- und Mischbestand - Produktivität, Variabilität, Wachstumstrend. Mitteilungen aus der Bayerischen Staatsforstverwaltung, Nr. 52. Hg. v. Bayerische Staatsforstverwaltung, München. 345 S.
- LAGERGREN, F. UND LINDROTH, A. (2002): Transpiration response to soil moisture in pine and spruce trees in Sweden. In: Agricultural and Forest Meteorology 112 (2), S. 67–85.
- LANDESBETRIEB HESSEN FORST (HESSEN FORST) (2016): Hessische Waldbaufibel - Grundsätze und Leitlinien zur naturnahen Wirtschaftsweise im hessischen Staatswald.
- LEBOURGEOIS, F., GOMEZ, N., PINTO, P. UND MÉRIAN, P. (2013): Mixed stands reduce *Abies alba* tree-ring sensitivity to summer drought in the Vosges mountains, western Europe. In: Forest Ecology and Management 303, S. 61–71.
- LEBOURGEOIS, F., RATHGEBER, CYRILLE B. K. UND ULRICH, E. (2010): Sensitivity of French temperate coniferous forests to climate variability and extreme events (*Abies alba*, *Picea abies* and *Pinus sylvestris*). In: Journal of Vegetation Science 21 (2), S. 364–376.
- LEI, X., WANG, W. UND PENG, C. (2009): Relationships between stand growth and structural diversity in spruce-dominated forests in New Brunswick, Canada. In: Canadian Journal of Forest Research 39 (10), S. 1835–1847.
- LEMBCKE, G., KNAPP, E. UND DITTMAR, O. (1976/2000): Ertragstafel für die Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland, Eberswalde.
- LÉVESQUE, M., SAURER, M., SIEGWOLF, R., EILMANN, B., BRANG, P., BUGMANN, H. UND RIGLING, A. (2013): Drought response of five conifer species under contrasting water availability suggests high vulnerability of Norway spruce and European larch. In: Global Change Biology 19 (10), S. 3184–3199.
- LIANG, J., BUONGIORNO, J., MONSERUD, R., KRUGER, E. UND ZHOU, M. (2007): Effects of diversity of tree species and size on forest basal area growth, recruitment, and mortality. In: Forest Ecology and Management 243 (1), S. 116–127.

- LIANG, J., CROWTHER, T., PICARD, N., WISER, S., ZHOU, M., ALBERTI, G. ET AL. (2016): Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. In: *Science* 354 (6309).
- LINDÉN, M. UND AGESTAM, E. (2003): Increment and Yield in Mixed and Monoculture Stands of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* based on an Experiment in Southern Sweden. In: *Scandinavian Journal of Forest Research* 18 (2), S. 155–162.
- LINDNER, M., MAROSCHEK, M., NETHERER, S., KREMER, A., BARBATI, A., GARCIA-GONZALO, J. ET AL. (2010): Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. In: *Adaptation of Forests and Forest Management to Changing Climate* 259 (4), S. 698–709.
- LLORET, F., KEELING, E. UND SALA, A. (2011): Components of tree resilience - effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. In: *Oikos* 120 (12), S. 1909–1920.
- LOREAU, M., NAEEM, S., INCHAUSTI, P., BENGTSSON, J., GRIME, J., HECTOR, A. ET AL. (2001): Biodiversity and Ecosystem Functioning - Current Knowledge and Future Challenges. In: *Science* 294 (5543), S. 804–808.
- LORENZ, M. (1905): Methods of Measuring the Concentration of Wealth. In: *Publications of the American Statistical Association* 9 (70), S. 209–219.
- LUNDBLAD, M. UND LINDROTH, A. (2002): Stand transpiration and sapflow density in relation to weather, soil moisture and stand characteristics. In: *Basic and Applied Ecology* 3 (3), S. 229–243.
- LYR, H., FIEDLER, H.-J. UND TRANQUILLINI, W. (1992): *Physiologie und Ökologie der Gehölze*. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart. 620 S.
- MARSCHALL, J. UND STERBA, H. (1974): Ertragstafel Kiefer Litschau. In: ÖSTERREICHISCHER FORSTVEREIN: Hilfstafeln für die Forsteinrichtung. Österreichischer Agrarverlag, Wien.
- MARTÍN-BENITO, D., CHERUBINI, P., DEL RÍO, M. UND CAÑELLAS, I. (2008): Growth response to climate and drought in *Pinus nigra* Arn. trees of different crown classes. In: *Trees* 22 (3), S. 363–373.
- MARTINEZ-VILALTA, J., LOPEZ, B., LOEPFE, L. UND LLORET, F. (2012): Stand- and tree-level determinants of the drought response of Scots pine radial growth. In: *Oecologia* 168 (3), S. 877–888.
- MASIUS, P., SPARENBERG, O. UND SPRENGER, J. (Hg.) (2009): *Umweltgeschichte und Umweltzukunft - Zur gesellschaftlichen Relevanz einer jungen Disziplin* Graduiertenkolleg 1024 Interdisziplinäre Umweltgeschichte. Universitätsverlag Göttingen.
- MASON, W. UND CONNOLLY, T. (2013): Mixtures with spruce species can be more productive than monocultures - Evidence from the Gisburn experiment in Britain. In: *Forestry* 87 (2), S. 209–217.
- MAYER, H. (1984): *Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage*. 3., neubearb. Aufl. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- MAYFIELD, M. UND LEVINE, J. (2010): Opposing effects of competitive exclusion on the phylogenetic structure of communities. In: *Ecology Letters* 13 (9), S. 1085–1093.
- MEIßNER, M., KÖHLER, M., SCHWENDENMANN, L. UND HÖLSCHER, D. (2012): Partitioning of soil water among canopy trees during a soil desiccation period in a temperate mixed forest. In: *Biogeosciences* 9 (8), S. 3465–3474.
- MELLERT, K., KÖLLING, C., RÜCKER, G. UND SCHUBERT, A. (2008): Kleinräumige Variabilität von Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen in Bayern - Ein Beitrag zur Unsicherheitsabschätzung der BZE II. In: *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* (6), S. 43–60.
- MELLERT, K., PRIETZEL, J., STRAUSSBERGER, R. UND REHFUESS, K. (2004): Long-term nutritional trends of conifer stands in Europe - results from the RECOGNITION project. In: *European Journal of Forest Research* 123 (4), S. 305–319.
- MÉRIAN, P. UND LEBOURGEOIS, F. (2011): Size-mediated climate-growth relationships in temperate forests: A multi-species analysis. In: *Forest Ecology and Management* 261 (8), S. 1382–1391.

- MERLIN, M., PEROT, T., PERRET, S., KORBOULEWSKY, N. UND VALLET, P. (2015): Effects of stand composition and tree size on resistance and resilience to drought in sessile oak and Scots pine. In: *Forest Ecology and Management* 339, S. 22–33.
- METZ, J., ANNIGHÖFER, P., SCHALL, P., ZIMMERMANN, J., KAHL, T., SCHULZE, E.-D. UND AMMER, C. (2016): Site-adapted admixed tree species reduce drought susceptibility of mature European beech. In: *Global Change Biology* 22 (2), S. 903–920.
- MICHAILOFF, I. (1943): Zahlenmäßiges Verfahren für die Ausführung der Bestandeshöhenkurven. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt und Tharandter Forstliches Jahrbuch* 6, S. 273–279.
- MILES, J. (1986): What are the effects of trees on soils? In: JENKINS, D. (HG.): *Trees and wildlife in the Scottish uplands*. 17. ITE Symposium. NERC/ITE, S. 55–62.
- MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES BRANDENBURG (MLUV Brandenburg) (201): Richtlinie zur Gewährung von Zuwendungen für die Förderung forstwirtschaftlicher Vorhaben - (EU-MLUL-Forst-RL), vom 24.07.2017.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND ENERGIE DES LANDES SACHSEN-ANHALT (MULE Sachsen-Anhalt) (2016): Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung von Maßnahmen der naturnahen Waldbewirtschaftung und die Erstellung von Waldbewirtschaftungsplänen im Land Sachsen-Anhalt - Richtlinie Waldbau, vom 08.06.2016.
- MITSCHERLICH, G. (1971): *Wald, Wachstum und Umwelt*. 2. Band, Waldklima und Wasserhaushalt. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.
- MONSERUD, R. UND EK, A. (1974): Plot Edge Bias in Forest Stand Growth Simulation Models. In: *Canadian Journal of Forest Research* 4 (4), S. 419–423.
- MORIN, X., FAHSE, L., MAZANCOURT, C. DE, SCHERER-LORENZEN, M. UND BUGMANN, H. (2014): Temporal stability in forest productivity increases with tree diversity due to asynchrony in species dynamics. In: *Ecology Letters* 17 (12), S. 1526–1535.
- MORIN, X., FAHSE, L., SCHERER-LORENZEN, M. UND BUGMANN, H. (2011): Tree species richness promotes productivity in temperate forests through strong complementarity between species. In: *Ecology Letters* 14 (12), S. 1211–1219.
- MÜLLER, J. (2009): Forestry and water budget of the lowlands in northeast Germany — consequences for the choice of tree species and for forest management. In: *Journal of Water and Land Development* 13a, S. 133–148.
- NADROWSKI, K., WIRTH, C. UND SCHERER-LORENZEN, M. (2010): Is forest diversity driving ecosystem function and service? In: *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2 (1), S. 75–79.
- NÄSLUND, M. (1971): *Nytt material för skoglig produktionsforskning*. Tall, gran och björk. *Studia Forestalia Suecia*. Hg. v. Skogshögskolan, Stockholm. 124 S.
- NEHRBASS-AHLES, C., BABST, F., KLESSE, S., NÖTZLI, M., BOURIAUD, O., NEUKOM, R. ET AL. (2014): The influence of sampling design on tree-ring-based quantification of forest growth. In: *Global Change Biology* 20 (9), S. 2867–2885.
- NEUNER, S., ALBRECHT, A., CULLMANN, D., ENGELS, F., GRIESS, V., HAHN, W. ET AL. (2015): Survival of Norway spruce remains higher in mixed stands under a dryer and warmer climate. In: *Global Change Biology* 21 (2), S. 935–946.
- NEWBERRY, J. (1991): A note on Carmean's estimate of height from stem analysis data. In: *Forest Science* 37 (1), S. 368–369.
- NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT (2009): *Forstliche Standortaufnahme - Geländeökologischer Schätzrahmen für das pleistozäne (diluviale) Tiefland*.

- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (MELV Niedersachsen) (2016): Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen im Land Niedersachsen, vom 01.09.2016.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN (NLF) (2011): Das LÖWE-Programm - 20 Jahre langfristige ökologische Waldentwicklung.
- NILSSON, U., ELFVING, B. UND KARLSSON, K. (2012): Productivity of Norway spruce compared to Scots pine in the interior of northern Sweden. In: *Silva Fennica* 46 (2), S. 197–209.
- OBERHUBER, W., KOFLER, W., SCHUSTER, R. UND WIESER, G. (2015): Environmental effects on stem water deficit in co-occurring conifers exposed to soil dryness. In: *International journal of biometeorology* 59 (4), S. 417–426.
- OBERHUBER, W., STUMBÖCK, M. UND KOFLER, W. (1998): Climate-tree-growth relationships of Scots pine stands (*Pinus sylvestris* L.) exposed to soil dryness. In: *Trees* 13 (1), S. 19–27.
- ÖSTERREICHISCHER FORSTVEREIN (Hg.) (1974): *Hilfstafeln für die Forsteinrichtung*. Österreichischer Agrarverlag, Wien.
- OVINGTON, J. (1953): Studies of the Development of Woodland Conditions Under Different Trees: I. Soils pH. In: *Journal of Ecology* 41 (1), S. 13.
- OVINGTON, J. (1954): Studies of the Development of Woodland Conditions Under Different Trees: The Forest Floor. In: *Journal of Ecology* 42 (1), S. 71.
- PALUCH, J. UND GRUBA, P. (2012): Effect of local species composition on topsoil properties in mixed stands with silver fir (*Abies alba* Mill.). In: *Forestry* 85 (3), S. 413–426.
- PAQUETTE, A. UND MESSIER, C. (2011): The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. In: *Global Ecology and Biogeography* 20 (1), S. 170–180.
- PAUTASSO, M., HOLDENRIEDER, O. UND STENLIND, J. (2005): Susceptibility to Fungal Pathogens of Forests Differing in Tree Diversity. In: SCHERER-LORENZEN, M., KÖRNER, C. UND SCHULZE, E.-D.: *Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems (Ecological Studies, 176)*. Springer, Berlin, Heidelberg, S. 263–289.
- PECK, A. UND MAYER, H. (1996): Einfluß von Bestandesparametern auf die Verdunstung von Wäldern. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 115 (1), S. 1–9.
- PELTOLA, H., KELLOMÄKI, S., HASSINEN, A. UND GRANANDER, M. (2000): Mechanical stability of Scots pine, Norway spruce and birch - An analysis of tree-pulling experiments in Finland. In: *Forest Ecology and Management* 135 (1–3), S. 143–153.
- PETERCORD, R., WAUER, A., KRÜGER, F. UND WALLERER, G. (2017): Grüne Mitesser - Die Misteln an Tanne, Kiefer und Laubbaumarten. In: *LWF-aktuell* (112), S. 18–22.
- PICHLER, P. UND OBERHUBER, W. (2007): Radial growth response of coniferous forest trees in an inner Alpine environment to heat-wave in 2003. In: *Forest Ecology and Management* 242 (2-3), S. 688–699.
- PIOTTO, D. (2008): A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations. In: *Forest Ecology and Management* 255 (3-4), S. 781–786.
- POLENO, Z. (1975): Smisene porosty smrku s borovici. In: *Lesnictvi* 21 (10), S. 899–912.
- POLENO, Z. (1979): Complex evaluation of mixed forest stands. In: *Communicationes Instituti Forestalis* (11), S. 113–126.
- POLENO, Z. (1981): Vyvoj smisených porostu (Development of mixed forest stands). (In Czech with English summary). In: *Prace VULHM* (59), S. 179–202.
- POLENO, Z. (1986): Bezny prirust ve smisených porostech (The current increment of mixed forest stands). (In Czech with English summary). In: *Prace VULHM* (68), S. 179–214.

- PRETZSCH, H. (1992): Konzeption und Konstruktion von Wachstumsmodellen für Rein- und Mischbestände. Forstliche Forschungsberichte München - Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayer. Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, Nr. 115. 332 S.
- PRETZSCH, H. (2001): Modellierung des Waldwachstums. Parey Verlag, Berlin. 341 S.
- PRETZSCH, H. (2006): Species-specific allometric scaling under self-thinning: evidence from long-term plots in forest stands. In: *Oecologia* 146 (4), S. 572–583.
- PRETZSCH, H. (2009): *Forest Dynamics, Growth and Yield - From Measurement to Model*. Springer, Berlin Heidelberg. 664 S.
- PRETZSCH, H. (2014): Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. In: *Forest Ecology and Management* 327, S. 251–264.
- PRETZSCH, H. (2016): Korrekturfaktoren für Umwelt- und Mischungseffekte bei der Anwendung von Ertragstafeln auf gleichaltrige Rein- und Mischbestände. In: *AFZ-Der Wald* 71 (14), S. 47–50.
- PRETZSCH, H. (2017): Size-structure dynamics in mixed versus monospecific stands. In: PRETZSCH, H., FORRESTER, D. I. UND BAUHUS, J.: *Mixed-Species Forests*. Springer, Berlin, Heidelberg, S. 211–270.
- PRETZSCH, H. UND BIBER, P. (2005): A re-evaluation of Reineke's rule and stand density index. In: *Forest Science* 51 (4), S. 304–320.
- PRETZSCH, H. UND BIBER, P. (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, H. UND BIBER, P. (2016): Tree species mixing can increase maximum stand density. In: *Canadian Journal of Forest Research*, S. 1–15.
- PRETZSCH, H., BIBER, P. UND ĎURSKÝ, J. (2002): The single tree-based stand simulator SILVA - Construction, application and evaluation. In: *Forest Ecology and Management* 162 (1), S. 3–21.
- PRETZSCH, H., BIELAK, K., BLOCK, J., BRUCHWALD, A., DIELER, J., EHRHART, H.-P. ET AL. (2013a): 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: *European Journal of Forest Research* 132 (2), S. 263–280.
- PRETZSCH, H., BIELAK, K., BRUCHWALD, A., DIELER, J., DUDZINSKA, M., EHRHART, H.-P. ET AL. (2013b): Mischung und Produktivität von Waldbeständen. Ergebnisse langfristiger ertragskundlicher Versuche. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 184 (7/8), S. 177–196.
- PRETZSCH, H., BLOCK, J., DIELER, J., DONG, P., KOHNLE, U., NAGEL, J. ET AL. (2010): Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient. In: *Annals of Forest Science* 67 (7), S. 712.
- PRETZSCH, H., DEL RÍO, M., AMMER, C., AVDAGIC, A., BARBEITO, I., BIELAK, K. ET AL. (2015): Growth and yield of mixed versus pure stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) analysed along a productivity gradient through Europe. In: *European Journal of Forest Research* 134 (5), S. 927–947.
- PRETZSCH, H., DEL RÍO, M., SCHÜTZE, G., AMMER, C., ANNIGHÖFER, P., AVDAGIC, A. ET AL. (2016a): 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.
- PRETZSCH, H., DIELER, J., SEIFERT, T. UND RÖTZER, T. (2012): Climate effects on productivity and resource-use efficiency of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* [L.] in stands with different spatial mixing patterns. In: *Trees* 26 (4), S. 1343–1360.
- PRETZSCH, H. UND FORRESTER, D. (2017): Stand dynamics of mixed-species stands compared with monocultures. In: PRETZSCH, H., FORRESTER, D. I. UND BAUHUS, J.: *Mixed-Species Forests*. Springer, Berlin, Heidelberg, S. 117–210.

- PRETZSCH, H., FORRESTER, D. I. UND BAUHUS, J. (Hg.) (2017): *Mixed-Species Forests*. Springer, Berlin, Heidelberg. 653 S.
- PRETZSCH, H. UND RAIS, A. (2016): Wood quality in complex forests versus even-aged monocultures - review and perspectives. In: *Wood Science and Technology*, S. 1–36.
- PRETZSCH, H. UND SCHÜTZE, G. (2004): Die Kiefer im Mischbestand - Analyse zu Diversität, Produktivität und Struktur von Kiefern-Mischbeständen. In: KÜSTERS, E., BACHMANN, M., STEINACKER, L., SCHÜTZE, G. UND PRETZSCH, H.: *Die Kiefer im Rein- und Mischbestand- Produktivität, Variabilität, Wachstumstrend*. Mitteilungen aus der Bayerischen Staatsforstverwaltung, Nr. 52, München, S. 231–326.
- PRETZSCH, H. UND SCHÜTZE, G. (2015): Effect of tree species mixing on the size structure, density, and yield of forest stands. In: *European Journal of Forest Research*, S. 1–22.
- PRETZSCH, H., SCHÜTZE, G. UND BIBER, P. (2016b): Zum Einfluss der Baumartenmischung auf die Ertragskomponenten von Waldbeständen. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 187 (7/8), S. 122–135.
- PRETZSCH, H., SCHÜTZE, G. UND BIBER, P. (2018): Drought can favour the growth of small in relation to tall trees in mature stands of Norway spruce and European beech. In: *Forest Ecosystems* 5 (1), S. 20.
- PRETZSCH, H., SCHÜTZE, G. UND UHL, E. (2013c): Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests - Evidence of stress release by inter-specific facilitation. In: *Plant Biology* 15 (3), S. 483–495.
- PRETZSCH, H., UHL, E., NICKEL, M., STEINACKER, L. UND SCHÜTZE, G. (2014): Die lange Geschichte der ertragskundlichen Versuchsflächen in Bayern: Das forstliche Versuchswesen in Bayern. *Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft*, Nr. 76, S. 7–30.
- PRETZSCH, H. UND ZENNER, E. (2017): Toward managing mixed-species stands: from parametrization to prescription. In: *Forest Ecosystems* 4 (1), S. 19.
- PREUHLER, T. (1979): Ertragskundliche Merkmale oberbayerischer Bergmischwald-Verjüngungsbestände auf kalkalpinen Standorten im Forstamt Kreuth. *Forstliche Forschungsberichte München*, Nr. 45, München.
- PRUS-GŁOWACKI, W., URBANIAK, L., BUJAS, E. UND CURTU, A. (2012): Genetic variation of isolated and peripheral populations of *Pinus sylvestris* (L.) from glacial refugia. In: *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 207 (2), S. 150–158.
- PUKKALA, T., VETTENRANTA, J., KOLSTRÖM, T. UND MIINA, J. (1994): Productivity of mixed stands of *Pinus sylvestris* and *Picea abies*. In: *Scandinavian Journal of Forest Research* 9, S. 143–153.
- R CORE TEAM (2016): R: A language and environment for statistical computing. Version 3.3.0, Vienna, Austria. R Foundation for Statistical Computing. Online verfügbar unter <https://www.R-project.org/>.
- RAIS, A. und HEYM, M. (2017): Estimating recent stand productivity from tree cores, Zvolen (COST Action CLIMO CA15226 Training School "Dendrochronological methods in forest ecology"), 27.09.2017.
- REINEKE, L. (1933): Perfecting a Stand-Density Index for Even-Age Forests. In: *Journal of Agricultural Research* 46 (7), S. 627–638.
- RICHARDS, A., FORRESTER, D., BAUHUS, J. UND SCHERER-LORENZEN, M. (2010): The influence of mixed tree plantations on the nutrition of individual species - a review. In: *Tree Physiology* 30 (9), S. 1192–1208.
- RIEDEL, T., HENNING, P., KROITHER, F., POLLEY, H., SCHMITZ, F. UND SCHWITZGEBEL, F. (2017): Die dritte Bundeswaldinventur BWI 2012 - Inventur- und Auswertungsmethoden. Hg. v. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft (BMEL) THÜNEN-INSTITUT, Eberswalde. 124 S.
- RÖHLE, H. (1986): Vergleichende Untersuchungen zur Ermittlung der Genauigkeit bei der Ablotung von Kronenradien mit dem Dachlot und durch senkrechtes Anvisieren des Kronenrandes (Hochblick-Messung). In: *Forstarchiv* 57 (2), S. 67–71.
- ROTHE, A. UND BINKLEY, D. (2001): Nutritional interactions in mixed species forests - a synthesis. In: *Canadian Journal of Forest Research* 31 (11), S. 1855–1870.

- RÖTZER, T. UND CHMIELEWSKI, F. (2001): Phenological maps of Europe. In: *Climate Research* 18 (3), S. 249–257.
- SARIYILDIZ, T. (2003): Litter decomposition of *Picea orientalis*, *Pinus sylvestris* and *Castanea sativa* trees grown in Artvin in relation to their initial litter quality variables. In: *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* 27, S. 237–243.
- SATLAWA, P. (2013): Die Entwicklung der Dauerbeobachtungsflächen des Beobachtungsnetzes "Litschau". In: Masterarbeit Institut für Waldwachstum, Universität für Bodenkultur Wien.
- SCHÄFER, C., GRAMS, T., RÖTZER, T., FELDERMANN, A. UND PRETZSCH, H. (2017): Drought Stress Reaction of Growth and $\Delta^{13}\text{C}$ in Tree Rings of European Beech and Norway Spruce in Monospecific Versus Mixed Stands Along a Precipitation Gradient. In: *Forests* 8 (6), S. 177.
- SCHÄFER, R. UND METZGER, B. (2009): Was macht eigentlich das Waldsterben. In: MASIUS, P., SPARENBERG, O. UND SPRENGER, J.: *Umweltgeschichte und Umweltzukunft - Zur gesellschaftlichen Relevanz einer jungen Disziplin* Graduiertenkolleg 1024 Interdisziplinäre Umweltgeschichte. Universitätsverlag Göttingen, S. 201–227.
- SCHELHAAS, M.-J., NABUURS, G.-J. UND SCHUCK, A. (2003): Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. In: *Global Change Biology* 9 (11), S. 1620–1633.
- SCHERER-LORENZEN, M., KÖRNER, C. UND SCHULZE, E.-D. (Hg.) (2005): *Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems*. Springer, Berlin, Heidelberg. 401 S.
- SCHERER-LORENZEN, M., POTVIN, C., KORICHEVA, J., SCHMID, B., HECTOR, A., BORNIK, Z. ET AL. (2005): The Design of Experimental Tree Plantations for Functional Biodiversity Research. In: SCHERER-LORENZEN, M., KÖRNER, C. UND SCHULZE, E.-D.: *Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems (Ecological Studies, 176)*. Springer, Berlin, Heidelberg, S. 347–376.
- SCHILLING, L. (1925): Ostpreußische Kiefern-Fichtenmischbestände. In: *Zeitschrift für das Forst- und Jagdwesen* 57 (5), S. 267–297.
- SCHMIDT, A. (1968): WWBOHR - Zuwachsberechnung aus Bohrspanerhebungen, überarbeitet von F. Franz (1970) und H. Flurl (1980). Programm 68.001 der Standardprogramm-bibliothek des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München. Version.
- SCHMIDT, K. UND HESS, P. (1986): Standortoperat Stadtwald Alzenau und benachbarter Kleinprivatwald. Angefertigt im Auftrag der Bayerischen Staatsforstverwaltung.
- SCHMIDT, M., HANEWINKEL, M., KÄNDLER, G., KUBLIN, E. UND KOHNLE, U. (2010): An inventory-based approach for modeling single-tree storm damage - experiences with the winter storm of 1999 in southwestern Germany. In: *Canadian Journal of Forest Research* 40 (8), S. 1636–1652.
- SCHMIDT-MEININGEN (1895): Kiefer-Fichten-Mischwald. In: *Zeitschrift für das Forst- und Jagdwesen*, S. 286–292.
- SCHRIJVER, A. DE, GEUDENS, G., AUGUSTO, L., STAELENS, J., MERTENS, J., WUYTS, K. ET AL. (2007): The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review. In: *Oecologia* 153 (3), S. 663–674.
- SCHUBERT, A., FALK, W. UND STETTER, U. (2015a): Waldböden in Bayern - Ergebnisse der BZE II. Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 213. Hg. v. Zentrum Wald-Forst-Holz Weihenstephan (ZWFH). 144 S.
- SCHUBERT, A., STETTER, U., FALK, W., BLUM, U., DIETZ, E., WAUER, A. UND KÖLLING, C. (2015b): Die BZE II in Bayern. In: SCHUBERT, A., FALK, W. UND STETTER, U.: *Waldböden in Bayern- Ergebnisse der BZE II*. Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 213, S. 7–12.
- SCHULZE, W. (1972): Beispiele der Anreicherung von Kiefernbeständen mit Fichte in zwei Waldgebieten Bayerns. Dissertation LUDWIG-MAXIMILIANS-UNIVERSITÄT, München. Forstwissenschaftliche Fakultät. 105 S.

- SCHUME, H., JOST, G. UND HAGER, H. (2004): Soil water depletion and recharge patterns in mixed and pure forest stands of European beech and Norway spruce. In: *Journal of Hydrology* 289 (1), S. 258–274.
- SCHUSTER, R. UND OBERHUBER, W. (2013): Drought sensitivity of three co-occurring conifers within a dry inner Alpine environment. In: *Trees* 27 (1), S. 61–69.
- SCHWAPPACH, A. (1909): Untersuchungen in Mischbeständen. In: *Zeitschrift für das Forst- und Jagdwesen* 41, S. 313–323.
- SCHWAPPACH, A. (1914): Untersuchungen in Mischbeständen. In: *Zeitschrift für das Forst- und Jagdwesen* 46, S. 472–491.
- SCHWAPPACH, A. F. (1908): Die Kiefer. Wirtschaftliche und statistische Untersuchungen der forstlichen Abteilung der Hauptstation des forstlichen Versuchswesens in Eberswalde. J. Neumann, Neudamm. 180. S.
- SCHWEINGRUBER, F. H. (1988): *Tree rings - basics and applications of dendrochronology*. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Boston, Lancaster, Tokyo. 276 S.
- SLOBDODA, B., GAFFREY, D. UND MATSUMURA, N. (1993): Regionale und lokale Systeme von Höhenkurven für gleichaltrige Waldbestände. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 164 (12), S. 225–228.
- SPATZ, S. (2015): Vergleichende Analyse morphologischer und holzqualitätsbestimmender Merkmale in Rein- und Mischbeständen aus Fichte (*Picea abies* (L.) Karst) und Kiefer (*Pinus sylvestris* L.). Masterarbeit TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN. Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement. 86 S.
- STEFAN, K., FÜRST, A., HACKER, R. UND BARTELS, U. (1997): Forest foliar condition in Europe - Results of large-scale foliar chemistry surveys 1995. Hg. v. European Commission, United Nations Economic Commission for Europe, Genf, Brüssel.
- STEIN, A., GERSTNER, K. UND KREFT, H. (2014): Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. In: *Ecology Letters* 17 (7), S. 866–880.
- STERBA, H. (1987): Estimating Potential Density from Thinning Experiments and Inventory Data. In: *Forest Science* 33 (4), S. 1022–1034.
- STERBA, H., DEL RÍO, M., BRUNNER, A. UND CONDÉS, S. (2014): Effect of species proportion definition on the evaluation of growth in pure vs. mixed stands. In: *Forest Systems* 23 (3), S. 547–559.
- STETTER, U. (2015): Waldernährung in Bayern - Ergebnisse der BZE II. In: SCHUBERT, A., FALK, W. UND STETTER, U.: *Waldböden in Bayern- Ergebnisse der BZE II*. Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 213, S. 59–84.
- TAEGER, S., FUSSI, B., KONNERT, M. UND MENZEL, A. (2013): Large-scale genetic structure and drought-induced effects on European Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings. In: *European Journal of Forest Research* 132 (3), S. 481–496.
- TAEGER, S. UND KÖLLING, C. (2016): Standortinformationssystem BaSIS. In: *AFZ-Der Wald* (4), S. 10–13.
- TEEPE, R., DILLING, H. UND BEESE, F. (2003): Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166 (1), S. 111–119.
- TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBÖRGER, K., WICHMANN, M. C., SCHWAGER, M. UND JELTSCH, F. (2004): Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. In: *Journal of Biogeography* 31 (1), S. 79–92.
- THOMPSON, I., MACKEY, B., MCNULTY, S. UND MOSSELER, A. (2009): *Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change - A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems*. Technical Series, Nr. 43. Hg. v. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. 67 S.
- THÜNEN-INSTITUT (2016): *Dritte Bundeswaldinventur - Ergebnisdatenbank*, Mai 2016.

- THURM, E. UND PRETZSCH, H. (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: *Annals of Forest Science* 73 (4), S. 1047–1061.
- THURM, E., UHL, E., BIBER, P. UND PRETZSCH, H. (2017): Mixed stands of Douglas-fir and European beech compared to pure stands - Patterns and growth analyses in dependence of site conditions. *Forstliche Forschungsberichte München, Schriftenreihe des Zentrums Wald-Forst-Holz Weihenstephan*, Nr. 217. Hg. v. Zentrum Wald-Forst-Holz Weihenstephan (ZWFH), Freising.
- THURM, E., UHL, E. UND PRETZSCH, H. (2016): Mixture reduces climate sensitivity of Douglas-fir stem growth. In: *Forest Ecology and Management* 376, S. 205–220.
- TURC, L. (1961): Evaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle. In: *Annales Agronomiques* 12, S. 13–49.
- UNECE ICP FORESTS PROGRAMME CO-ORDINATING CENTRE (ICP FORESTS) (2016): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Hg. v. UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ICP Forests).
- VALINGER, E. UND FRIDMAN, J. (2011): Factors affecting the probability of windthrow at stand level as a result of Gudrun winter storm in southern Sweden. In: *Forest Ecology and Management* 262 (3), S. 398–403.
- VANDERMEER, J. (1992): *The ecology of intercropping*. Cambridge University Press, Cambridge. 237 S.
- VESTERDAL, L., CLARKE, N., SIGURDSSON, B. UND GUNDERSEN, P. (2013): Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? In: *Forest Ecology and Management* 309, S. 4–18.
- VETTENRANTA, J. (1999): Distance-dependent models for predicting the development of mixed coniferous forests in Finland. In: *Silva Fennica* 33 (1), S. 51–72.
- VILÀ, M., VAYREDA, J., GRACIA, C. UND IBÁÑEZ, J. (2003): Does tree diversity increase wood production in pine forests? In: *Oecologia* 135 (2), S. 299–303.
- WAIDE, R. B., WILLIG, M. R., STEINER, C. F., MITTELBACH, G., GOUGH, L., DODSON, S. I. ET AL. (1999): The Relationship Between Productivity and Species Richness. In: *Annual Review of Ecology and Systematics* 30 (1), S. 257–300.
- WALENTOWSKI, H., GULDER, H.-J., KÖLLING, C., EWALD, J. UND TÜRK, W. (2001): Die regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns. *Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft*, Nr. 32. Hg. v. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Freising.
- WALLNER, A. UND SEITZ, R. (2015): *Der gepixelte Wald - Reloaded*. *Forstliche Forschungsberichte München, Schriftenreihe des Zentrums Wald-Forst-Holz Weihenstephan*, Nr. 214. Hg. v. Zentrum Wald-Forst-Holz Weihenstephan. 142 S.
- WAUER, A., METTE, T. UND KLEMMT, H.-J. (2018): Quo vadis, Kiefer? - Waldzustandserhebung übernimmt langfristig Kiefernmonitoring in Mittelfranken. In: *LWF-aktuell* (117), S. 30–32.
- WELLHAUSEN, K. UND PRETZSCH, H. (2016): Kiefern-Fichten-Mischbestände in Bayern - Wuchsleistung, Stabilität und Ansätze zur Überführung in laubholzreiche Mischbestände. *Projektabschlussbericht LEHRSTUHL FÜR WALDWACHSTUMSKUNDE, TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN*, Freising.
- WIEDEMANN, E. (1939a): Ertragskundliche Fragen des gleichaltrigen Mischbestandes aus der Preußischen Versuchsanstalt. In: *Sonderdruck aus "Der Deutsche Forstwirt"* 51, S. 1–6.
- WIEDEMANN, E. (1939b): Untersuchungen der Preußischen Versuchsanstalt über Ertragstafelfragen. In: *Sonderdruck aus "Mitteilungen aus Forstwissenschaft u. Forstwirtschaft"*. Herausgegeben v. d. Preußischen Landesforstverwaltung. Schaper Verlag, Hannover.
- WIEDEMANN, E. (1948): *Die Kiefer 1948; waldbauliche und ertragskundliche Untersuchungen*. Verlag Schaper, Hannover. 337 S.

- WIEDEMANN, E. (1949a): Die Ertragstafel Fichte für mäßige Durchforstung 1936/42. In: WIEDEMANN, E.: Ertragstafeln der wichtigen Holzarten bei verschiedener Durchforstung sowie einiger Mischbestandsformen. Verlag Schaper, Hannover.
- WIEDEMANN, E. (1949b): Die Ertragstafel Kiefer mäßige Durchforstung 1943. In: WIEDEMANN, E.: Ertragstafeln der wichtigen Holzarten bei verschiedener Durchforstung sowie einiger Mischbestandsformen. Verlag Schaper, Hannover.
- WIEDEMANN, E. (Hg.) (1949c): Ertragstafeln der wichtigen Holzarten bei verschiedener Durchforstung sowie einiger Mischbestandsformen. Verlag Schaper, Hannover.
- WIEDEMANN, E. (1951): Ertragskundliche und waldbauliche Grundlagen der Forstwirtschaft. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main. 346 S.
- WOLFF, B. UND RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1997. - Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald 1987–1993 (BZE). Bd. 1 u. 2. Hg. v. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF), Bonn.
- WOLFF, B. UND RIEK, W. (2006): Evaluierung von Verfahren zur Erfassung des Grobbodenanteils von Waldböden - Erarbeitung von Empfehlungen für die Anwendung dieser Verfahren im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald. Endbericht. Hg. v. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL).
- YACHI, S. UND LOREAU, M. (1999): Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. In: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 96 (4), S. 1463–1468.
- ZANG, C. (2011): Growth reactions of temperate forest trees to summer drought - a multispecies tree-ring network approach. Dissertation TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN. Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt. 137 S.
- ZANG, C. UND BIONDI, F. (2013): Dendroclimatic calibration in R - The bootRes package for response and correlation function analysis. In: Dendrochronologia 31 (1), S. 68–74.
- ZANG, C. UND BIONDI, F. (2015): treeclim - an R package for the numerical calibration of proxy-climate relationships. In: Ecography 38 (4), S. 431–436.
- ZANG, C., PRETZSCH, H. UND ROTHE, A. (2012): Size-dependent responses to summer drought in Scots pine, Norway spruce and common oak. In: Trees 26 (2), S. 557–569.
- ZANG, C., ROTHE, A., WEIS, W. UND PRETZSCH, H. (2011): Zur Baumarteneignung bei Klimawandel - Ableitung der Trockenstress-Anfälligkeit wichtiger Waldbaumarten aus Jahrringbreiten. In: Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 182 (5-6), S. 98–112.
- ZAPATER, M., HOSSANN, C., BRÉDA, N., BRÉCHET, C., BONAL, D. UND GRANIER, A. (2011): Evidence of hydraulic lift in a young beech and oak mixed forest using 18O soil water labelling. In: Trees 25 (5), S. 885.
- ZELLWEGER, F., BALTENSWEILER, A., GINZLER, C., ROTH, T., BRAUNISCH, V., BUGMANN, H. UND BOLLMANN, K. (2016): Environmental predictors of species richness in forest landscapes: abiotic factors versus vegetation structure. In: Journal of Biogeography 43 (6), S. 1080–1090.
- ZELLWEGER, F., BRAUNISCH, V., MORS DORF, F., BALTENSWEILER, A., ABEGG, M., ROTH, T. ET AL. (2015): Disentangling the effects of climate, topography, soil and vegetation on stand-scale species richness in temperate forests. In: Forest Ecology and Management 349, S. 36–44.
- ZENG, H., GARCIA-GONZALO, J., PELTOLA, H. UND KELLOMÄKI, S. (2010): The effects of forest structure on the risk of wind damage at a landscape level in a boreal forest ecosystem. In: Annals of Forest Science 67 (1), S. 111.
- ZHANG, B. (2012): Productivity of Norway spruce (*Picea abies*) and Scots pine (*Pinus sylvestris*) in coastal areas of northern Sweden SWEDISH UNIVERSITY OF AGRICULTURAL SCIENCES, Alnarp. Southern Swedish Forest Research Centre. 37 S.

- ZHANG, Y., CHEN, HAN Y. H. UND REICH, P. (2012): Forest productivity increases with evenness, species richness and trait variation - a global meta-analysis. In: *Journal of Ecology* 100 (3), S. 742–749.
- ZIMMERMANN, L., RASPE, S., SCHULZ, C. UND GRIMMEISEN, W. (2008): Wasserverbrauch von Wäldern. In: *LWF-aktuell* (66), S. 16–20.
- ZWEIFEL R., RIGLING, A. UND DOBBERTIN M. (2009): Species-specific stomatal response of trees to drought – a link to vegetation dynamics? In: *Journal of Vegetation Science* 20 (3), S. 442–454.

7 Anhang

7.1 Kronenkarten der temporären waldwachstumskundlichen Versuchsflächen (Triplets)

(s. nächste Seite)

Abbildung 92a: Kronenkarten der Versuchspartellen der acht temporären waldwachstumskundlichen Versuchsstandorte der vorliegenden Untersuchung. Die Kronenkarten wurden mit Hilfe des lehrstuhleigenen Programms zur Analyse der Kronenschirmflächen und Überschirmung (KROANLY) erstellt. Zur Methodik der Erfassung und Auswertung der Kronenschirmflächen siehe Abschnitt 3.1.6 auf Seite 77.

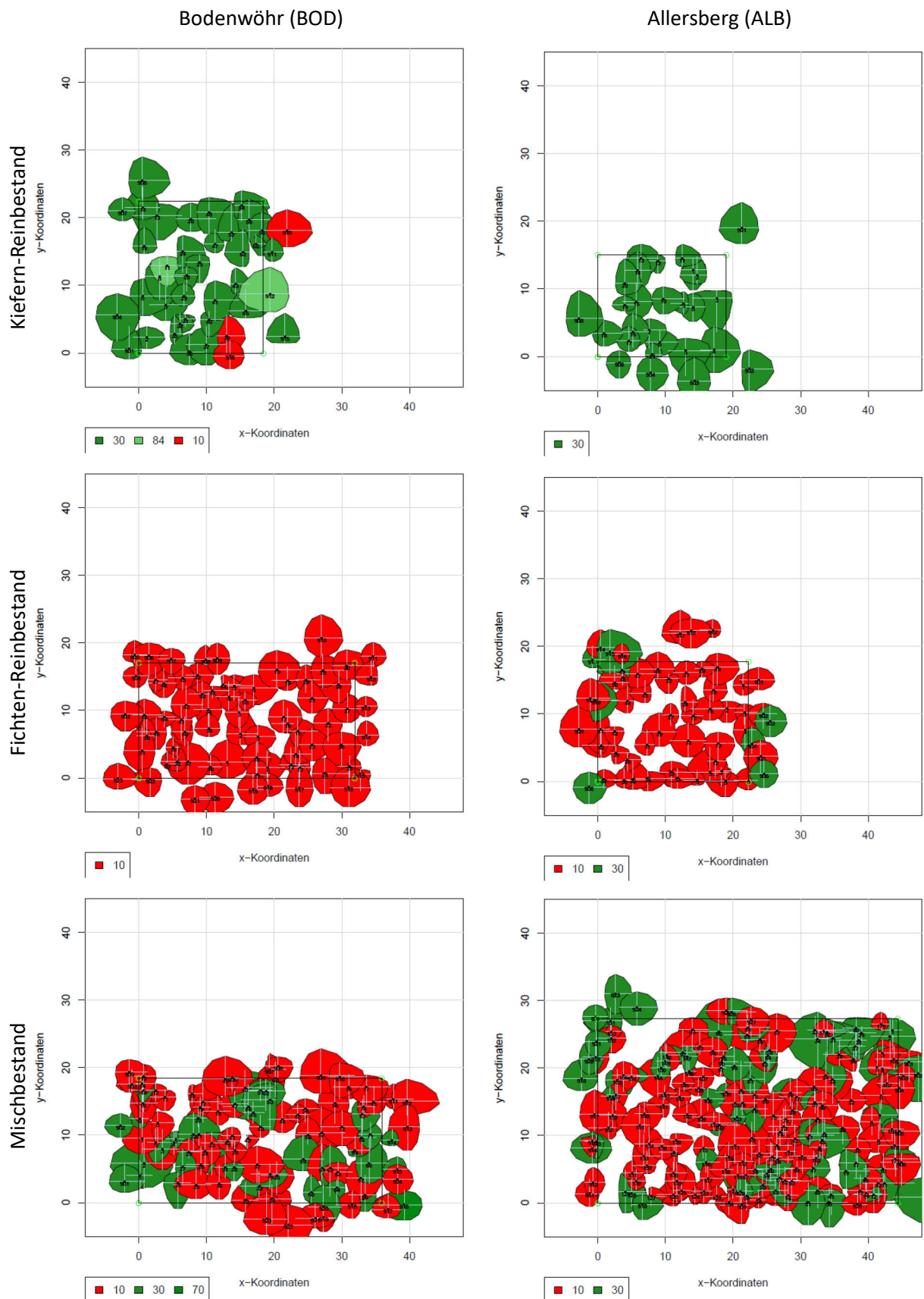


Abbildung 92b:

Selb (SEL)

Weiden (WEI)

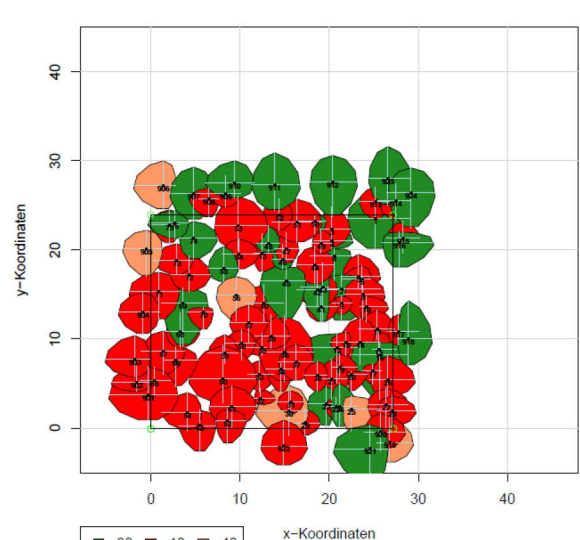
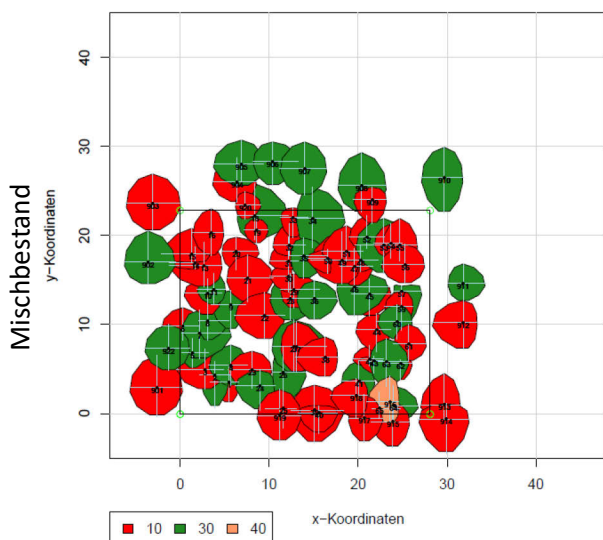
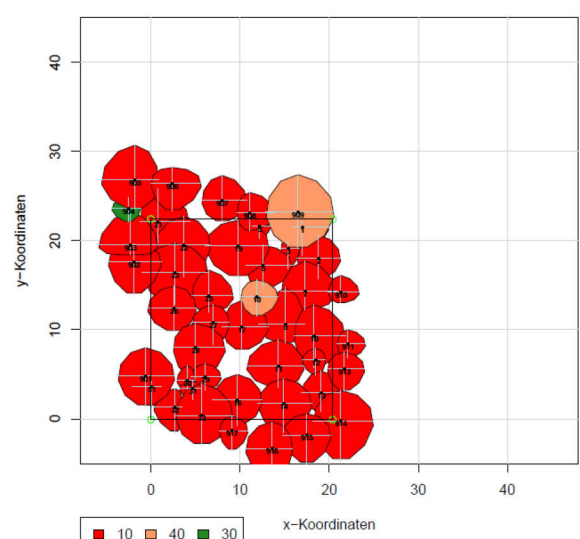
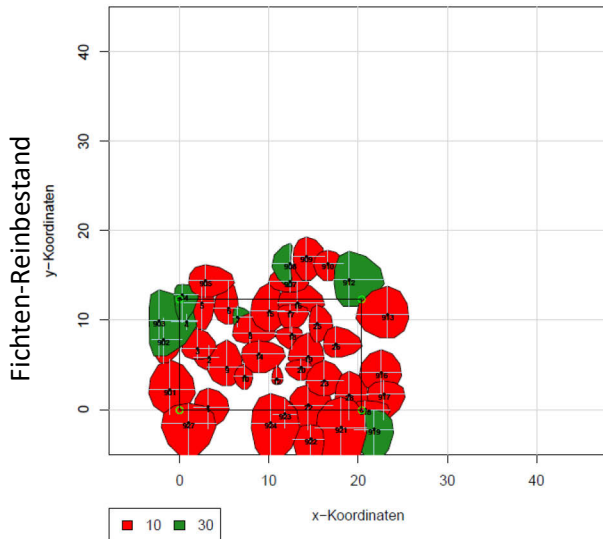
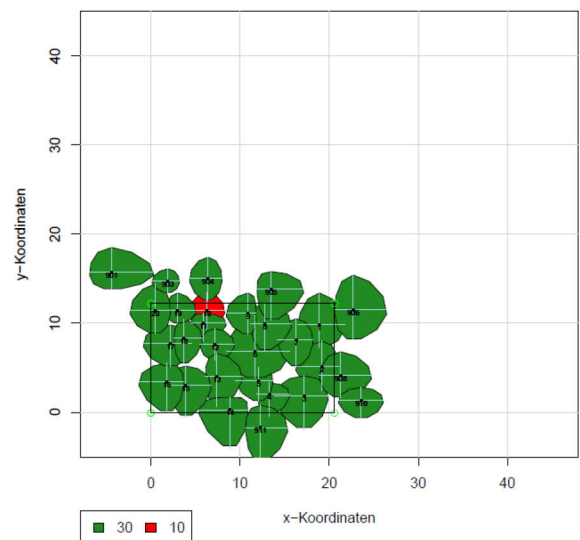
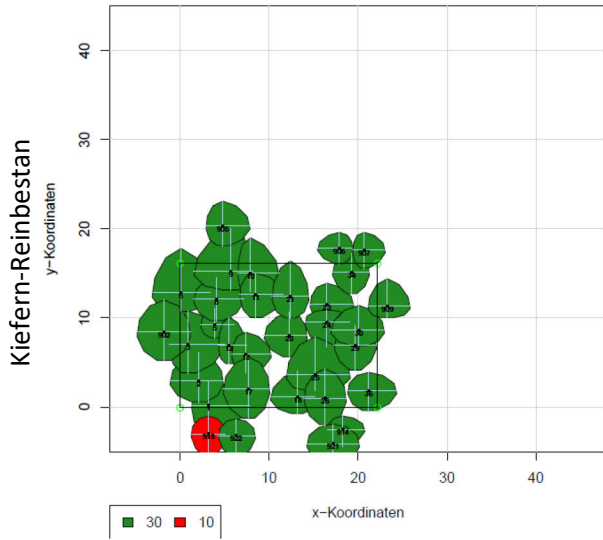


Abbildung 92c:

Alzenau (ALZ)

Geisenfeld (GEI)

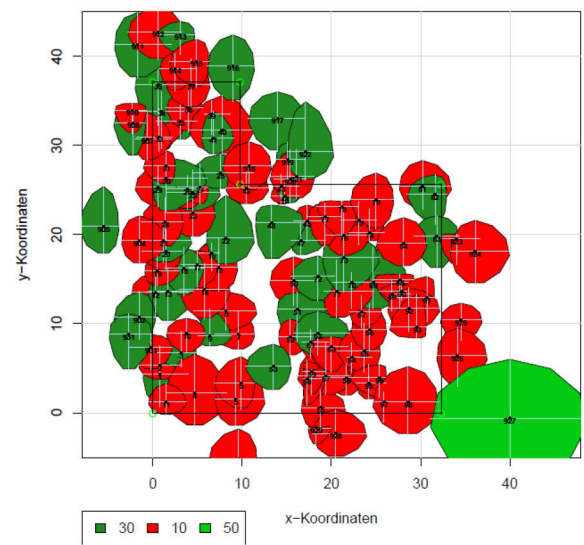
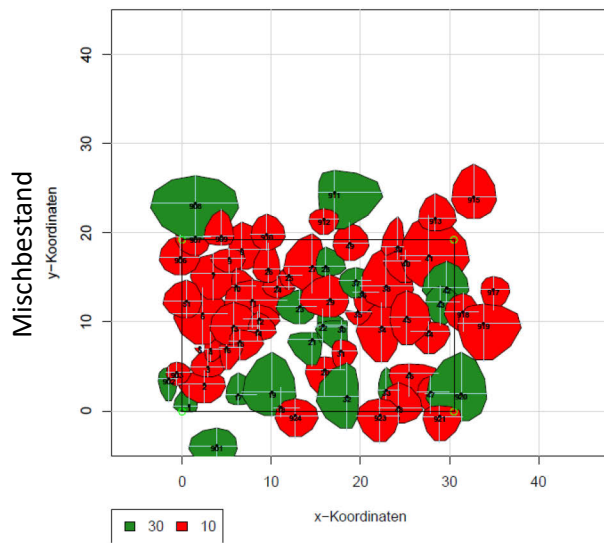
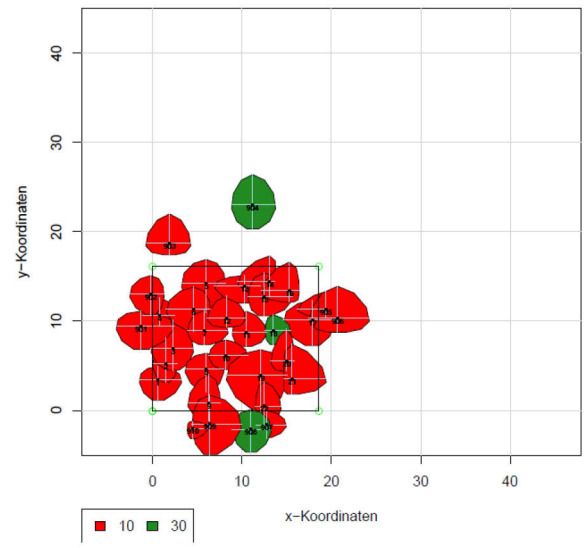
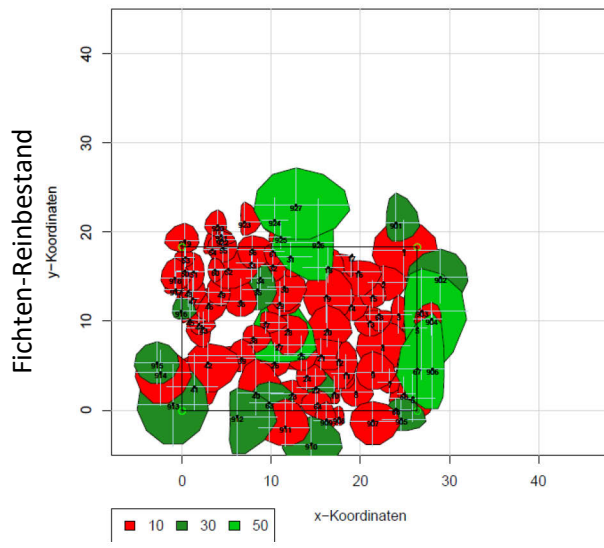
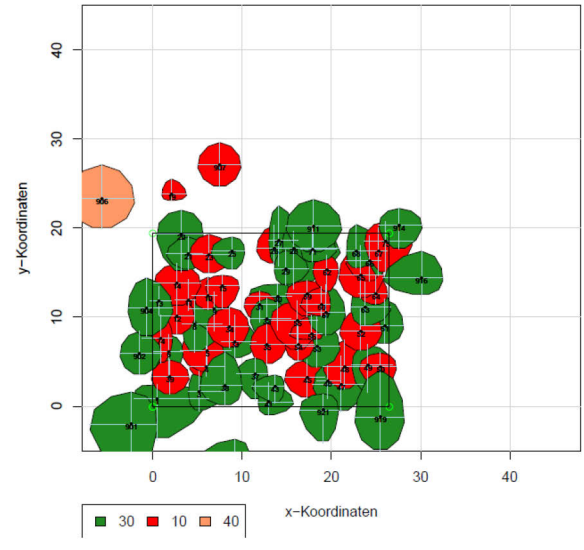
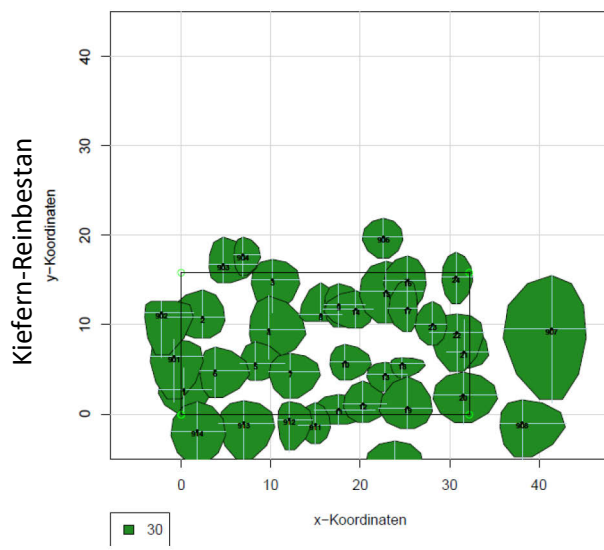
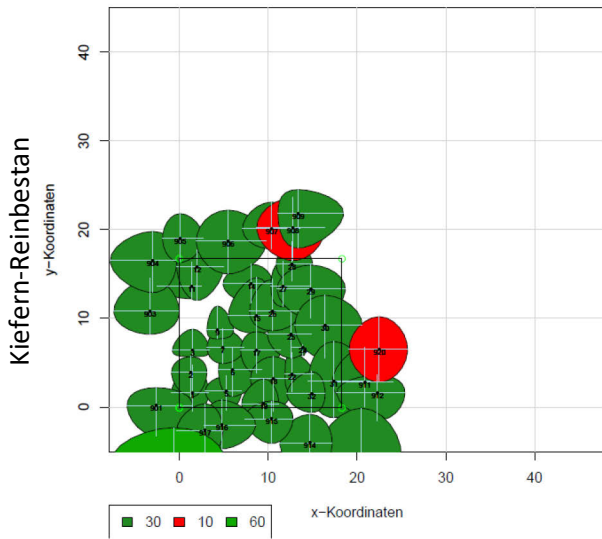
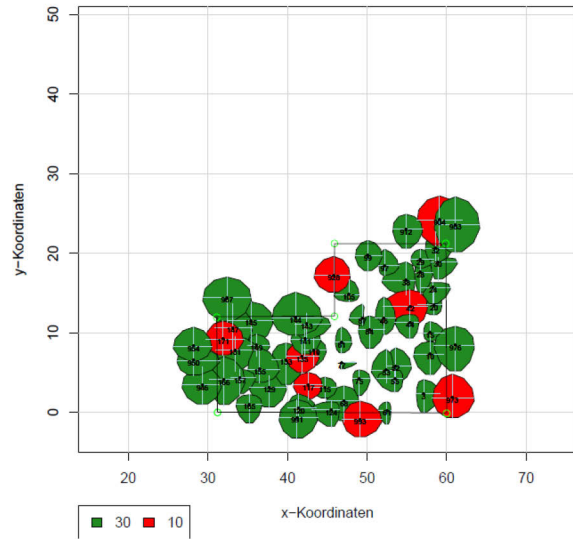


Abbildung 92d:

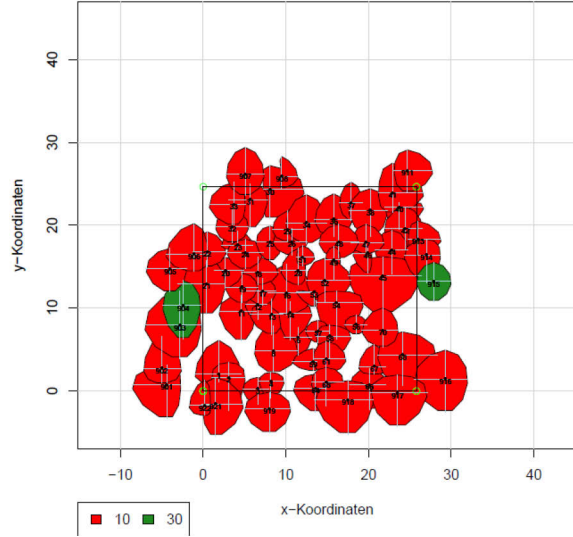
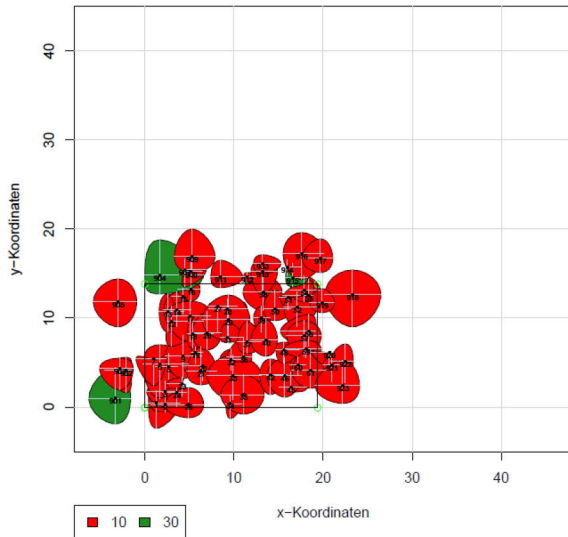
Unterlüß (ULÜ)



Schrobenhausen (SRO)



Fichten-Reinbestand



Mischbestand

