

**Möglichkeiten und Grenzen einer Integration sukzessionaler
Prozesse bei der Renaturierung naturferner und durch die
Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) beeinflusster
Kiefernforste mit dem Blick auf die Minimierung der
Eingriffsintensität**

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades

Doctor rerum silvaticarum (Dr. rer. silv.)

vorgelegt von

M. Sc. Tobias Hamm

geboren am 30.11.1982 in Karl-Marx-Stadt

Gutachter:

Herr Prof. Dr. habil. Sven Wagner, Technische Universität Dresden

Herr Prof. Dr. habil. Goddert von Oheimb, Technische Universität Dresden

Herr Prof. Dr. Peter Annighöfer, Technische Universität München

Datum der Verteidigung:

Gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt im Promotionsstipendienprogramm
Stipendienschwerpunkt „Forschung auf DBU-Naturerbeflächen – Ökologische Dynamik in Offenland und Wald“

KONFORMITÄTSERKLÄRUNG

Ich bestätige, dass dieses Exemplar identisch ist mit der Original-Dissertation mit dem Titel:

Möglichkeiten und Grenzen einer Integration sukzessionaler Prozesse bei der Renaturierung naturferner und durch die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) beeinflusster Kiefernforste mit dem Blick auf die Minimierung der Eingriffsintensität

.....
Ort, Datum

.....
Unterschrift

VORWORT

Die vorliegende Arbeit wurde mithilfe eines Promotionsstipendiums der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) finanziell ermöglicht. Darüber hinaus stand das DBU-Naturerbe offen, um dort den spannenden Fragen zur Renaturierung von Kiefernforsten nachzugehen. Für die finanzielle Unterstützung, die Bereitstellung der Versuchsflächen sowie die angenehme Begleitung im Promotionsstipendienprogramm bin ich der Deutschen Bundesstiftung Umwelt zum großen Dank verpflichtet.

Die Anregung und die Konzipierung dieser Arbeit fanden im engen Austausch mit meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. habil. Sven Wagner statt. Die zahlreichen fachlichen Gespräche und Diskussionen werden mir stets in angenehmer Erinnerung bleiben und ließen diese Arbeit wachsen. Für die stete Zuversicht und das Vertrauen in der zehnjährigen „Reifephase“ bin ich Herrn Prof. Wagner sehr dankbar.

Sehr verbunden bin ich Herrn Prof. Dr. habil. Goddert von Oheimb und Herrn Prof. Dr. Peter Annighöfer für die Bereitschaft, die Arbeit als Zweitgutachter wissenschaftlich zu betreuen.

Ohne die außerordentliche Unterstützung meiner Familie, Freunde und Kollegen wäre diese Arbeit kaum möglich gewesen. Diese reichte vom motivierenden Wort über den intensiven fachlichen Austausch bis hin zu tagelangen Messkampagnen im Freiland und unzähligen Nachtschichten im Labor. Aus diesem Grund danke ich allen, die durch Rat und Tat zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.

Tief verbunden und dankbar bin ich meiner Frau Katja und meinen Kindern Amelie und Anton, für den steten Rückhalt, die aufmunternden Worte und die vielen Stunden der Entbehrung, die die Anfertigung dieser Doktorarbeit mit sich brachten.

Mein besonderer Dank gilt meinen Eltern, Dres. Klaus und Angela Hamm, die mir meinen bisherigen Lebensweg ermöglichten und denen ich diese Arbeit widme.

INHALTSVERZEICHNIS

Inhaltsverzeichnis.....	II
Abkürzungsverzeichnis	VI
1. Allgemeine Einleitung.....	1
2. Stand des Wissens	
2.1 Renaturierung von Waldökosystemen	6
2.2 Das Problem der Spätblühenden Traubenkirsche	7
2.3 Grundsätze zur Entwicklungssteuerung auf DBU-Naturerbeflächen	13
3. Allgemeine Methoden	
3.1 Untersuchungsgebiet	16
3.2 Hemisphärische Fotografie	20
3.3 Mathematisch-statistische Auswertung	
3.3.1 Angewandte statistische Methoden	27
3.3.2 Herleitung statistischer Modelle.....	31
4. Spezieller Teil I: Strahlungsentwicklung	
4.1 Einleitung	35
4.2 Material und Methoden	
4.2.1 Versuchsdesign.....	38
4.2.2 Datenerhebung.....	41
4.3 Ergebnisse	
4.3.1 Charakterisierung der Versuchsbestände.....	46
4.3.2 Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche	55
4.3.3 Modellierung der Strahlungsentwicklung	57
4.4 Diskussion	65
4.5 Zusammenfassung und Ausblick	88
5. Spezieller Teil II: Pflanz- und Aussaatversuch	
5.1 Einleitung	91

INHALTSVERZEICHNIS

5.2	Material und Methoden	
5.2.1	Versuchs- und Referenzflächen.....	94
5.2.2	Pflanzversuch.....	105
5.2.3	Aussaatversuch.....	110
5.3	Ergebnisse	
5.3.1	Vorbemerkung.....	115
5.3.2	Klimatische Wirkung der Versuchs- und Referenzbestände.....	115
5.3.3	Mortalität der Baumarten im Pflanzversuch.....	118
5.3.4	Wachstum der Baumarten im Pflanzversuch	
5.3.4.1	Sprosslänge.....	122
5.3.4.2	Wurzelhalsdurchmesser.....	130
5.3.4.3	Trockenmasse.....	137
5.3.4.4	Allokationen.....	141
5.3.5	Modellierung des Pflanzenwachstums	
5.3.5.1	Modellvoraussetzungen.....	143
5.3.5.2	Einfluss des Bestandestyps.....	144
5.3.5.3	Einfluss des Alters des Dominanzbestands	
5.3.5.3.1	Vorbemerkung.....	149
5.3.5.3.2	Betrachtungszeitraum der Vegetationsperioden I–III.....	150
5.3.5.3.3	Betrachtungszeitraum der Vegetationsperioden IV–V.....	154
5.3.6	Entwicklung der Baumarten im Aussaatversuch.....	158
5.4	Diskussion	
5.4.1	Aussagefähigkeit der Versuchsanlage.....	162
5.4.2	Wirkung der Versuchsbestände auf die Versuchsbaumarten.....	176
5.4.3	Keimung der Baumarten auf den Versuchs- und Referenzflächen.....	192
5.5	Zusammenfassung und Ausblick.....	195
6.	Spezieller Teil III: Gewächshausversuch	
6.1	Einleitung.....	199

INHALTSVERZEICHNIS

6.2	Material und Methoden	
6.2.1	Versuchsaufbau	202
6.2.2	Datenerhebung	212
6.3	Ergebnisse	
6.3.1	Auflauerfolg und Pflanzenentwicklung	215
6.3.2	Modellierung des Keimlingswachstums	
6.3.2.1	Modellformulierung	220
6.3.2.2	Sprosslänge	221
6.3.2.3	Wurzelhalsdurchmesser	224
6.3.2.4	Stabilitätsweiser: H/D-Verhältnis	227
6.3.2.5	Gesamt trockenmasse	228
6.4	Diskussion	
6.4.1	Aussagefähigkeit der Versuchsanlage	233
6.4.2	Lebensfähigkeit, Keimfähigkeit und Auflaufprozent	239
6.4.3	Einfluss der Strahlungsverfügbarkeit	240
6.4.4	Einfluss des Substrats	246
6.5	Zusammenfassung und Ausblick	253
7.	Zusammenführende Diskussion	
7.1	Entwicklung und Dynamik in den untersuchten Waldbeständen	255
7.2	Einordnung in die Behandlungskonzepte	262
8.	Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen	283
9.	Ausblick	290
10.	Zusammenfassung	292
11.	Summary	297
	Literaturverzeichnis	302
	Abbildungsverzeichnis	326
	Tabellenverzeichnis	335
	Anhang	i

Selbstständigkeitserklärung

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

%RH	relative Luftfeuchte	LW	Trockenmasse der Blätter
Δl_{a3-5}	durchschnittlicher Sprosslängen- zuwachs zwischen dem 3. und 5. Versuchsjahr	LWF	Verhältnis Trockenmasse der Blätter zu Gesamtmasse
ΔWHD_{a3-5}	durchschnittlicher Dickenzuwachs am Wurzelhals zwischen dem 3. und 5. Versuchsjahr	MA	Mischungsanteil
A1/2	Versuchsflächen Authausener Wald	maxBHD _{TKI}	Brusthöhendurchmesser der stärksten Traubenkirschen
AIC	Akaike Informationskriterium	ns	nicht signifikant
ANOVA	einfaktorielle Varianzanalyse	p	Wahrscheinlichkeit
AR	Referenzfläche Authausener Wald	PAR	fotosynthetisch aktive Strahlung
B°	Bestockungsgrad	pH-Wert	Potenzial des Wasserstoffs
BES	Blattentwicklungsstadien	Q-Q	Quantil-Quantil
BHD	Brusthöhendurchmesser	R1/2/3	Versuchsflächen Rüthnicker Heide
BHD _{5%}	Brusthöhendurchmesser der 5 % stärksten Traubenkirschen	R ²	Bestimmtheitsmaß
BIC	Bayes'sches Informationskriterium	RBU	Rotbuche
C:N	Verhältnis Kohlenstoff zu Stickstoff	RR	Referenzfläche Rüthnicker Wald
DBU	Deutsche Bundesstiftung Umwelt	RW	Trockenmasse der Wurzeln
DIFFSF	Diffuse Site Factor	RWF	Verhältnis Trockenmasse der Wurzeln zu Gesamtmasse
EBE	Eberesche	s	Standardabweichung
G	Grundfläche	SRR	Shoot-root-ratio
H/D	Verhältnis Höhe zu Durchmesser	SW	Trockenmasse des Sprosses
HBU	Hainbuche	SWF	Verhältnis Trockenmasse des Sprosses zu Gesamtmasse
HT	Haupttrieb des Stockausschlags	TEI	Traubeneiche
ISO	Sensorempfindlichkeit	TKI	Spätblühende Traubenkirsche
KA	Kernwuchsanteil	WLI	Winterlinde
log10	Logarithmus der Basis 10	\bar{x}	Mittelwert
logLik	Loglikelihood-Statistik		

1. ALLGEMEINE EINLEITUNG

Mit einer Waldfläche von rund 55.000 Hektar ist die DBU Naturerbe GmbH einer der größten deutschen Waldbesitzer. Für die Erhaltung und Entwicklung des Ökosystems Wald mit all seinen Bestandteilen prägen naturschutzfachliche Belange die Zielstellung des Eigentümers. Unter dem Motto „*Wälder – der Natur ihren Lauf lassen*“ sollen eigendynamische Prozesse der Waldentwicklung ermöglicht werden (DBU NATURERBE 2010). Heute sind nahezu 80 Prozent der Waldfläche durch großflächige Nadelholzforste bestockt. Einschichtige Reinbestände aus Gemeiner Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) prägen das überwiegende Waldbild. Bis zur Übertragung durch den Bund in den Jahren 2008 und 2013 wurde auf den Flächen klassische Forstwirtschaft betrieben. Die Umwandlung der naturfernen Forste in naturnahe, strukturreiche Waldökosysteme stellt ein wichtiges Ziel der DBU Naturerbe GmbH dar. Dabei können entwicklungssteuernde Maßnahmen unter Beachtung der potenziellen natürlichen Vegetation des jeweiligen Standorts zur Anwendung kommen (DBU NATURERBE 2014).

Eine besondere Herausforderung stellen Kiefernforste mit einer dichten Vegetationsschicht aus Spätblühender Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) dar, wie sie beispielsweise auf den Naturerbe-Flächen Authausener Wald, Oranienbaumer und Rüthnicker Heide großflächig vorhanden sind (BERGHOLZ 2009a, 2009b, 2009c). Der aus Nordamerika stammende Neophyt wurde zur Bodenverbesserung und zur Verhinderung von Waldbränden in die Bestände eingebracht (NYSSSEN et al. 2018). Unter den lichtdurchlässigen Kiefernkronen kann sich die Spätblühende Traubenkirsche gut etablieren, was zu einer Ausdunkelung der Kraut- und Strauchschicht führt (STARFINGER 1990). Dieser Effekt kann eine Verringerung der Artenvielfalt in den unteren Vegetationsschichten bedingen (GODEFROID et al. 2005; CHABRERIE et al. 2007a, 2008, 2010; HALAREWICZ und ŻOŁNIERZ 2014) und die Verjüngung von standortheimischen Baumarten beeinflussen (KOWARIK und SCHEPKER 1998; RODE et al. 2002; VANHELLEMOUNT et al. 2009c; SCHRÖCKER 2011).

Die spezifischen Arteigenschaften der Spätblühenden Traubenkirsche erschweren das Management (KOWARIK 2010). Durch die früh einsetzende und reiche Fruktifikation werden viele Samen gebildet (STARFINGER 1990; DECKERS et al. 2005). Vögel und Säugetiere nehmen die Früchte gern auf und verbreiten die Samen zoochor über weite Entfernungen (TURCEK 1961; AUCLAIR und COTTAM 1971; McDONNELL und STILES 1983; DECKERS et al. 2005, 2008). Weiterhin erschweren der Aufbau von Samen- und

1. ALLGEMEINE EINLEITUNG

Sämlingsbanken und das gute vegetative Regenerationsvermögen das Management der fremdländischen Baumart (CLOSSET-KOPP et al. 2007).

Aufgrund der vermeintlich überwiegend negativen Auswirkungen auf die Waldbestände bezeichnete LECLERCQ (1960) die Spätblühende Traubenkirsche als „bospest“ (Waldpest). Entsprechend vielfältig waren und sind daher die Maßnahmen, die zur Regulierung der Spätblühenden Traubenkirsche ergriffen wurden (BREHM 2004). Neben den mechanischen Regulierungsverfahren wie dem Absägen, Ringeln oder Herausreißen der Bäume wurde die Bekämpfung auch chemisch durch die Applikation von Glyphosat und biologisch durch die Injektion von Pilzsporen des Violetten Knorpelschichtpilzes (*Chondrostereum purpureum* [PERS.: FR.] POUZAR) durchgeführt (BREHM 2004; CHRISTOPH 2008; HEYDECK und MÜNTE 2008; MARCISZEWSKA et al. 2018). Nach SCHEPKER (1998) scheitert jedoch der überwiegende Teil dieser Regulierungsmaßnahmen oder erbringt nur unbefriedigende Ergebnisse. Von den Berliner Forsten werden durchschnittliche Kosten für die konventionelle Rodung der Spätblühenden Traubenkirsche mit 1.000 bis 3.000 Euro pro Hektar angegeben. Daher empfehlen REINHARDT et al. (2003), in Wirtschaftswäldern aus streng ökonomischer Sicht auf herkömmliche Bekämpfungsmaßnahmen zu verzichten. Dies würde jedoch unweigerlich zu einer weiteren Ausbreitung des Neophyten führen und eine Inkaufnahme der negativen Wirkungen der Baumart bedeuten (Verringerung der Artenzahl in der Kraut- und Mooschicht sowie in der Naturverjüngung). Aus ökologischer wie ökonomischer Sicht scheint die Baumart aus den bisher besiedelten Waldökosystemen kaum rückholbar zu sein (STARFINGER et al. 2003), dies macht ein Umdenken im Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche notwendig (NYSSSEN et al. 2018).

Die gezielte Integration der Spätblühenden Traubenkirsche in waldbauliche Strategien stellt eine bis zum heutigen Zeitpunkt wenig untersuchte Möglichkeit zur Regulierung dar (PETERSEN 2015; ANNIGHÖFER et al. 2015; ANNIGHÖFER und AMMER 2015; NYSSSEN et al. 2016, 2018). Grundlegend für diesen integrativen Ansatz ist die Beobachtung, dass das dominante Auftreten der Spätblühenden Traubenkirsche vor allem in naturfernen Kiefernforsten stattfindet (VANHELLEMOUNT et al. 2010b). Diese stark anthropogen geprägten Forste ähneln im Aufbau und in den resultierenden ökologischen Bedingungen einem frühen Sukzessionsstadium der natürlichen Waldentwicklung (LEUSCHNER 1994). Ohne den menschlichen Einfluss würde unter mitteleuropäischen Standortverhältnissen eine natürliche Entwicklung zu Eichenwaldgesellschaften und später oftmals zu Buchenwaldgesellschaften erfolgen (LEUSCHNER 1994; OTTO 1994; ZERBE und JANSEN 2008; WAGNER 2010).

1. ALLGEMEINE EINLEITUNG

Die Einbringung der Spätblühende Traubenkirsche führte in diesen Forsten jedoch oftmals zur Ausbildung von Dominanzbeständen, welche diese naturnahe Waldentwicklung beeinflussen können.

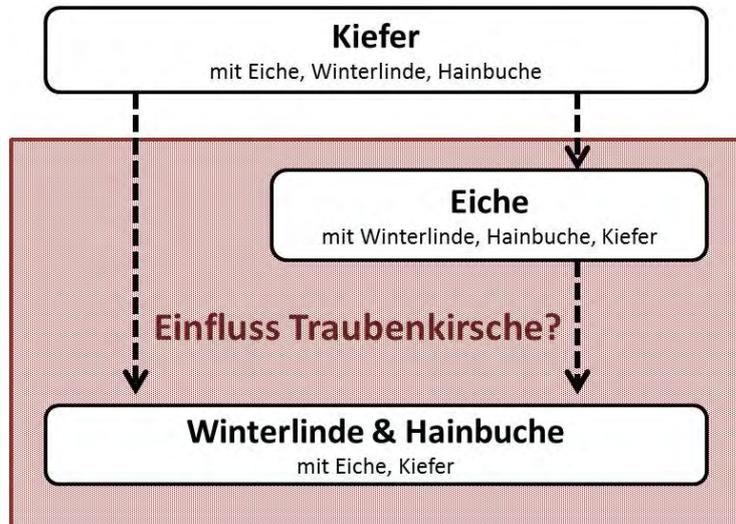


Abbildung 1: Hypothetische Entwicklung eines Kiefernforstes hin zu einem Knäuelgras-Winterlinden-Hainbuchenwald auf der DBU-Naturerbefläche Oranienbaumer Heide. Die Dominanz der Baumarten in der jeweiligen Sukzessionsstufe ist durch die Schriftgröße als ein relatives Maß dargestellt. Der durch die Spätblühende Traubenkirsche bedingte Problembereich ist rot unterlegt.

Die Abbildung 1 zeigt die hypothetische Entwicklung eines Kiefernforstes auf einem Standort des Knäuelgras-Winterlinden-Hainbuchenwaldes mit den Hauptbaumarten Eiche (*Quercus spec.*), Winterlinde (*Tilia cordata* MILL.) und Hainbuche (*Carpinus betulus* L.). Diese Waldgesellschaft stellt eine häufige potenzielle natürliche Vegetation auf der DBU-Naturerbefläche Oranienbaumer Heide dar (BOHN 2000). Dabei wird unterstellt, dass eine sukzessionale Abfolge der Baumarten durch Einwanderung gewährleistet ist. Die heutige Bestockung wird im Oberstand nahezu ausnahmslos durch Gemeine Kiefer geprägt. Zudem wurde die Spätblühende Traubenkirsche eingebracht, welche heute durch ihr starkes Auftreten eine zweite Baumschicht bildet. Die Spätblühende Traubenkirsche besitzt ebenso wie die Gemeine Kiefer deutliche Charaktermerkmale einer Pionierbaumart (KOWARIK 2010). Somit könnte das dominante Auftreten als ein weiteres Sukzessionsstadium aufgefasst werden. STARFINGER (1990) konnte in Untersuchungen feststellen, dass die Dominanz der Spätblühenden Traubenkirsche mit zunehmendem Bestandesalter abnimmt. Es ist dabei unklar, in welchem Maße die natürliche Waldentwicklung durch die Spätblühende Traubenkirsche beeinflusst wird. Durch das Fehlen von Diasporenquellen und die Ausbreitungslimitierung der zumeist schwersamigen, standortheimischen Schlusswaldbaumarten dürfte die Einwanderung dieser in die großflächigen Kiefernforste begrenzt sein (TILMAN 1994; CLARK et al. 1998). Damit stellt sich die Frage, ob mit waldbaulichen Maßnahmen (z. B. Initialpflanzung von in der

Sukzession folgenden Baumarten) die weitere Entwicklung der Problembestände im Sinne naturnäherer Prozesse beeinflusst werden kann.

Durch diese Arbeit soll der Kenntnisstand über die Möglichkeit zur Nutzung naturnaher Prozesse (z. B. Sukzession, Naturverjüngung) bei der Renaturierung von traubenkirschenbeeinflussten Kiefernforsten verbessert werden. Dabei zielt die Renaturierung auf das Erreichen eines naturnäheren Zustands mit geringerer Eingriffs- und Nutzungsintensität in den stark anthropogen geprägten Waldökosystemen (ZERBE 2009). Als Referenz für die Naturnähe kann dabei die potenzielle natürliche Vegetation des Standorts herangezogen werden. Diese wird zumeist durch Laub- und Laubmischwälder gebildet. Ein zentraler Bestandteil dieser Arbeit ist die Untersuchungen der Wirkung der Spätblühenden Traubenkirsche auf die Verjüngungsmöglichkeiten der standortheimischen Baumarten. Über eine sachliche Bewertung der Einflüsse des Neophyten soll geklärt werden, wie die Naturnähe der Prozesse in den Kiefernbeständen gestärkt werden kann. Denn unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche scheint diese natürliche Dynamik der Waldökosysteme gestört beziehungsweise sogar gefährdet zu sein. Um möglichst nur den Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche auf die Verjüngung der in Rede stehenden Baumarten untersuchen zu können, werden weitere, die Renaturierung von Waldökosystemen beeinflussende Faktoren weitgehend ausgeschlossen (z. B. Wildverbiss).

Damit umfasst diese Arbeit zwei miteinander verbundene Forschungsschwerpunkte.

- (1) Durch die Prüfung von Verjüngungsoptionen der in der natürlichen Walddynamik der Baumart Kiefer folgenden Baumarten soll die Frage geklärt werden, ob die Baumarten Traubeneiche (*Quercus petraea* MATT.), Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.), Winterlinde (*Tilia cordata* MILL.), Hainbuche (*Carpinus betulus* L.) und Gemeine Eberesche (*Sorbus aucuparia* L.) unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche überhaupt in der Lage sind, sich zu verjüngen.
- (2) Darauf aufbauend soll die Frage geklärt werden, wie, wann und wo Traubeneiche (*Quercus petraea* MATT.), Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.), Winterlinde (*Tilia cordata* MILL.), Hainbuche (*Carpinus betulus* L.) und (*Sorbus aucuparia* L.) gegebenenfalls menschlich unterstützend in das System eingebracht werden sollten.

Die Bearbeitung der Forschungsschwerpunkte erfolgt in drei inhaltlich voneinander getrennten Abschnitten, denen ein allgemeiner Methodenteil vorangestellt ist.

1. ALLGEMEINE EINLEITUNG

- (1) Charakterisierung der Strahlungsbedingungen unter verschiedenalten Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche
- (2) Pflanz- und Aussaatversuch unter Freilandbedingungen zur Überprüfung des Einflusses der Dominanzbestände auf die frühe Entwicklung der in Rede stehenden heimischen Laubbaumarten
- (3) Aussaatversuch unter kontrollierten Gewächshausbedingungen zur Überprüfung des Einflusses der Traubenkirschenstreu auf die Keimung der in Rede stehenden heimischen Laubbaumarten

Die detaillierte Formulierung der spezifischen Hypothesen erfolgt in den jeweiligen Abschnitten der Arbeit. In einem schließenden Teil erfolgen die zusammenführende Diskussion der Ergebnisse sowie die Ableitung von Handlungsempfehlungen für die waldbauliche Praxis. Die Ergebnisse der Arbeit sollen helfen, bei der Renaturierung von traubenkirschenbeeinflussten Kiefernforsten eine möglichst naturnahe Walddynamik zu erreichen.

2. STAND DES WISSENS

2.1 RENATURIERUNG VON WALDÖKOSYSTEMEN

Die Gestalt der Wälder in Mitteleuropa wurde und wird stark durch das menschliche Handeln geprägt. OTTO (1994) bezeichnet Mitteleuropa als „*Waldland*“, da es ohne den Einfluss des Menschen nahezu gänzlich mit Wäldern bedeckt wäre. Seit dem Mittelalter führte die Besiedlung einerseits zu einem starken Rückgang der Waldfläche und andererseits zu einer starken Übernutzung der Wälder. Durch die Einführung einer geregelten Forstwirtschaft in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts sollte die Nachhaltigkeit der Waldbewirtschaftung wiederhergestellt werden. Infolge großflächiger Wiederaufforstungen entstanden sogenannte Forste, die sich durch ihre Baumartenarmut, Einschichtigkeit und Gleichartigkeit charakterisieren lassen und sich damit grundlegend von naturnahen Wäldern unterscheiden (THOMASIIUS und SCHMIDT 1996). Der Umwandlung dieser stark anthropogen geprägten, naturfernen Forste zu naturnahen Waldökosystemen stellt eine wesentliche Aufgabe des 21. Jahrhunderts dar (ZERBE und WIEGLEB 2009) und wird insbesondere in Deutschland durch einen ökologischen Waldumbau vorangetrieben (FRITZ 2006).

Der Begriff Ökosystemrenaturierung wird von der Society for Ecological Restoration (SER) als „... *the process of assisting the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged, or destroyed*“ verstanden (SER 2004, S. 3). Nach ZERBE et al. (2009) liegt der Fokus der Renaturierung auf dem Erreichen eines naturnäheren Zustands, der durch eine geringere Nutzungs- und Eingriffsintensität charakterisiert ist. Wird auf eine Nutzung gänzlich verzichtet, ist die Renaturierung mit dem Zulassen einer natürlichen Sukzession verbunden. Da die Waldrenaturierung nach dieser Definition auf eine dauerhafte Minimierung der menschlichen Eingriffe abzielt, unterstreicht ZERBE (2009), dass der aktive Waldumbau nicht zwingend mit einer Waldrenaturierung gleichzusetzen ist.

Anders hingegen fassen HUTH et al. (2012) den Renaturierungsbegriff im Umgang mit großflächigen, homogenen Kiefernreinbeständen weiter. Danach kann ein naturnaher Zustand in Wäldern mit geringem Renaturierungspotenzial prinzipiell auf zwei unterschiedlichen Wegen erreicht werden. Im prozessorientierten Ansatz, der auf aktive Maßnahmen verzichtet und damit dem Ansatz von ZERBE (2009) entspricht, wird ein naturnaher Waldzustand erst nach sehr langen Zeiträumen erreicht werden können. Dies ist beispielsweise auf das Fehlen von Diasporenquellen standortheimischer Baumarten zurückzuführen. Da die Prozesse weitestgehend ohne menschlichen Einfluss ablaufen können, ist ihre Naturnähe dann sehr hoch.

Jedoch erfolgt das Erreichen des Zielzustands in menschlich kaum überschaubaren Zeiträumen. Im Unterschied zum prozessorientierten Ansatz lässt sich derselbe naturferne Wald in einem maßnahmenorientierten Ansatz durch einen massiven Input deutlich schneller in einem naturnahen Waldzustand überführen. Dies kann beispielsweise durch die aktive Einbringung der Zielbaumarten durch Pflanzung oder Saat erfolgen. Durch den starken menschlichen Input ist die Naturnähe der Prozesse dann eher gering. Zwischen beiden Ansätzen ergibt sich in Abhängigkeit der Intensität der gewählten Maßnahmen eine Vielzahl von Mischformen, mit denen die Naturnähe des Zustands und damit das Renaturierungsziel in ganz unterschiedlichen zeitlichen Horizonten erreicht werden kann.

Wichtig für die Bewertung der Naturnähe ist ein geeignetes Referenzsystem. Bei Waldökosystemen wird dabei häufig die potenzielle natürliche Vegetation (pnV) nach TÜXEN (1956) herangezogen. Diese entspricht im Allgemeinen dem Schlusswaldstadium, welches sich unter den standörtlichen Bedingungen nach einem Ausbleiben des menschlichen Einflusses schlagartig einstellen würde. Die Fokussierung auf ein statisches Schlusswaldstadium als Entwicklungsziel einer naturnahen Waldentwicklung wird von verschiedenen Autoren kritisiert (LEUSCHNER 1997; ZERBE 1997; SCHMIDT 1998). Hierbei wird eine stärkere Beachtung der aktuellen Vegetation bei der Ableitung des Zielzustands vorgeschlagen. Dies ist gerade dann notwendig, wenn eine eingebürgerte gebietsfremde Baumart wie die Spätblühende Traubenkirsche nie gänzlich aus der Waldvegetation verschwinden wird (SCHMIDT 2007; STARFINGER et al. 2003).

2.2 DAS PROBLEM DER SPÄTBLÜHENDEN TRAUBENKIRSCH

Eine besondere Herausforderung bei der Waldrenaturierung stellt die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche in Kiefernforsten dar. Diese sommergrüne Laubbaumart stammt aus dem östlichen Nordamerika und ist dort von Guatemala im Süden bis nach Kanada im Norden vorzufinden. Sie ist damit in verschiedenen Waldgesellschaften beheimatet (STARFINGER 1990). Eine äußerst weite ökologische Amplitude ermöglicht es der Baumart, unter verschiedenen klimatischen und standörtlichen Bedingungen zu gedeihen (AUCLAIR und COTTAM 1971). An den Rändern des Verbreitungsgebiets entspricht der Habitus eher einem Strauch. Hingegen findet die Baumart in den kühl und feucht temperierten Wäldern der Süd-Appalachen (Allegheny-Plateau) bei Jahresniederschlägen von über 1.000 Millimetern ideale Wuchsbedingungen (MARQUIS 1990). Dort stellt sie eine wichtige und wertvolle Wirtschaftsbaumart in der Furnierindustrie dar. Im natürlichen Verbreitungsgebiet ist die Spätblühende Traubenkirsche in frühen Sukzessionswäldern (sogenannten „second-growth

forests“) nach großflächigen Störungen durch Wind, Feuer oder Insekten, aber auch nach intensiver Holznutzung durch Kahlschlag in hoher Individuenzahl vorzufinden (MULLIGAN und MUNRO 1981). Für eine ausführliche Darstellung der Biologie und der waldbaulichen Charakteristika der Spätblühenden Traubenkirsche im Heimatgebiet sei an dieser Stelle auf HOUGH (1960) und STARFINGER (1990) verweisen.

Erstmals wurde die Spätblühende Traubenkirsche im Jahr 1623 als Zierbaum in Gärten und Parks nach Europa eingeführt (WEIN 1930). Im 19. und 20. Jahrhundert folgte die Einbringung der Baumart in die Wälder zur Steigerung der Holzproduktion, was jedoch zuallermeist aufgrund der schlechten Wuchsform scheiterte (SCHWAPPACH 1907). Anfang des 20. Jahrhunderts erlangte der Neophyt als dienende Baumart erneut Bedeutung. Wesentliche Gründe für die großflächige Einbringung waren der Wind- und Brandschutz in Nadelholzforsten, die Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit durch die gut zersetzbare Streu und deren Verwendung als Bodendecker bei der Aufforstung von Heideflächen (STARFINGER 1990). Hierfür wurde die Spätblühende Traubenkirsche ab 1920 in den Beneluxstaaten und ab 1950 in Norddeutschland bei der Begründung von Nadelholzkulturen in großer Zahl an den Außen- und Innenrändern gepflanzt (KOWARIK 2010). Etwa dreißig Jahre nach der Einbringung hatte der Neophyt so weit Fuß gefasst, dass der positive Blick auf die Baumart alsbald in eine systematische Bekämpfung umschlug (NYSSSEN et al. 2018). Weiterhin wurde ab 1989 ein Anbauverbot in Norddeutschland verhängt (STARFINGER et al. 2003). Allen Anstrengungen zum Trotz scheiterte der überwiegende Teil der mechanischen, chemischen oder biologischen Bekämpfungsmaßnahmen und verursachte dabei zum Teil hohe Kosten (SCHEPKER 1998). Die Abbildung 2 aus NYSSSEN et al. (2018) zeigt die zeitliche Abfolge der Waldbau- und Behandlungsphasen im Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche auf.

Nahezu alle heutigen Dominanzbestände gehen auf forstliche Anpflanzungen oder Heckenpflanzungen zurück (KOWARIK und SCHEPKER 1998; SCHEPKER 1998). Der Ausbreitungserfolg der Spätblühenden Traubenkirsche ist auf deren Pioniereigenschaften zurückzuführen (KOWARIK 2010). In Abhängigkeit der Lichtverhältnisse setzt die Fruktifikation bereits im Alter von vier bis sieben Jahren ein (DECKERS et al. 2005). In geschlossenen Kiefernbeständen werden die ersten Früchte in einem Alter von zwanzig Jahren gebildet (STARFINGER 1990). Der Samenfall unterliegt jährlichen Schwankungen und wird dabei stark von den Wetterbedingungen während der Blüte beeinflusst (VANHELLEMOUNT et al. 2009b). Die Samen sind bis zu drei Jahre lebensfähig (WENDEL 1972). Es werden daher keine andauernden Bodensamenbanken gebildet, vielmehr jährlich immer neue Samen

Heute weist die Spätblühende Traubenkirsche ein weites europäisches Verbreitungsgebiet auf. Die Baumart kommt nahezu flächendeckend von dem Norden Frankreichs und den Beneluxstaaten über Norddeutschland bis nach Polen und Ungarn vor. Hierbei wird die Entwicklung der Spätblühenden Traubenkirsche durch Podsole auf sandigen, sauren und trockenen Substraten gefördert, während hydromorphe und kalkreiche Böden die Verbreitung des Neophyten begrenzen (CHABRERIE et al. 2007a, 2007b). Das Vorhandensein von Samenquellen und eine ausreichende Strahlungsverfügbarkeit sind die wichtigsten Einflussgrößen für das Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche (VANHELLEMOUNT 2009b). Daher übt Lichtdurchlässigkeit der Kronen des Oberstands einen ganz wesentlichen Einfluss auf die Etablierungsmöglichkeiten der Spätblühenden Traubenkirsche aus (BORRMANN 1988; STARFINGER 1990; HAAG und WILHELM 1998). Es ist daher nicht verwunderlich, dass im europäischen Verbreitungsgebiet naturferne und monotone Forste der Lichtbaumarten Gemeine Kiefer und Lärchen ideale Etablierungsmöglichkeiten für den Neophyten bieten (STARFINGER et al. 2003; KNIGHT et al. 2008; SCHRÖCKER et al. 2013; JAGODZINSKI et al. 2019). Kritisch wird auch die Etablierung in naturnahen Eichenwäldern beobachtet (STURM 2005). Nach CHABRERIE et al. (2007a) wirkt sich das Fehlen einer Strauchschicht in bewirtschafteten und gleichaltrigen Forsten förderlich auf die Entwicklung und Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche aus. Weiterhin wird die Ausbreitung durch die aktive Manipulation des Strahlungsregimes infolge waldbaulicher Eingriffe in den Kiefernforsten gefördert (STARFINGER et al. 2003). Das Werk von NYSSSEN et al. (2013) wie auch das Baumartenportrait von PETERSEN et al. (2015) widmen sich vollumfänglich dem Neophyten im europäischen Verbreitungsgebiet.

Aufgrund der geringen Erfolge der Gegenmaßnahmen kann die Spätblühende Traubenkirsche heute als praktisch nicht mehr rückholbar aus den Waldökosystemen angesehen werden, was ein Umdenken im Umgang mit dem Neophyten erfordert (SCHEPKER 1998). Neben der Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche stellen die Akzeptanz der Baumart und/oder die Verdrängung durch den Aufbau widerstandsfähiger Wälder alternative Handlungskonzepte dar (STARFINGER et al. 2003; NYSSSEN et al. 2013; PETERSEN 2015). Die Wahl des Handlungskonzepts ist nach NYSSSEN et al. (2016) von den folgenden Fragen abhängig:

- *Können die betrieblichen Zielstellungen auch mit der Spätblühenden Traubenkirsche erreicht werden?* Wenn ja, Akzeptanz der Spätblühenden Traubenkirsche.

2. STAND DES WISSENS

- *Kann eine Waldentwicklung in Richtung einer natürlichen Sukzession hin zu schattentoleranten Baumarten akzeptiert werden? Wenn ja, Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche durch den Aufbau widerstandsfähiger Wälder.*
- *Kann die Kontinuität von Managementmaßnahmen über einen langen Zeitraum von zwanzig bis dreißig Jahren gewährleistet werden oder handelt es sich nur um ein kleines Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche? Wenn ja, ist eine Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche sinnvoll.*

Das „Dreieck der Behandlungsstrategien“ nach NYSSSEN et al. (2013, S. 117) in der Abbildung 3 kann zur Einordnung der Managementstrategien und der daraus resultierenden Konsequenzen herangezogen werden. Ist die Behandlungsstrategie auf eine Bekämpfung ausgerichtet, dann wird die Baumart überwiegend als ein Problem wahrgenommen. Durch die Bekämpfungsmaßnahmen werden hohe Kosten verursacht. Die geringen Erfolgsquoten der Bekämpfungsmaßnahmen führen mit einer hohen Wahrscheinlichkeit zu einer erneuten Dominanz der Spätblühenden Traubenkirsche im Folgebestand. Je näher eine Behandlungsstrategie dem Bereich der Akzeptanz der Spätblühenden Traubenkirsche ist, desto geringer sind die durch den Neophyten verursachte Kosten, da weder Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt noch Baumarten zur Verdrängung eingebracht werden. In diesem Fall ist jedoch auch das Risiko eines Fortbestehens der Dominanz der Spätblühenden Traubenkirsche in den Waldbeständen sehr hoch. Ist die Behandlungsstrategie hingegen auf den Aufbau widerstandsfähiger Wälder gerichtet, dann reduziert sich das Risiko, dass die Spätblühende Traubenkirsche erneut Dominanz im Waldökosystem erlangt. Denn durch die Verdrängung mithilfe schattentoleranter Baumarten kann der Einfluss des Neophyten marginalisiert werden.

Demnach wird den Schattbaumarten eine Schlüsselrolle bei der Renaturierung von traubenkirschenbeeinflussten Waldbeständen beigemessen (PETERSEN 2015; ANNIGHÖFER und AMMER 2015; NYSSSEN et al. 2013, 2016, 2018; HASSTEDT und ANNIGHÖFER 2020a). Nach JAGODZINSKI et al. (2019) ist eine dichte Überschirmung die beste Möglichkeit, um Waldbestände vor der Einwanderung der Spätblühenden Traubenkirsche zu bewahren. Schattbaumarten benötigen für das Wachstum und die Entwicklung deutlich weniger Strahlung als lichtbedürftigere Arten und führen zugleich zu einer stärkeren Beschattung des Waldbodens (NIINEMETS und VALLADARES 2006). Hierdurch erfahren lichtbedürftigere Arten einen Entwicklungsnachteil, was die Baumartenzusammensetzung in der Folgegeneration hin zu schattentoleranten Baumarten verschiebt, eine Beobachtung, die auch von HOUGH und FORBES (1943) im nordamerikanischen Heimatgebiet der

2. STAND DES WISSENS

Spätblühenden Traubenkirsche gemacht wurde. Dort war der Anteil der Spätblühenden Traubenkirsche in Schlusswaldgesellschaften aus schattentoleranten Baumarten mit 0,5 bis 5,3 Prozent deutlich geringer als in Sukzessionswäldern nach großflächigen Störungen, wo ihr Baumartenanteil zwischen 16,7 und 23 Prozent lag. KNIGHT et al. (2008) konnten einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Lichtdurchlässigkeit des Kronendachs von vierzehn Baumarten unterschiedlicher sukzessionaler Stellung und den vorgefundenen Keimlingszahlen sowie der Entwicklungsmöglichkeit der Spätblühenden Traubenkirsche feststellen. Während die Bedingungen unter dem lichtdurchlässigen Schirm der Gemeinen Kiefern für den Neophyten besonders zuträglich waren, wurde dessen Entwicklung durch die Überschirmung mit Schattbaumarten wie Winterlinde, Hain- und Rotbuche stark eingeschränkt. NYSSSEN et al. (2016) machen das Fehlen konkurrenzfähiger Schlusswaldbaumarten in Kiefernforsten für die große Gefahr einer Unterwanderung durch die Spätblühende Traubenkirsche verantwortlich. Um den Verjüngungszyklus der Spätblühenden Traubenkirsche zu brechen, wurde die aktive Einbringung schattentoleranter Baumarten in die Dominanzbestände als Voranbau untersucht (RETTNER 2004; SCHÖNFELDER-SIMON 2012; PETERSEN 2015; HASSTEDT und ANNIGHÖFER 2020a). Die Einbringung der Schattbaumarten wurde dabei in der Regel mit Managementmaßnahmen im Dominanzbestand gekoppelt.

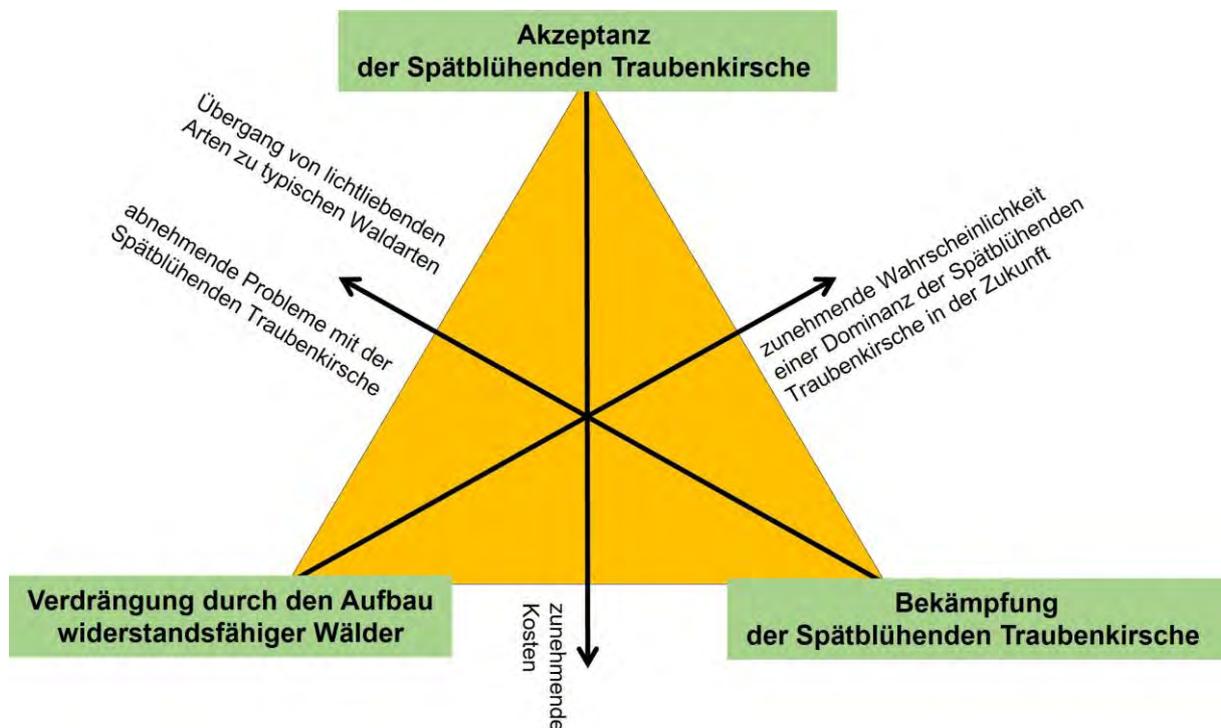


Abbildung 3: Das „Dreieck der Behandlungsstrategien“ aus NYSSSEN et al. (2013, S. 117) zeigt neben den Alternativen bei der Behandlung traubenkirschenbeeinflusster Waldbestände auch die daraus resultierenden Konsequenzen auf.

2.3 GRUNDSÄTZE ZUR ENTWICKLUNGSSTEUERUNG AUF DBU-NATURERBEFLÄCHEN

Die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit fanden im Rahmen eines Stipendenschwerpunkts auf den Naturerbeflächen der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) statt. Die Ergebnisse sollen zur Ableitung von Handlungsempfehlungen im Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche in Kiefernforsten dienen. Um diese Empfehlungen adressatengerecht ableiten zu können, müssen die Zielstellungen des Eigentümers betrachtet werden.

Das übergeordnete Entwicklungsziel der DBU Naturerbe GmbH *„ist es, Waldbestände möglichst schnell einer natürlichen Entwicklung zuzuführen“* (DBU NATURERBE 2014, S. 3). Die hierfür notwendigen Grundsätze der Entwicklungssteuerung wurden in dem Grundsatzpapier *„Naturnahe Waldentwicklung auf DBU-Naturerbeflächen“* zusammengefasst. (DBU NATURERBE 2014). Weiterhin wurden für die Einzelfläche individuelle Leitbilder erarbeitet, in denen die flächenspezifischen Entwicklungsziele festgeschrieben sind.

Die Möglichkeit, das Ziel einer natürlichen Entwicklung möglichst schnell zu erreichen, ist stark vom Ausgangszustand der Waldbestände abhängig. Mit dem Fokus auf Bestandesalter, Struktur und Baumartenzusammensetzung werden die regulären Waldbestände in drei sogenannte DBU-Waldkategorien eingruppiert, die es ermöglichen, Entwicklungsmaßnahmen über eine unterschiedliche Dauer durchzuführen. Da die Baumartenausstattung der DBU-Naturerbeflächen durch die Gemeine Kiefer dominiert ist, wird diese Baumart zur Kategorisierung herangezogen. In der DBU-Waldkategorie N werden die Bestände sofort einer natürlichen Entwicklung zugeführt, was generell keine weiteren Entwicklungsmaßnahmen zulässt. Dies umfasst vor allem Kiefernbestände im Alter von über einhundert Jahren sowie alle sonstigen Bestände mit mindestens neunzig Prozent standortheimischen Baumarten im Hauptbestand. Alle jüngeren Kiefernbestände wie auch Bestände mit einem geringeren Mischungsanteil standortheimischer Baumarten im Oberstand sollen durch gezielte Entwicklungsmaßnahmen in den Zielzustand überführt werden. Die DBU-Waldkategorie ÜK (Überführung kurzfristig) umfasst die über achtzigjährigen Kiefernbestände und Bestände mit einem Flächenanteil standortheimischer Baumarten über siebenzig Prozent. Waldbestände dieser Kategorie sollen über einen Zeitraum von bis zu zwanzig Jahren durch begrenzte Entwicklungsmaßnahmen auf eine natürliche Entwicklung vorbereitet werden. Kiefernbestände im Alter von unter achtzig Jahren sowie Bestände, in denen der Flächenanteil standortheimischer Baumarten geringer als siebenzig Prozent ist, werden der DBU-Waldkategorie ÜL (Überführung langfristig) zugeordnet. In diesen Waldbeständen ist eine langfristige Entwicklungssteuerung über einen Zeitraum von über zwanzig Jahren notwendig. Ziel beider

2. STAND DES WISSENS

Überführungskategorien ist es, den Zustand der DBU-Waldkategorie N möglichst schnell zu erreichen. Darüber hinaus existiert als vierte die DBU-Waldkategorie S für Waldbestände mit einer Sonderbewirtschaftung, wie diese beispielsweise für den Erhalt von Nieder- und Mittelwäldern notwendig ist.

Werden zum Erreichen des Zielzustands Entwicklungsmaßnahmen notwendig, „... *müssen diese auf die Förderung standortsheimischer Baumarten abzielen, natürliche Prozesse unterstützen und an die jeweilige Situation effektiv ausgerichtet und so effizient durchgeführt werden, dass das angestrebte Ziel mit möglichst geringen Kosten erreicht wird*“ (DBU NATURERBE 2014, S. 4).

Für die Zielerreichung werden im Grundsatzpapier verschiedene Handlungsfelder aufgezählt und mit konkreten Maßnahmen untersetzt. Diese umfassen im Wesentlichen die Waldverjüngung, aber auch die Entwicklungssteuerung in Jungwuchs- und Jungbeständen sowie Stangenhölzern und Baumbeständen. Die Waldverjüngung soll auf dem Wege einer natürlichen Sukzession erfolgen. Auf Schutzmaßnahmen gegen den Einfluss von verbeißendem Schalenwild wird verzichtet. Auch auf eine künstliche Einbringung von Baumarten durch Pflanzung und Saat soll weitestgehend verzichtet werden. Steuernde Eingriffe in Jungwüchsen und Jungbeständen erfolgen nur, wenn die Mischungsanteile standortheimischer Baum- und Straucharten gefährdet sind. Werden zur Sicherung der Mischungsanteile Eingriffe notwendig, sind diese extensiv durchzuführen. Erreichen die Waldbestände die Stangenhholzphase, zielen die Maßnahmen auf eine möglichst rasche Erreichung der DBU-Waldkategorie N. Standortheimische Laubbaumarten werden grundsätzlich nicht entnommen. In Nadelbaumreinbeständen und in Beständen aus nicht standortheimischen Laubbaumarten „... *sind gleichrangig DBU-Zielbäume, Waldränder, standortsheimische Verjüngung und sonstige natürliche Waldstrukturen zu schützen bzw. konsequent zu fördern*“ (DBU NATURERBE 2014, S. 5). Als DBU-Zielbäume werden hierbei neben den standortheimischen Laubbaumarten auch seltene Baumarten, Biotopbäume sowie besonders markante und ästhetisch wertvolle Charakterbäume angesehen. Weitere Maßnahmen der Entwicklungssteuerung zielen auf die Förderung von Verjüngung, auf die Waldrandgestaltung und die Erhöhung der Totholzvorräte. Fremdländische Baumarten sollen aus den Waldbeständen weitestgehend entnommen werden. Für den Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche erfolgt die realistische Einschätzung, dass eine Entfernung aus den Waldbeständen mit vertretbarem Aufwand nicht möglich sein wird. Unter dem Motto „*Mit ihr leben*“ wird die Zulässigkeit von Entwicklungsmaßnahmen zur Zurückdrängung des Neophyten an verschiedene Vorgaben geknüpft. So dürfen lediglich

2. STAND DES WISSENS

Maßnahmen ergriffen werden, wenn diese durch Drittmittel finanziert werden, zum Schutz von Vor- und Unterbauten notwendig sind oder in einem Entwicklungsplan vorgesehen sind. Die Konkurrenzkraft schattentoleranter und standortheimischer Baumarten wird als Schlüssel zur Lösung des Problems mit der Spätblühenden Traubenkirsche angesehen. Durch ein zielorientiertes Wildmanagement sollen angepasste Wildbestände hergestellt werden, die das Wachstum standortheimischer Baumarten ohne Schutzmaßnahmen ermöglichen (DBU NATURERBE 2017).

3. ALLGEMEINE METHODEN

3.1 UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die Freilanduntersuchungen dieser Arbeit wurden auf den Flächen des Nationalen Naturerbes durchgeführt. Es handelt sich dabei um dauerhafte Naturschutzflächen, die seit dem Jahr 2000 von der Bundesrepublik Deutschland an die Bundesländer sowie verschiedene Stiftungen und Naturschutzverbände übertragen wurden. Als Teil der nationalen Naturschutzstrategie sollen hierdurch wertvolle Naturschutzflächen in Offenland und Wald dauerhaft gesichert werden. Die Flächenkulisse ist über die gesamte Bundesrepublik Deutschland verteilt. Der Schwerpunkt liegt jedoch in den neuen Bundesländern. Es handelt sich im Wesentlichen um ehemalige militärische Liegenschaften, Flächen der Bodenverwertungsgesellschaft (BVVG) sowie des Grünen Bandes und Bergbaufolgelandschaften. Der gesamte Flächenumfang beläuft sich auf rund 156.000 Hektar (Stand: Jahr 2017). Allein siebzig großräumige Liegenschaften mit einer Gesamtfläche von etwa 69.000 Hektar wurden an die DBU Naturerbe GmbH übertragen. Es handelt sich hierbei um eine gemeinnützige Tochtergesellschaft der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU). Basierend auf naturschutzfachlichen Leitbildern, wird auf den einzelnen Flächen eine langfristige Sicherung der spezifischen Naturschutzziele angestrebt. Vor Ort erfolgt die Betreuung durch die Bundesforstverwaltung.

Um die Aussagekraft der Ergebnisse zu stärken, sollten die Freilanduntersuchungen in zwei getrennten Naturräumen stattfinden. Diese werden als Untersuchungsgebiete bezeichnet. Die Suchkulisse für die potenziellen Untersuchungsgebiete umfasste die Flächen des Nationalen Naturerbes, die bis zum Jahr 2011 an die DBU Naturerbe GmbH übertragen wurden (Abbildung 4). Zum damaligen Zeitpunkt entsprach dies einer Gesamtfläche von etwa 46.000 Hektar. An die Untersuchungsgebiete wurden drei wesentliche Anforderungen gestellt. Die Baumartenausstattung sollte durch homogene Kiefernforste geprägt sein. Weiterhin musste ein ausreichender Teil der Kiefernbestände eine möglichst großflächige zweite Baumschicht aus Spätblühender Traubenkirsche aufweisen. Zuletzt musste eine standörtliche und klimatische Vergleichbarkeit der Untersuchungsgebiete gegeben sein.

Nach der Bereisung verschiedener Naturerbeflächen zeigten sich im Authausener Wald und in der Rütznicker Heide (BERGHOLZ 2009a, 2009c) die günstigsten Voraussetzungen, was schließlich zur Festlegung der Untersuchungsgebiete führte.

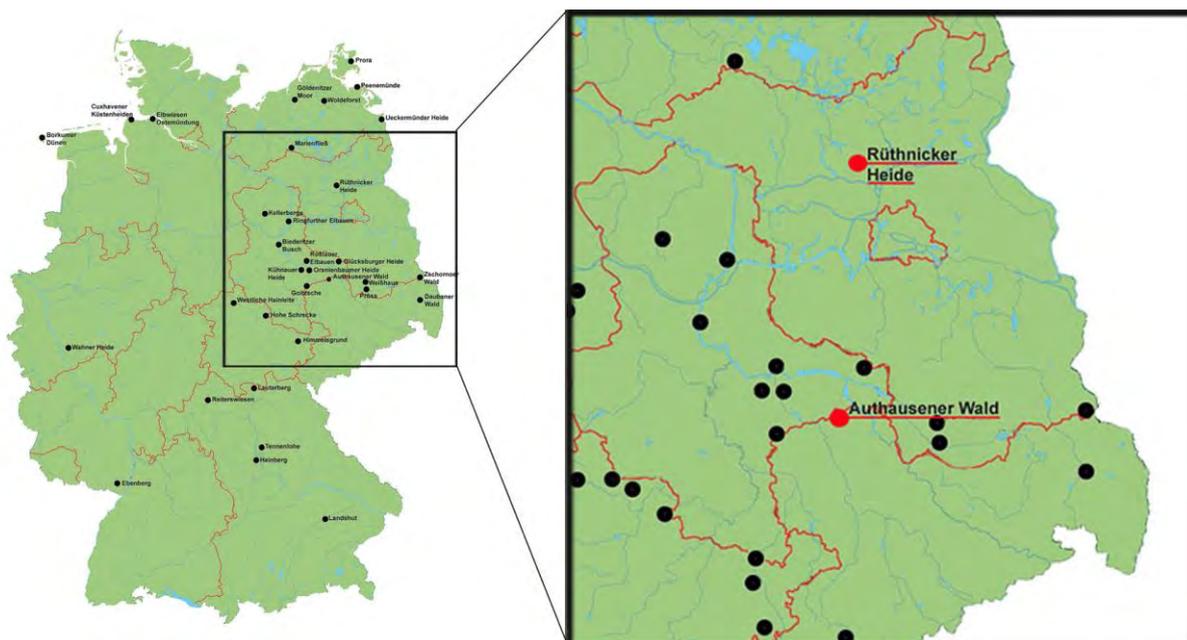


Abbildung 4: Einordnung der Untersuchungsgebiete Authausener Wald und Rütznicker Heide in die Flächenkulisse der DBU-Naturerbeflächen. (Quelle: DBU 2014, verändert)

Authausener Wald

Die DBU-Naturerbefläche Authausener Wald befindet sich im Freistaat Sachsen, in direkter Nähe zur Landesgrenze nach Sachsen-Anhalt. Rund 35 Kilometer nordöstlich von Leipzig gelegen, befindet sich das Untersuchungsgebiet zwischen Bad Dübener Heide im Westen und Torgau im Osten. Der Authausener Wald hat eine flächenhafte Ausdehnung von 2.198 Hektar. Das Waldbild wird durch naturnahe buchen- und eichendominierte Waldbestände sowie auch durch naturferne Kiefernforste geprägt (BERGHOLZ 2009a). Zur Erweiterung des Flächenpools wurden geeignete Bestände des angrenzenden Landeswaldreviers Jagdhaus im sächsischen Forstbezirk Taucha in die Untersuchung einbezogen.

Im Rahmen der naturräumlichen Gliederung Sachsens erfolgt die Zuordnung zum Sächsisch-Niederlausitzer Heideland (MANNSFELD und SYRBE 2008). Das Untersuchungsgebiet liegt inmitten der Dübener Heide, einer durch die Saalekaltzeit geprägten Endmoränenlandschaft (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2012a). Auf der mikrogeochoren Skala ist die Bad Schmiedeberger Endmoräne im Norden, die Kossaer Heidesandplatte im Zentrum zu finden, die Zadlitzer Rinnen- und Sandplatten liegen im südlichen Bereich (LFZ 2012). Die vorherrschenden Bodentypen sind Braunerde-Podsole und podsolige Braunerden. Diese werden überwiegend aus Schmelzwassersand gebildet.

Mit einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 688 mm (2002 bis 2013) und einer Jahresdurchschnittstemperatur von über 9,6 °C (2005 bis 2013) ist das Gebiet dem mäßig

3. ALLGEMEINE METHODEN

trockenen Tiefland zuzuordnen (LFZ 2012; DEUTSCHER WETTERDIENST 2014a, 2014b). Etwa die Hälfte des Jahresniederschlags fällt in der Vegetationsperiode zwischen April und September, was einer Niederschlagsmenge von 357 mm entspricht (DEUTSCHER WETTERDIENST 2014b).

Die militärische Nutzung der Fläche begann im Jahr 1935. Durch die Westfälisch-Anhaltinische Sprengstoff AG (WASAG) wurde eine weiträumige Munitionsfabrik mit zahlreichen Bunkeranlagen errichtet (MILITÄRMUSEUM KOSSA 2015). Nach Ende des Zweiten Weltkriegs erfolgte die Zerstörung der Anlagen durch die Sowjetarmee. Später wurde die Liegenschaft als Pionierlager der Nationalen Volksarmee (NVA) genutzt. Im Jahr 1976 erlangte die militärische Liegenschaft durch die Einrichtung einer streng geschützten und geheimen Führungsstelle für den Verteidigungsfall der DDR steigende Bedeutung. Nach der politischen Wende wurde die Fläche durch die Bundeswehr übernommen, es fand jedoch keine weitere militärische Nutzung statt. Die Waldfläche wurde seither durch die Bundesforstverwaltung bewirtschaftet.

Rüthnicker Heide

Die DBU-Naturerbefläche Rüthnicker Heide liegt in Brandenburg, rund 25 km nordwestlich von Berlin. Als nächstgrößere Städte befinden sich Neuruppin im Westen und Oranienburg im Südosten des Untersuchungsgebiets. Die Rüthnicker Heide hat eine Flächengröße von 3.853 Hektar und ist zentral in ein 9.400 Hektar großes zusammenhängendes Waldgebiet eingebettet. Das Waldbild wird überwiegend durch naturferne Kiefernforste geprägt (BERGHOLZ 2009c).

Naturräumlich befindet sich das Untersuchungsgebiet im Ruppiner Land (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2012b). Auf Grundlage der forstlichen Wuchsgebietsgliederung erfolgt die Zuordnung zum Ostmecklenburger-Neubrandenburger Jungmoränenland (GAUER und ALDINGER 2005). Als Bodentyp herrschen podsolige Braunerden vor, die aus Schmelzwassersand gebildet werden.

Klimatisch lässt sich die Rüthnicker Heide dem mäßig trockenen Tiefland zuordnen. Als Lokalklimaform wird das Neubrandenburger Klima im Großklimabereich β angegeben (MÜLLER und LUTHARDT 2009). Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 673 mm, und die mittlere Jahrestemperatur kann mit 9,4 °C angegeben werden (DEUTSCHER WETTERDIENST 2014d, 2014c). Etwa die Hälfte des jährlichen

3. ALLGEMEINE METHODEN

Niederschlags fällt in der Vegetationszeit zwischen April und September, was einer Niederschlagssumme von 354 mm entspricht (DEUTSCHER WETTERDIENST 2014c).

Auch die Rühnicker Heide wurde ehemals militärisch genutzt. Anfang der 1960er-Jahre wurde im westlichen Teil des Waldgebiets eine Flugabwehrstellung durch die Nationale Volksarmee errichtet (Flugabwehr-Raketenabteilung 4124). Ebendiese existierte dort bis zur politischen Wende. Aufgrund dessen waren große Teile des Waldgebiets militärisches Sperrgebiet. Nach der politischen Wende 1990 wurde die Fläche durch die Bundeswehr übernommen, es fand jedoch seither keine weitere militärische Nutzung statt. Die Bewirtschaftung der Waldfläche wurde durch die Bundesforstverwaltung durchgeführt.

Tabelle 1: Untersuchungsgebiete Authausener Wald und Rühnicker Heide. Die durchschnittlichen Temperatur- und Niederschlagsdaten wurden anhand der Daten des Deutschen Wetterdienstes der Stationen Klitzschen⁽¹⁾ (16 km südöstlich vom Authausener Wald, Zeitraum 2005–2013), Neuruppin⁽²⁾ (17 km westlich von der Rühnicker Heide, Zeitraum 2002–2013), Kossa⁽³⁾ (2 km westlich vom Authausener Wald, Zeitraum 2002–2013) und Lindow/Mark⁽⁴⁾ (10 km nördlich von der Rühnicker Heide, Zeitraum 2002–2013) errechnet⁽⁵⁾. Die Länge der Vegetationsperiode bezieht sich auf den Zeitraum von April bis September.

DBU-Naturerbefläche	Authausener Wald (A)	Rühnicker Heide (R)
Koordinaten	52°51'27.22"N 13°4'38.43"E	51°37'29.48"N 12°43'25.45"E
Wuchsgebiet	Dübener-Niederlausitzer Altmoränenlandschaft	Ostmecklenburger-Neubrandenburger Jungmoränenlandschaft
Höhenlage ü. NN	120–165 m	55–75 m
Durchschnittstemperatur im Jahr	9,6 °C ⁽¹⁾	9,4 °C ⁽²⁾
Durchschnittstemperatur in der Vegetationszeit	15,5 °C ^(1,5)	15,3 °C ^(2,5)
Niederschlag im Jahr	688 mm ⁽³⁾	673 mm ⁽⁴⁾
Niederschlag in der Vegetationszeit	357 mm ^(3,5)	354 mm ^(4,5)
Grundgestein	Decksand über Schmelzwassersand, selten lehmunterlagert	Decksand aus Schmelzwassersand, in Teilen übersandet mit Flugsand
Bodentyp	Braunerde-Podsole und podsolige Braunerden	podsolige Braunerden

Trotz der Lage in unterschiedlichen Naturräumen weisen die Untersuchungsgebiete mehrere Gemeinsamkeiten in den klimatischen und pedologischen Rahmenbedingungen auf (Tabelle 1). Aus den Daten des Deutschen Wetterdienstes lässt sich eine Abweichung der

durchschnittlichen jährlichen Niederschlagssummen von 15 mm – in der Vegetationszeit von lediglich 3 mm – ableiten. Hierbei stellen sich die Bedingungen im Untersuchungsgebiet Authausener Wald geringfügig günstiger dar. Mit einer Temperaturdifferenz von 0,2 Kelvin sind sowohl die durchschnittliche Jahrestemperatur als auch die durchschnittlichen Temperaturen in der Vegetationszeit der Untersuchungsgebiete nahezu identisch. Die Bodenart in beiden Untersuchungsgebieten ist durch Schmelzwassersande geprägt, die zumeist durch Decksand überlagert sind. Da Löss- und Lehmeinlagerungen weitestgehend fehlen, kann in beiden Gebieten von ungünstigen Substratfeuchtestufen ausgegangen werden. Hinsichtlich des Bodentyps lassen sich beide Untersuchungsgebiete überwiegend durch Sandbraunerden mit einer unterschiedlich ausgeprägten Podsolierung charakterisieren.

3.2 HEMISPHÄRISCHE FOTOGRAFIE

Die horizontale und vertikale Strukturvielfalt von Wäldern führt zu einer starken Heterogenität der Strahlungsbedingungen am Waldboden (MITSCHERLICH 1981). Zur Charakterisierung des Einflusses der oberen Vegetationsschichten auf die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden wurde die Methode der hemisphärischen Fotografie angewendet. Über Gegenlichtaufnahmen kann somit der momentan vorliegende strahlungsreduzierende Einfluss von Waldbeständen bestimmt werden (WAGNER 1994b; WAGNER et al. 2004; SCHWALBE et al. 2009). Darüber hinaus lässt das Verfahren Aussagen über direkte Strahlungskomponenten zu (WAGNER et al. 2004). Eine umfangreiche Beschreibung des Verfahrens findet sich in TROUILLIER (2010).

Kamera und Zubehör

Die Aufnahmen wurden mit einer digitalen Spiegelreflexkamera Nikon D700 durchgeführt (Abbildung 5). Das Arbeiten im manuellen Aufnahmemodus ermöglichte eine ideale Anpassung der Sensorempfindlichkeit (ISO), der Blendenöffnung und der Verschlusszeit an die vorliegenden Umweltbedingungen.

Die Sensorempfindlichkeit gibt vor, wieviel Licht für ein zufriedenstellendes Belichtungsergebnis benötigt wird. Je höher die Empfindlichkeit, desto weniger Licht ist für die Aufnahme nötig. Bei einer hohen ISO-Einstellung können jedoch Ungenauigkeiten in den Aufnahmen durch Bildrauschen und Farbunreinheiten auftreten (NIKON CORPORATION s. a.). Aus diesem Grund wurden alle Aufnahmen mit ISO 200 angefertigt. Es handelt sich um die geringste ISO-Einstellungsstufe der verwendeten Kamera.

3. ALLGEMEINE METHODEN

Die Blendenöffnung regelt die Lichtdurchlässigkeit des Objektivs. Je höher die Blendenzahl, desto geringer die Blendenöffnung, womit eine Erhöhung der Tiefenschärfe im Bild einhergeht. Für die Erstellung der hemisphärischen Fotos wurde ein Nikon 8 mm f/2.8 Fisheye-Objektiv verwendet. Das Objektiv ermöglicht Fotoaufnahmen bei einer geringen Blendenöffnung (Blendenzahl f/8). Der Öffnungswinkel des Objektivs von nahezu 180° ermöglicht es, beinahe die gesamte Hemisphäre abzubilden.

Die Erstellung hemisphärischer Fotos des Kronenraums von Waldbeständen verlangt eine Anpassung der Belichtungszeiten an die Strahlungsbedingungen des Freilands (OLSSON et al. 1982). Von GREIS und KELLOMÄKI (1981) und WAGNER (1998) wird darüberhinausgehend eine einheitliche Überbelichtung der Bilder empfohlen. Damit kann der Kontrast zwischen verdeckenden Stämmen, Ast- und Blattwerk gegenüber dem freien Himmel gestärkt werden. Durch kürzere Belichtungszeiten können bewegungsbedingte Unschärfen u. a. durch Kronenbewegung infolge von Windeinfluss vermieden werden (TROUILLIER 2010). Die ideale Verschlusszeit (Belichtung) wurde vor jeder Aufnahme durch eine Referenzmessung unter freiem Himmel ermittelt. Hierfür wurden größere Lücken im Kronendach oder Lichtungen genutzt. Für die Messung der Belichtungszeit kam ein Belichtungsmesser Luniasix 3 der Firma Gossen zur Anwendung. Ein kleiner Öffnungswinkel von nur 7,5° ermöglichte die Referenzmessung auch in kleinen Kronendachöffnungen. Es wurde auf die räumliche Nähe zwischen Aufnahmepunkt im Bestand und Standort der Referenzmessung geachtet (WAGNER et al. 2004). Die Arbeit im Zweimannverfahren gewährleistete die momentgenaue Einschätzung der vorliegenden Belichtungsbedingungen. Bei sich abzeichnenden günstigen Bewölkungsbedingungen wurde unmittelbar vor jedem Foto eine Referenzmessung durch den Helfer durchgeführt und die Kameraeinstellungen angepasst.

Die Kamera wurde für die Aufnahmen auf ein Stativ montiert, dies ermöglichte ihre korrekte dreidimensionale Ausrichtung. Durch die Verwendung des Stativs und die Nutzung eines Fernauslösers das Verwackeln während der Aufnahmen vermieden werden, was sich besonders bei längeren Belichtungszeiten als günstig erwies. Die Positionierung der Kamera erfolgte direkt über dem jeweiligen Probestand in einer Höhe von 0,8 Meter über dem Erdboden. Für die spätere Auswertung der hemisphärischen Fotos wurde auf eine einheitliche Orientierung der Aufnahmen (Himmelsrichtung) geachtet (EVANS und COOMBE 1959). Mithilfe eines Kompasses wurde die Kamera jeweils so positioniert, dass ihre Oberseite und somit die Bildoberseite in Richtung Norden zeigte. Des Weiteren erfolgte die Zentrierung des Kameraobjektivs mit einer Dosenlibelle. Hierdurch kann für alle Bilder eine einheitliche

Orientierung des Zenits des Himmels im Bildmittelpunkt sichergestellt werden (ANDERSON 1964).

Aufnahmebedingungen

Um den Einfluss der sommergrünen Dominanzbestände auf das Strahlungsregime am Waldboden erheben zu können, wurden die hemisphärischen Fotos im vollbelaubten Zustand aufgenommen (Abbildung 6). Die Aufnahmen wurden im Juli 2012 angefertigt. Es wurde bevorzugt bei einem gleichmäßig bewölkten Himmel fotografiert. Eine derartige Bewölkungssituation stellt ideale Bedingungen für die hemisphärische Fotografie dar (LIEFFERS et al. 1999). Der Kontrast zwischen Himmel und Baumkronen lässt sich bei gleichmäßig bewölktem Himmel besonders gut abbilden (MESSIER und PUTTONEN 1995). Eine klare Abgrenzung zwischen verdeckten und unverdeckten Bereichen ist entscheidend für die Auswertbarkeit der Fotos.



Abbildung 5: (a) Die Aufnahme der hemisphärischen Fotos erfolgte mit einer digitalen Spiegelreflexkamera Nikon D700, die mit einem Nikon 8 mm f/2.8 Fisheye-Objektiv ausgerüstet war. (b) Die Abbildung zeigt die über dem Probepunkt auf einem Stativ etwa 0,8 m oberhalb des Erdbodens eingerichtete Kamera. (c) Vor jeder Aufnahme wurde die Kamera mit einem Kompass und einer Dosenlibelle ausgerichtet.

3. ALLGEMEINE METHODEN

Ein Abweichen von den standardisierten Bewölkungsbedingungen lässt nur unbefriedigende Ergebnisse erwarten (TROUILLIER 2010). Durch direkten Sonneneinfluss oder lückige Bewölkung kann es auf den Aufnahmen zu einer Überstrahlung des detailreichen Kronenraums kommen (WAGNER et al. 2004). Dennoch machten verschiedene Faktoren ein Abweichen von den stark restriktiven Aufnahmebedingungen notwendig. So war die Anzahl der zu erhebenden Bilder sehr hoch, und die Phasen homogener Bewölkung im Sommermonat Juli waren einfach zu kurz. Weiterhin war es aufgrund der großen räumlichen Entfernung zu den Untersuchungsgebieten kaum möglich, die tatsächlich vorliegende Bewölkungssituation einzuschätzen, geschweigen denn zu prognostizieren. Eine gute Kompromisslösung wurde durch die Aufnahme der hemisphärischen Fotos in den Morgen- und Abendstunden bei wolkenfreiem Himmel gefunden (WAGNER und NAGEL 1992). Um einen direkten Sonneneinfluss zu vermeiden, erfolgten die Aufnahmen vor bzw. nach dem bildspezifischen Sonnenaufgang bzw. -untergang.

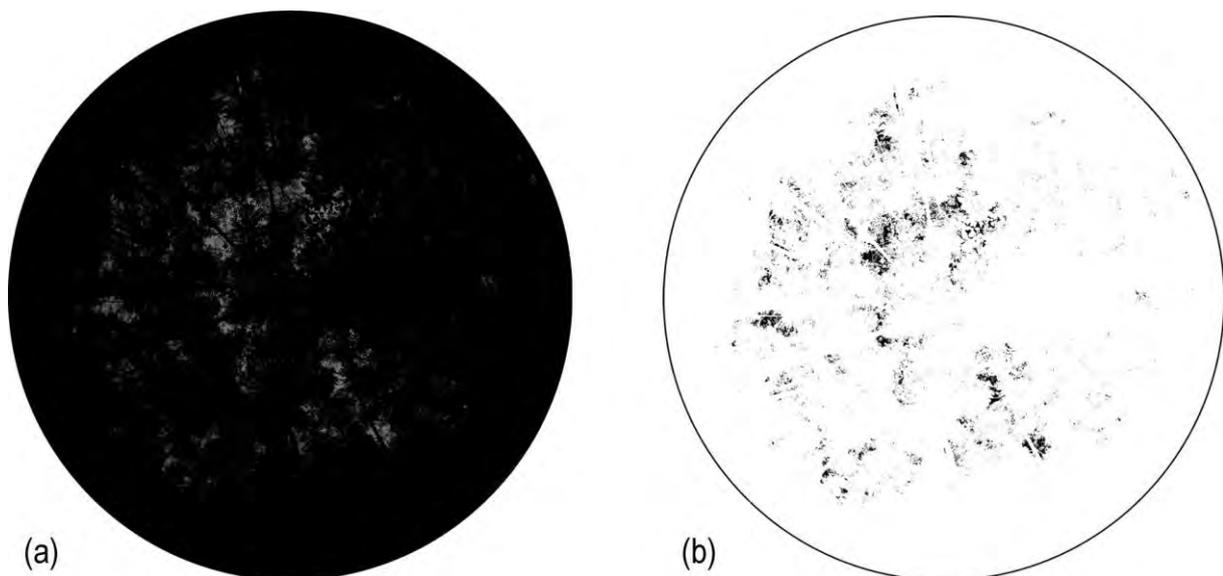


Abbildung 6: (a) Die Aufnahme der hemisphärischen Fotos erfolgte im vollbelaubten Zustand der Dominanzbestände, wobei die Belichtungszeit an die Helligkeit im Freiland angepasst wurde. In der Originalaufnahme erscheint das abschirmende Kronendach schwarz und jede Kronendachlücke als helle Stelle. (b) Durch die computergestützte Segmentierung und Klassifizierung der Aufnahmen entsteht ein Falschfarbenbild, das schließlich für die Herleitung der Strahlungsgrößen herangezogen werden kann.

In Waldbeständen wird die Strahlung kaskadenartig reduziert. Die höher liegende Schicht hat eine dominierende Stellung in der Ressourcennutzung. Der Spätblühenden Traubenkirsche in der zweiten Baumschicht kann demnach nur so viel Strahlung zur Verfügung stehen, wie die erste Baumschicht aus Gemeiner Kiefer hindurchlässt. Die hemisphärischen Sommeraufnahmen bilden den strahlungsmindernden Effekt des gesamten Oberstands ab. Von besonderem Interesse in dieser Untersuchung ist jedoch der strahlungsmindernde Effekt der Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche. Um diesen Effekt quantifizieren zu

können, sollten an den Probepunkten hemisphärische Referenzaufnahmen angefertigt werden, die allein die Strahlungsminderung durch den Kiefernoberstand betrachten. Im günstigsten Fall hätten diese Aufnahmen über dem Kronendach der Dominanzbestände erhoben werden müssen. Aufgrund der Baumhöhen ergaben sich hieraus vor allem in den mittelalten und alten Dominanzbeständen erhebliche methodische Probleme. Die Montage der Kamera an einer Teleskopstange ließ kaum qualitativ hochwertige Fotoaufnahmen erwarten. Die Nutzung einer Leiter schied aufgrund der Arbeitssicherheit aus. Auch hier musste eine Kompromisslösung gefunden werden. Um den strahlungsmindernden Einfluss des immergrünen Kiefernoberstands quantifizieren zu können, wurden hemisphärische Aufnahmen im unbelaubten Winterzustand erstellt. Diese wurden in den Wintermonaten Februar und März 2013 an allen Probepunkten positionsgleich erhoben. Jedoch werden die Stämme und Äste der Dominanzbestände in den Winteraufnahmen mit abgebildet. Die daraus resultierende Strahlungsreduktion kann nicht separat ausgewiesen werden und führt zur systematischen Unterschätzung der Strahlungsbedingungen in den Kiefernbeständen.

Die Beachtung einer günstigen Bewölkungssituation war bei den hemisphärischen Winteraufnahmen von noch entscheidenderer Bedeutung, denn nach WAGNER et al. (2004) führen Abweichungen vom Idealzustand bei stärker aufgelichteten Beständen zu schlechten Ergebnissen. Verstärkt wird dieser Effekt, so die Autoren weiter, in Beständen von Baumarten mit geringem Extinktionsvermögen, wozu auch die Kiefer gerechnet wird. Schneeauflagerungen im Kronenbereich schlossen die Aufnahmen aus, da die durch den Schnee verursachten Reflektionen zu einer Verfälschung der Ergebnisse führen (TROUILLIER 2010). Waren an den Probepunkten im Oberstand sommergrüne Laubbäume vorhanden, konnte die Strahlungsreduktion des Oberstands mit dieser Vorgehensweise nicht erhoben werden, sodass die Punkte hier verworfen werden mussten.

Aufbereitung und Analyse

Die hemisphärischen Fotos wiesen eine Auflösung von 12 Megapixeln auf (4256 x 2832 Pixel). Um aus den zweidimensionalen Bildern Informationen über den dreidimensionalen Raum der Hemisphäre ableiten zu können, mussten die Bildinformationen bearbeitet werden. Über die Polarprojektion wurden die Positionen eines jeden Pixels im Raum flächentreu zugeordnet (TROUILLIER 2010). Unter Beachtung der geometrischen Abbildungseigenschaften des verwendeten Fisheye-Objektivs werden dabei Pixel durch einen Raumwinkel und einen Abstand vom Bildmittelpunkt beschrieben (SCHWALBE et al. 2004, 2009).

Für die Ableitung von Strahlungskenngrößen werden die Grauwerte der Pixel herangezogen. Gute Aufnahmen sollten hierbei eine bimodale Verteilung in den Grauwertistogrammen aufweisen (WAGNER 1994b, 1998). Nach WAGNER (2001) wird der Grauwert eines jeden Pixels von den folgenden drei Faktoren beeinflusst:

- Belichtung des Bildes im Verhältnis zur Helligkeit des Himmels,
- Heterogenität der Helligkeit in verschiedenen Bereichen des Himmels, die selbst bei gleichmäßiger Bewölkung im begrenzten Umfang auftritt, und
- Randabschattung (Vignettierung) des Objektivs.

Die Auswertung der hemisphärischen Fotos verlangt eine eindeutige Zuordnung des in den Bildern abgebildeten freien Himmels und der dargestellten abschirmenden Vegetation. Die Qualität der ableitbaren Aussagen ist stark von der Segmentierungstechnik abhängig (WAGNER 2001). Das hier verwendete Segmentierungs- und Klassifizierungsverfahren wurde von SCHWALBE et al. (2009) entwickelt und wie folgt beschrieben:

In Vorbereitung der Bildanalyse erfolgen die geometrische Modellierung des Objektivs und die Kalibrierung der drei Farbkanäle (rot, grün und blau). In einem ersten Klassifizierungsschritt wird für jedes Pixel die Intensität des blauen Kanals zum roten und zum grünen Kanal abgeglichen (pixelweise multispektrale Klassifikation). Pixel mit einer eindeutigen Dominanz des blauen Kanals werden als Himmel klassifiziert.

Im folgenden Schritt werden aus den Informationen der drei Farbkanäle Grauwerte berechnet. Auf Grundlage der Grauwerte wird die Segmentierung des Bildes durchgeführt. Hierbei werden Bildausschnitte mit ähnlichen Grauwerten als homogene Bereiche ausgeschieden. Als ein Vorteil der Gegenlichtaufnahme ist es anzusehen, dass sowohl die hellen Pixel des Himmels als auch die dunklen Pixel der Vegetation eine starke Homogenität der Grauwerte aufweisen. Inhomogene Bereiche treten hingegen häufig im Grenzbereich zwischen den beiden Klassen auf. Die Ausscheidung der homogenen Bereiche erfolgt über eine Profilanalyse. Dafür wird das Bild ausgehend vom Bildmittelpunkt in streifenartige Profile einteilt. Innerhalb der Profile erfolgt die Segmentierung homogener und heterogener Bereiche über lineare Filtermasken, die in der Regel eine Breite von sieben Pixeln aufweisen.

In zweiten Klassifizierungsschritt erfolgt die Zuordnung der segmentierten homogenen Bereiche zu den Klassen Himmel und Vegetation in einem zweistufigen Verfahren. Grundlage hierfür stellt das Grauwertistogramm mit Schwellenwerten dar. Pixel, die einen oberen globalen Schwellenwert im Histogramm überschreiten, werden der Klasse Himmel zugeordnet.

Entsprechend erfolgt eine Zuordnung zur Klasse Vegetation bei Unterschreitung eines unteren globalen Schwellenwerts im Histogramm. Befinden sich die Pixel innerhalb der Schwellenwerte des Grauwert-Histogramms, kann die Zuordnung nicht über den globalen Ansatz erfolgen. Hier ist die Lage des Pixels für die Klassifikation entscheidend. Die Zuordnung zur Klasse Vegetation oder Himmel erfolgt über eine segmentweise Nachbarschaftsanalyse bereits klassifizierter Pixel. Am Ende dieser zweiten Klassifikation sind alle Pixel der homogenen Bereiche einer der beiden Klassen zugeordnet.

Ein letzter Klassifikationsschritt versucht nun, die gemischten Pixel der inhomogenen Bereiche zuzuordnen. Dabei werden im Umkreis des zu klassifizierenden Bereichs zwei Referenzpixel gesucht, die sich jeweils eindeutig einer der beiden Klassen zuordnen lassen. Schließlich wird der Grauwert des gemischten Pixels mit denen der Referenzpixel verglichen. Ist der Grauwert größer als die Himmelsreferenz oder ihr gleich, erfolgt die Zuordnung zur Klasse Himmel. Im Umkehrschluss erfolgt die Zuordnung zur Klasse Vegetation, wenn der Grauwert kleiner als die Vegetationsreferenz oder ihr gleich ist. Befindet sich der Grauwert jedoch zwischen den Referenzwerten, erfolgt eine prozentuale Zuordnung der Klassenzugehörigkeit über lineare Interpolation.

Ableitung der Strahlungskennwerte

Die Berechnung von Strahlungskennwerten erfolgte unter Verwendung der Bildverarbeitungssoftware Optimas 6.5 (Optimas BioScan Inc.).

Die Strahlung liegt in einer direkten und in einer indirekten Komponente vor (ANDERSON 1964). Intensität und Qualität dieser Strahlungskomponenten sind verschieden (WAGNER et al. 2004). Die direkte Komponente resultiert aus dem unmittelbaren Einfluss der Sonne und wird durch das Kronendach des Oberstands stark reduziert. Durch die räumliche und zeitliche Variation der direkten Strahlung am Waldboden erlangen sogenannte Lichtflecken eine entscheidende Bedeutung für die Strahlungsversorgung der Verjüngungspflanzen (OTTO 1994). Die indirekte Komponente resultiert hingegen aus der gestreuten Strahlung. Diese diffuse Komponente kann einer mehrfachen Streuung unterliegen und geht von der gesamten Hemisphäre aus (WAGNER et al. 2004). Die Strahlungskennwerte können sich sowohl auf die direkte oder indirekte Strahlungskomponente als auch auf beide Strahlungskomponenten beziehen.

In der vorliegenden Arbeit wurde der *Diffuse Site Factor* (DIFFSF in %, nach ANDERSON 1964) als Strahlungskenngröße aus den hemisphärischen Fotos erhoben und als

erklärende Variable herangezogen. Dieser gibt als relative Strahlungsgröße das Verhältnis der diffusen Strahlung am Messpunkt zur diffusen Strahlung im Freiland an.

3.3 MATHEMATISCH-STATISTISCHE AUSWERTUNG

3.3.1 ANGEWANDTE STATISTISCHE METHODEN

Die statistische Auswertung der erhobenen Daten erfolgt in deskriptiver, explorativer und induktiver Betrachtung.

Im ersten deskriptiven Teil werden die Daten in übersichtlicher Weise dargestellt und geordnet. Weiterhin erfolgt die Angabe statistischer Lage- und Streuungsmaße wie Mittelwert (\bar{x}), Standardabweichung (s) sowie Minimum (x_{min}) und Maximum (x_{max}).

Als Grundvoraussetzung für die weiterführende explorative Analyse wurden die Normalverteilung und die Varianzhomogenität der Daten geprüft. Zur Feststellung der Normalverteilung erfolgte im ersten Schritt der SHAPIRO-WILK-Test. Dieses statistische Testverfahren weist eine hohe Schärfe auf, die zu einem vorschnellen Ausschluss von Stichproben führen kann (JANSSEN und LAATZ 2007). Jedoch gelten die meisten statistischen Testverfahren als robust gegenüber geringen Abweichungen von der Normalverteilungsannahme. Daher wurde der Empfehlung von JANSSEN und LAATZ gefolgt, im Falle einer testbedingten Ablehnung der Nullhypothese, die auf eine Nicht-Normalverteilung der Daten hinweist, in einem zweiten Schritt die Bewertung der Normalverteilung mithilfe von Normalverteilungsdiagrammen durchzuführen. Zeigen diese Diagramme jedoch grobe Abweichungen in Form von mehrgipfligen oder extrem schiefen Verteilungen, so kann keine Normalverteilung angenommen werden. Die Homogenität der Varianzen wurde mit dem LEVENE-Test geprüft (KÖHLER et al. 2007).

Waren die Voraussetzungen der Normalverteilung und der Varianzhomogenität erfüllt, wurde die Variabilität der Messdaten mithilfe von einfaktoriellen Varianzanalysen überprüft. Hierbei wird getestet, inwiefern sich ein Faktor auf die Variabilität der Messdaten auswirkt. Jeder Faktor besitzt mindestens zwei Faktorstufen. Für den Einzelwert ergibt sich demnach folgende Aufschlüsselung:

$$x_{ij} = \bar{\mu} + \alpha_i + e_{ij} \quad \text{für } i = 1, \dots, n.$$

Der Einzelwert x_{ij} wird durch die Faktorstufe i beeinflusst. Demnach setzt sich der Wert x_{ij} aus dem Gesamtmittelwert der Stichprobe $\bar{\mu}$, dem festen Effekt der Faktorstufe i mit dem Betrag

$\hat{\mu}_i$ und einem Restfehler e_{ij} zusammen. Die einfaktorielle Varianzanalyse fragt nun, ob sich die Mittelwerte der Faktorstufen in mindestens einem Fall signifikant unterscheiden.

Konnten durch die Varianzanalyse signifikante Unterschiede zwischen den Mittelwerten der Faktorstufen festgestellt werden, wurde der BONFERRONI-Test für den multiplen Mittelwertvergleiche durchgeführt (JANSSEN und LAATZ 2007). Der BONFERRONI-Test prüft, welche der Stichprobenmittelwerte sich signifikant unterscheiden.

Über Korrelationsanalysen wird die Stärke der Zusammenhänge zwischen den einzelnen Parametern aufgezeigt. Die Zusammenhänge werden durch das Bestimmtheitsmaß (R^2) und den Korrelationskoeffizienten (r) als Wurzel des Bestimmtheitsmaßes analysiert. Hierbei gibt das Bestimmtheitsmaß Auskunft über den Anteil der Streuung einer Variablen y , die durch die Veränderung einer Variablen x erklärt werden kann (HEDDERICH und SACHS 2012). Hingegen verdeutlicht der Korrelationskoeffizient die Stärke der linearen Abhängigkeit. Das Vorzeichen von r lässt eine Aussage über den Anstieg der Regressionsgeraden zu. Es zeigt somit, ob die Veränderung der Variablen x zur Steigerung (positives r) oder Minderung (negatives r) der Variablen y führt (KÖHLER et al. 2007). Der Korrelationskoeffizient ist jedoch nur zur Darstellung linearer Zusammenhänge geeignet (KÖHLER et al. 2007). Das Bestimmtheitsmaß hingegen eignet sich ebenfalls zur Klärung nichtlinearer Zusammenhänge (NEUBAUER et al. 2002).

Im Rahmen der induktiven Datenanalyse wurden die beobachteten Zusammenhänge unter Anwendung geeigneter regressionsanalytischer Verfahren auf Signifikanz geprüft. Das Ziel der Regressionsanalyse ist es zu überprüfen, ob zwischen einer abhängigen Variablen y und einer unabhängigen Variablen x eine funktionale Beziehung besteht (HEDDERICH und SACHS 2012). Folglich soll es die Regressionsanalyse ermöglichen, für einen beliebigen Wert der unabhängigen Variablen x die jeweils anhängige Zielvariable y zu schätzen (HEDDERICH und SACHS 2012). Die einfachste Form der Regressionsanalyse stellt die einfache lineare Regression dar. Diese lässt sich im folgenden Modell fassen (EICHNER 2012):

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_i + \varepsilon_i \quad \text{für } i = 1, \dots, n$$

Dabei steht das Interzept β_0 für den Schnittpunkt der Regressionsgeraden mit der y -Achse. Die Steigung der Geraden wird durch den Regressionskoeffizienten β_1 angegeben. Die Regressionsrechnung versucht die Größen β_0 und β_1 so zu bestimmen, dass die Summe der Abweichungsquadrate zwischen den geschätzten y -Werten und den beobachteten \hat{y} -Werten

minimal ist (HEDDERICH und SACHS 2012). Diese Abweichungen werden als Residuen ε_i bezeichnet.

Wird der Einfluss von mehr als einer Einflussgröße auf die abhängige Variable y erwartet, so kann das Modell in Form einer multiplen linearen Regression erweitert werden (EICHNER 2012). Dann ergibt sich folgendes erweitertes Modell (HEDDERICH und SACHS 2012):

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \dots + \beta_p x_{ip} + \varepsilon_i \quad \text{für } i = 1, \dots, n$$

Die additive Verknüpfung der einzelnen Variablen stellt dabei die einfachste Form dar. Über komplexere Verknüpfungsoperatoren können beispielweise Interaktionen zwischen den Variablen abgebildet werden (EICHNER 2012). Werden mehrere Einflussgrößen in das Regressionsmodell einbezogen, so muss deren paarweise Abhängigkeit (Kollinearität) ausgeschlossen werden (DORMANN et al. 2013). Nach DORMANN et al. (2013) stellt ein Korrelationskoeffizient von $|r| > 0,7$ einen Schwellenwert für das Vorliegen von Kollinearität dar.

Häufig können jedoch die grafisch erkennbaren Zusammenhänge nicht hinreichend durch einen linearen Ausgleich beschrieben werden (HEDDERICH und SACHS 2012). In diesem Fall wird nach nichtlinearen Funktionen gesucht, die eine bestmögliche Anpassung der Vorhersagekurve an die Punktwolke ermöglichen. Die Einbeziehung eines Polynoms zweiten Grades reicht häufig aus, um die tatsächlichen Verhältnisse hinreichend genau darzustellen (HEDDERICH und SACHS 2012). Dabei lassen sich nichtlineare Beziehungen auf ein einfaches lineares Modell zurückführen, solange sie linear in den Parametern sind (FAHRMEIR et al. 2009). Neben dem Bestimmtheitsmaß (R^2) wird vor allem die Signifikanz des Interzepts (β_0) für die Bewertung der Anpassungsgüte herangezogen.

Nach HEDDERICH und SACHS (2012) müssen für die Anwendung regressionsanalytischer Verfahren verschiedene Annahmen erfüllt sein:

- (a) Die Zuordnung zwischen der abhängigen Zielgröße y und unabhängigen Einflussgröße x muss inhaltlich begründet sein, d.h. $y = f(x)$.
- (b) Zwischen der abhängigen und der unabhängigen Größe muss im vorgegebenen Messbereich ein linearer Zusammenhang bestehen. Durch die gewählte Regressionsmethode lässt sich dieser Zusammenhang in der Punktwolke grafisch darstellen.

3. ALLGEMEINE METHODEN

- (c) Die Streuung der abhängigen Zielgröße y ist nahezu konstant und liegt als Normalverteilung vor. Zudem besteht keine Abhängigkeit von den x -Werten (Homoskedastizität).
- (d) Die Modellresiduen sind normalverteilt.
- (e) Die beobachteten Wertepaare $x_i|y_i$ sind unabhängig. Damit sind deren Residuen ebenfalls unabhängig.

Die Voraussetzungen (b) bis (d) wurden über entsprechende grafische Darstellungen wie Normalverteilungsdiagramme, Streudiagramme der Residuen oder der standardisierten Residuen der Modellvorhersage und Q-Q-Diagramme analysiert und gegebenenfalls in der Modellformulierung angepasst (FARAWAY 2014). Ist der Stichprobenumfang ausreichend groß, kann eine geringfügige Abweichung von der Normalverteilungsannahme der abhängigen Größe toleriert werden (ZUUR et al. 2009; FARAWAY 2014). Im Gegensatz dazu besitzt die Wahrung der Normalverteilungsannahme für die Modellresiduen essenzielle Bedeutung für die Aussagekraft des Regressionsmodells (ZUUR et al. 2009). Um der Voraussetzung (e) zu begegnen und damit die Unabhängigkeit der Einzelbeobachtungen zu gewährleisten, erfolgte eine Mittelwertbildung auf Ebene der kleinsten räumlichen Einheit im jeweiligen Versuch (z. B. Pflanzplot oder Substratgefäß).

Die Überprüfung der Modellgüte erfolgt über die Analyse der Residuen und über die Bewertung der geschätzten Koeffizienten über Signifikanztests (HEDDERICH und SACHS 2012).

Bei allen statistischen Tests wurde eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,05$ unterstellt. Für die Klassifizierung und Kennzeichnung der Signifikanzniveaus wurde die Einteilung nach KÖHLER et al. (2007) herangezogen (Tabelle 2). Die Datenanalyse und die grafische Darstellung erfolgten mit der Statistiksoftware R (Version 3.0.1, Paket „nlme“ von PINHEIRO und BATES (2015) und Microsoft Excel 2010.

Tabelle 2: Klassifizierung und Kennzeichnung der Signifikanzniveaus nach KÖHLER et al. (2007, verändert)

Signifikanzniveau	Kennzeichnung	Beschreibung
$p = 0,001$	***	höchstsignifikant
$p = 0,01$	**	hochsignifikant
$p = 0,05$	*	signifikant
$p = 0,1$	°	statistischer Trend
$p > 0,05$	ns	nicht signifikant

3.3.2 HERLEITUNG STATISTISCHER MODELLE

Die besondere Herausforderung der Modellbildung bestand bei den Freilandversuchen im Vorliegen von mehrfach räumlich geschachtelten Versuchsanlagen („nested plots“). Infolgedessen sind die einzelnen Wiederholungen womöglich als Pseudoreplikationen zu betrachten (vgl. HURLBERT 1984). Durch die Einhaltung von festgelegten Mindestabständen zwischen den Wiederholungen (Probepunkte oder Pflanzplots) sollte einem derartigen Einfluss Rechnung getragen werden. Dennoch kann sich aus der Ähnlichkeit der Umgebungen, bedingt durch die Wahl der Versuchsflächen oder der Untersuchungsgebiete, ein Einfluss auf die erhobenen Größen ergeben, was zu mehr oder weniger systematisch eng korrelierten Messfehlern führen kann (DORMANN und KÜHN 2012).

Durch die Methode der linearen gemischten Modelle (LMM) ist es möglich, sowohl feste (Versuchs-)Effekte als auch zufällige Effekte in die statistische Auswertung einzubeziehen und inhomogene Varianzstrukturen abzubilden (PINHEIRO und BATES 2000). Hierbei ergeben sich zufällige Effekte aus der räumlichen Schachtelung der Versuchsanlage (bspw.: *Plot in Versuchsfläche in Untersuchungsgebiet*). Darüber hinaus können korrelierte Messfehler zwischen den Probepunkten einer Gruppe über spezifische Korrelationsstrukturen berücksichtigt und schließlich in das lineare Modell integriert werden (PINHEIRO und BATES 2000). Einzig bei der Modellierung des Pflanzenwachstums im Gewächshausversuch konnte mit einfachen linearen Regressionsmodellen gearbeitet und somit auf die Einbeziehung zufälliger Effekte verzichtet werden.

Die Herleitung der Modelle ist durch folgende Einzelschritte gekennzeichnet (PINHEIRO und BATES 2000; HAMM et al. 2014):

- (a) Um die Normalverteilungsannahme zu bestätigen, muss zunächst die Verteilung der abhängigen Variablen geprüft werden. Für eine grafische Bewertung der Normalverteilung wurden das Histogramm und das Quantil-Quantil-Diagramm (Q-Q-Plot) herangezogen. Im Q-Q-Plot kann übergeprüft werden, ob zwei Messreihen aus Grundgesamtheiten gleicher Verteilung entstammen (HEDDERICH und SACHS 2012). Dafür werden die Quantile der beobachteten Werte gegen die Quantile der Standardnormalverteilung abgetragen. Liegt Normalverteilung vor, so streuen die Punkte zufällig und eng um die als Referenz geplottete Winkelhalbierende (HEDDERICH und SACHS 2012). Als statistisches Testverfahren wurde der SHAPIRO-WILK-Test durchgeführt. Dieser überprüft die Nullhypothese (H_0), dass die Verteilung der

abhängigen Größe einer Normalverteilung entspricht. Führt der Test zu einem signifikanten Ergebnis ($p \leq 0,05$), so wird die H_0 verworfen, und es liegt keine Normalverteilung vor (JANSSEN und LAATZ 2007). In diesem Fall kann die Transformation der abhängigen Variablen zur Erfüllung der Normalverteilungsannahme beitragen (SABIN und STAFFORD 1990; HEDDERICH und SACHS 2012).

- (b) Ist die Versuchsanlage auf der räumlichen Ebene durch eine mehrfache hierarchische Schachtelung gekennzeichnet (bspw.: *Plot in Versuchsfläche in Untersuchungsgebiet*), muss die in der Modellkonstruktion Beachtung finden. Durch das Einfügen von Zufallstermen (zufällige Effekte) u. a. für das Untersuchungsgebiet (Gebiet) und die Versuchsflächen (Fläche) kann dieser Schachtelung im linearen gemischten Modell Rechnung getragen werden.
- (c) Zur Festlegung eines erklärenden festen Effekts wurden Korrelationsanalysen durchgeführt.
- (d) Für die Anfangsmodelle wurde zunächst eine räumliche Unabhängigkeit und Homoskedastizität der Modellfehler unterstellt, um in den nächsten Schritten relevante Abweichungen aufzudecken.
- (e) Die Unabhängigkeit der Modellfehler von der räumlichen Distanz der Probestellen wurde über Semivariogramme geprüft. Voraussetzung für diesen Analyseschritt ist die Kenntnis über die geografische Lage der einzelnen Probestellen (Gauß-Krüger-Koordinaten), welche es ermöglicht, den euklidischen Abstand zu jedem anderen Probestellen zu berechnen. Liegt keine räumliche Autokorrelation vor, so streuen die Punkte im Semivariogramm gleichmäßig um die Semivarianz von eins. Weisen die Modellfehler näher beieinanderliegender Punkte hingegen größere Ähnlichkeiten auf, muss von einer räumlichen Autokorrelation ausgegangen werden (FAHRMEIR et al. 2009). Im Falle des Vorliegens einer räumlichen Autokorrelation kann die Anwendung einer räumlichen Korrelationsfunktion zur Behebung der Abhängigkeit im Modell beitragen.
- (f) Die Überprüfung auf Homoskedastizität der Varianz erfolgt über die Darstellung der standardisierten Residuen gegenüber der Modellschätzung in einem Streudiagramm. Ist die Streuung der standardisierten Residuen unabhängig von den geschätzten Werten, kann Homoskedastizität angenommen werden. Lässt sich jedoch grafisch eine Abhängigkeit der Residuen durch deren ungleichmäßige Streuung ableiten – was sich beispielsweise in einer trichterförmigen Verteilung der Residuen widerspiegelt –, dann liegt Heteroskedastizität vor (FAHRMEIR et al. 2009). In diesem Fall können die Modellvoraussetzungen über die Wichtung mit einer exponentiellen Varianz-

Strukturfunktion (Funktion in R: `varPower()`) hergestellt werden (PINHEIRO und BATES 2000).

- (g) Die Modellentwicklung erfolgt iterativ. Die Einbeziehung weiterer Variablen wurde nach dem Vorwärts-Einschluss-Prinzip durchgeführt (HEDDERICH und SACHS 2012). Dabei werden nacheinander Einflussgrößen in das Modell einbezogen, die einen signifikanten Einfluss auf die Zielgröße ausüben. Hierbei muss die Kollinearität der Einflussgrößen ausgeschlossen werden. Nach jeder Modellanpassung wurde ein varianzanalytischer Vergleich (ANOVA) zwischen dem ursprünglichen und dem angepassten Modell durchgeführt. Im Rahmen der schrittweisen Weiterentwicklung wurde schließlich das jeweils bessere Modell eingesetzt. Zur Bewertung der Modellgüte wurden das Signifikanzniveau, das Akaike Informationskriterium (AIC), das Bayes'sche Informationskriterium (BIC) und die Loglikelihood-Statistik (`logLik`) herangezogen.

Um die Anpassung eines Modells bewerten zu können, kann neben dem Bestimmtheitsmaß die Likelihood-Statistik herangezogen werden (FAHRMEIR et al. 2009). Dabei stellt die Likelihood-Statistik ein Schätzverfahren für den größten Erwartungswert dar, welches auf der Likelihood-Funktion der Beobachtungsdaten basiert (HEDDERICH und SACHS 2012). Die Methode schätzt somit für alle unbekannt Parameter eines Modells die Werte, die dem vorliegenden Stichprobenergebnis die größte Wahrscheinlichkeit des Auftretens (Maximum Likelihood) verleihen (HEDDERICH und SACHS 2012). Aus technischen Gründen wird in der Regel der logarithmierte Likelihood maximiert (`logLik`). Die Modellselektion orientiert sich am Modell mit dem größten `logLik`.

Die alleinige Betrachtung der Anpassungsgüte ohne die Berücksichtigung der Parameteranzahl kann jedoch zu einer Überanpassung (*overfitting*) des Modells führen (HEDDERICH und SACHS 2012). Die Modellselektion muss daher die nachstehenden zwei Ziele verfolgen (FAHRMEIR et al. 2009):

- (a) Das Modell muss so einfach wie möglich gehalten werden, d. h., die Entwicklung sollte auf eine minimale Anzahl von Einflussgrößen zielen.
- (b) Die Variation der Zielvariablen sollte so gut wie möglich erklärt werden und das Modell somit eine gute Anpassungsgüte aufweisen.

Das AIC-Kriterium kann als Maßzahl für die Entfernung zwischen dem unbekannt wahren Modell und einem aus der Datenbasis berechneten Modell verstanden werden (HEDDERICH und SACHS 2012). Hierfür wird das `logLik` als Kriterium der reinen Modellanpassung im AIC

3. ALLGEMEINE METHODEN

und im BIC modifiziert, indem die im Modell zu schätzenden Parameter als Strafterm eingehen (FAHRMEIR et al. 2009). Dabei versucht das AIC eine adäquate Modellbeschreibung mit möglichst wenigen Parametern zu erreichen (HEDDERICH und SACHS 2012). Das Ziel der Modellselektion sollte die Realisierung eines möglichst geringen AIC sein. Als ein Nachteil des AIC kann die Abhängigkeit der Wirkung des Strafterms von der Stichprobengröße gesehen werden, wodurch eine erhöhte Anzahl an Parametern durch einen großen Stichprobenumfang ausgeglichen werden kann. Das BIC löst dieses Problem durch eine logarithmisch eingehende Stichprobengröße (FAHRMEIR et al. 2009). Somit reagiert dieses Informationskriterium auch bei großen Stichproben sensibel auf die Parameteranzahl. Ziel der Modellbildung ist, es einen möglichst geringes BIC zu erreichen.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG

4.1 EINLEITUNG

Die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche führt in den unterwanderten Kiefernforsten zu einer grundlegenden Veränderung der Strahlungsbedingungen. Die Kronen der Gemeinen Kiefer weisen eine hohe Lichtdurchlässigkeit auf. Damit ist die Strahlungsverfügbarkeit unter Kiefernreinbeständen im Vergleich zu anderen Baumarten hoch (HAGEMEIER 1997). Diese günstigen Bedingungen ermöglichen es der Spätblühenden Traubenkirsche, insbesondere anthropogen geprägte Kiefernforste erfolgreich zu besiedeln (KNIGHT et al. 2008). Zusätzlich wird die Einwanderung durch den typischen einschichtigen Bestandesaufbau und die häufig fehlende Strauchschicht begünstigt (STARFINGER et al. 2003; CHABRERIE et al. 2007a). STARFINGER (1990) beziffert den relativen Lichtgenuss für eine reiche Etablierung der Spätblühender Traubenkirsche in Kiefernforsten mit zehn Prozent der Freilandstrahlung. Gelingt es dem Neophyten, eine dichte Bestandesschicht auszubilden, wird die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden stark reduziert. STARFINGER (1990) und BILKE (1996) stellten unter jüngeren Bestandesschichten der Spätblühenden Traubenkirsche Strahlungswerte von unter einem Prozent der Freilandstrahlung fest. Hierdurch wird die starke Überprägung der Umweltbedingungen durch das Vorhandensein des Neophyten deutlich. Der Dominanzbestand dominiert demnach die Umweltbedingungen. Unter älteren Dominanzbeständen konnten Strahlungswerte zwischen zwei und fünf Prozent der Freilandstrahlung erhoben werden (STARFINGER 1990; BILKE 1996; RODE et al. 2001, 2002). Die aus verschiedenen Untersuchungen stammenden Einzelmessungen deuten darauf hin, dass sich die Strahlungsverfügbarkeit unter Dominanzbeständen mit deren Alterung verändert.

MITSCHERLICH (1940), MESSIER und PUTTONEN (1995) und HAGEMEIER (1997) wiesen für Reinbestände anderer Baumarten einen typischen Strahlungsgang nach. Typisch ist hierbei, dass die Baumarten in der Jugend am wenigsten Strahlung an den Waldboden gelangen lassen. Nach dem Überschreiten eines Minimums führt die Alterung der Bestände zu einer kontinuierlichen Zunahme der Strahlungsverfügbarkeit. Da die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden maßgeblich von der Überschildung abhängig ist, muss die Begründung hierfür in einem Wandeln der Bestandesarchitektur gesucht werden.

Der Strahlungsentwicklung unter den Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche ist eine entscheidende Rolle für die Stetigkeit des Neophyten in den Waldökosystemen

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG EINLEITUNG

beizumessen. In Abhängigkeit der Strahlungsbedingungen wird die Mannbarkeit bereits im Alter zwischen sieben und zwanzig Jahren erreicht (STARFINGER 1990). Die Fruktifikation der Einzelbäume ist von deren Durchmesser und der Konkurrenzsituation abhängig, wobei die vorherrschenden und herrschenden Bäume reicher und häufiger fruktifizieren (VANHELLEMOUNT et al. 2009b). Die Samen verbleibt nahezu ausschließlich in der näheren Umgebung des Mutterbaums und damit innerhalb der Dominanzbestände (PAIRON et al. 2006a, 2006b; KERN 2010; VANHELLEMOUNT et al. 2010a). Die Lebensfähigkeit der Samen beträgt bis zu drei Jahre (WENDEL 1972). Ein Großteil der Samen keimt im Folgejahr, was zu sehr hohen Keimlingsdichten führt (VANHELLEMOUNT et al. 2010b). Durch ungünstige Strahlungsbedingungen oder Trockenstress sterben viele Keimlinge noch im selben Jahr ab (GODEFROID et al. 2005; JUHÁSZ et al. 2009). Gelingt es der Spätblühenden Traubenkirsche hingegen, das Keimlingsstadium zu überdauern, kann sie als Sämling lange unter ungünstigen Bedingungen überleben (GODEFROID et al. 2005; TERWEI et al. 2013). Demnach werden keine andauernden Bodensamenbanken, hingegen jedoch ausdauernde Sämlingsbanken gebildet (PHARTYAL et al. 2009). Von CLOSSET-KOPP et al. (2007) wird diese Eigenschaft als „sit-and-wait“-Strategie bezeichnet. Die Sämlinge verharren bei schlechten Bedingungen ohne Höhenwachstum und reagieren auf eine Verbesserung der Bedingungen nach Störungen sofort mit Wachstum. Dies eröffnet die Möglichkeit, in die nächste Baumgeneration hineinzuwachsen (SILVERTOWN 1982). Der somit geschlossene Verjüngungszyklus ermöglicht es der Spätblühenden Traubenkirsche, über mehrere Generationen in den Waldökosystemen zu bestehen.

Die Zielstellung des ersten Arbeitspakets ist es, den Kenntnisstand über die Entwicklung der Bestandesarchitektur und die damit einhergehende Veränderung der Strahlungsverfügbarkeit in alternden Dominanzbeständen aus Spätblühender Traubenkirsche zu verbessern. Zur Beantwortung der Fragestellung wurden folgende Forschungshypothesen formuliert:

- H1a Die Bestandesarchitektur der Dominanzbestände der Spätblühenden Traubenkirsche verändert sich mit deren Alterung, was sich an verschiedenen Bestandesparametern nachweisen lässt.
- H1b Die Strahlungsverfügbarkeit unter den Dominanzbeständen wird sowohl durch den Kiefernoberstand als auch durch die zweite Baumschicht aus Spätblühender Traubenkirsche beeinflusst.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG
EINLEITUNG

- H1c Die Strahlungsbedingungen am Waldboden verändern sich mit der Alterung der Dominanzbestände. Hierbei nimmt die Strahlung zunächst auf ein Minimum ab und steigt danach kontinuierlich an.
- H1d Die Strahlungsverfügbarkeit unter älteren Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche erreicht ein Niveau, welches für die Verjüngung heimischer Schattbaumarten ausreichende Bedingungen darstellt.
- H1e Unter älteren Dominanzbeständen ist mehr Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche zu finden als unter jüngeren Dominanzbeständen.

4.2 MATERIAL UND METHODEN

4.2.1 VERSUCHSDESIGN

Auswahl der Versuchsflächen

Die Untersuchung wurde auf den DBU-Naturerbeflächen Authausener Wald und Rüthnicker Heide durchgeführt. Zunächst erfolgte die Kartierung aller flächigen Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche in den Untersuchungsgebieten. Um die Flächenverfügbarkeit zu erhöhen, wurden im Authausener Wald auch Dominanzbestände des benachbarten Staatswaldreviers Jagdhaus im Forstbezirk Taucha (Staatsbetrieb Sachsenforst) einbezogen.

Für jedes Vorkommen wurde eine Bestandesbeschreibung durchgeführt, die insbesondere auf die Wuchsform, den Kronenschluss, die Verjüngungssituation und den Oberstand einging. Zudem erfolgte eine stichprobenartige Erhebung der Brusthöhendurchmesser an mindestens fünfzig Individuen, auf deren Grundlage ein mittlerer Durchmesser des Vorkommens berechnet wurde. Alle kartierten Vorkommen wurden fünf Durchmesserstraten zugeordnet (mittlerer Brusthöhendurchmesser: < 2 cm; 2 cm bis 2,9 cm; 3 cm bis 4,9 cm; 5 cm bis 9,9 cm; ≥ 10 cm).

Die Auswahl der Versuchsflächen erfolgte für die Untersuchungsgebiete getrennt. In jedem Stratum sollten die drei bestgeeigneten Vorkommen als Versuchsflächen in die Untersuchung einbezogen werden. Hierdurch sollte eine möglichst ausgewogene Berücksichtigung der verschiedenen Altersphasen im Modell gewährleistet werden. Für die Versuchsflächenwahl wurden folgende hierarchisch geordneten Kriterien unterstellt:

- (a) Struktur des Dominanzbestands weist vorwiegend Kernwüchse, geschlossenes Kronendach und kaum Naturverjüngung auf („idealer Dominanzbestand“),
- (b) Ausdehnung des Dominanzbestands ermöglicht die Anlage von mindestens sieben Probepunkten,
- (c) Struktur des Oberstands wird durch Gemeine Kiefer im Mindestalter 60 Jahre dominiert.

Insgesamt konnten auf Grundlage der vorgenannten Kriterien fünfundzwanzig Versuchsflächen ausgewählt werden. Aufgrund der günstigen Flächenverfügbarkeit waren in der Rüthnicker Heide alle fünf Durchmesserstraten mit jeweils drei Versuchsflächen besetzt. Es wurden insgesamt fünfzehn Versuchsflächen ausgewählt (Abbildung 7). Hingegen konnten im Authausener Wald mit dem angrenzenden Revier Jagdhaus lediglich zehn Versuchsflächen ausgeschieden werden. Dies ist auf das weitestgehende Fehlen von Vorkommen der

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

Spätblühenden Traubenkirsche in den oberen Durchmesserstraten mit einem mittleren Brusthöhendurchmesser oberhalb von fünf Zentimetern zurückzuführen.



Abbildung 7: Forstgrundkarte des Untersuchungsgebiets Rühnicker Heide. Die kartierten Dominanzbestände sind rot schraffiert dargestellt. Die Darstellung der Versuchsfelder für die Strahlungsmodellierung erfolgt als grüne Punkte mit laufender Nummer.

Anlage der Probepunkte

Zur Charakterisierung der Versuchsfelder sollten die Bestandesstruktur und die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden an sieben Probepunkten erfasst werden. Um einen subjektiven Einfluss bei der Datenerhebung zu vermeiden, erfolgte die Anlage der Probepunkte entlang einem Linientranssekt (Abbildung 8). Von einem frei gewählten Startpunkt wurde ein Marschwinkel mit einem Laserdendrometer LEDHA Geo der Firma Jenoptik angepeilt. Der Marschwinkel orientierte sich an den Haupthimmelsrichtungen (N: 0°, E: 90°, S: 180°,

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

W: 270°). Entlang dem Linientranssekt wurden die Probepunkte in festgelegten Abständen mit einem Ultraschallentfernungsmesser VERTEX IV der Firma Hanglöff eingemessen. Die Zwischenpunktabstände betragen in der Rüthnicker Heide zwanzig Meter und im Authausener Wald fünfzehn Meter. Um Randeffekte zu vermeiden, wurde zu Wegen, Bestockungsunterschieden oder sonstigen Strukturveränderungen eine Pufferzone von zwanzig Metern Breite eingehalten.

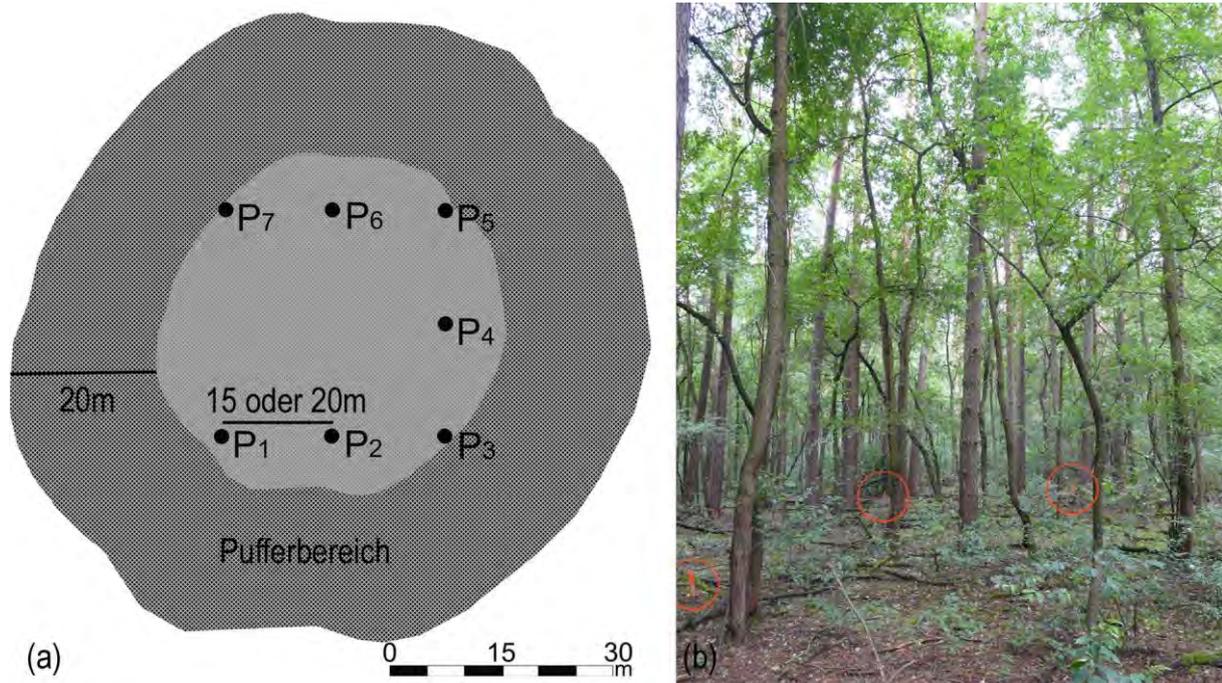


Abbildung 8: (a) Schematische Darstellung einer Versuchsfläche mit sieben Probepunkten, die über ein Linientranssekt mit dem Zwischenpunktabstand von 15 m (Authausener Wald) bzw. 20 m (Rüthnicker Heide) angelegt wurden. Zur Vermeidung von Randeffekten wurde ein 20 m breiter Bereich zu Strukturveränderungen eingehalten (dunkel hinterlegt). Bedingt durch die geringe Flächengröße, musste in diesem Beispiel zweimal von der Grundform des Transekts abgewichen werden, indem der Marschwinkel um 90° abgeändert wurde. (b) Durch Holzpflocke verortete Probepunkte auf einer Versuchsfläche der Rüthnicker Heide.

Ein Abweichen von der Grundform des Linientranssekts war zulässig, wenn die Größe des Dominanzbestands keine geradlinige Anlage der Probepunkte zuließ oder der Bestand am eingemessenen Probepunkt nicht der geforderten Struktur entsprach (z. B. Störungslücken). Hierbei kamen folgende hierarchisch geordneten Abänderungen von der Grundform infrage:

- (a) frei gewählter Marschwinkel für das gesamte Transekt,
- (b) Änderung des Marschwinkels zwischen den Probepunkten um 90° bzw. 270° ,
- (c) Verdopplung des Zwischenpunktabstands,
- (d) Reduktion der Probepunktzahl.

4.2.2 DATENERHEBUNG

Erfassung der Bestockung

Die Erfassung der Bestandesstruktur erfolgte über die Aufnahme von konzentrischen Probekreisen mit Kluppschwellen. Um den Probepunktmittelpunkt wurden vier konzentrische Kreise mit den Radien 2 m, 4 m, 6 m und 12 m gelegt. Innerhalb der Probekreise wurde die Bestockung unter Beachtung von Kluppschwellen erhoben. Durch das Arbeiten mit Kluppschwellen reduziert sich das Kollektiv der zu vermessenden Bäume im Vergleich zur Vollaufnahme sehr stark, was den Messaufwand erheblich erleichtert (Abbildung 9).

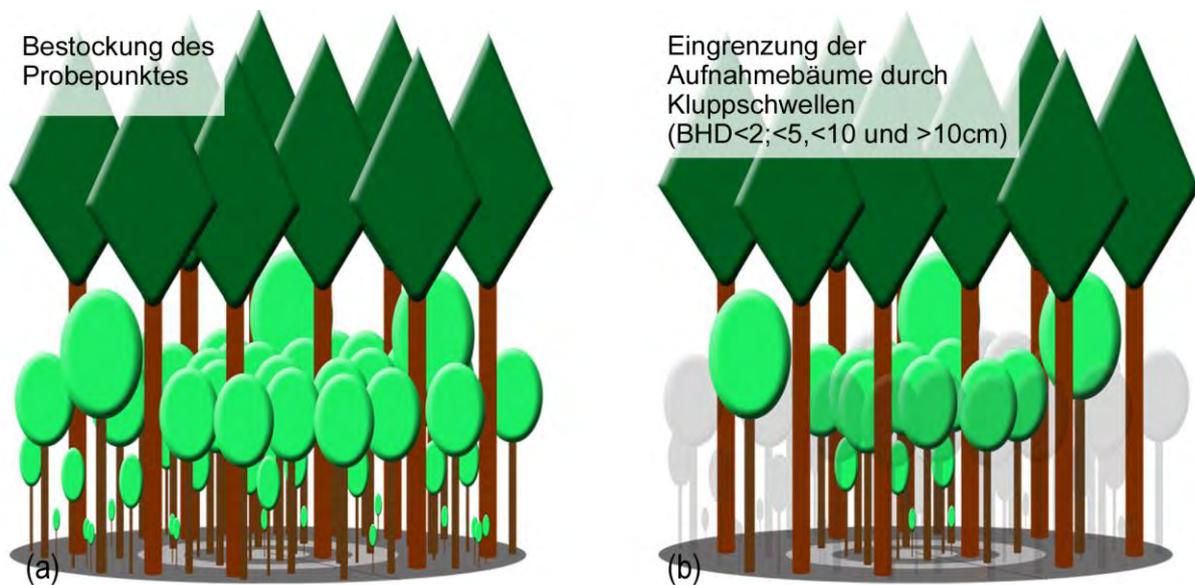


Abbildung 9: (a) Schematische Darstellung der Bestockungsstruktur an einem Probepunkt. (b) Durch die stichprobenartige Erhebung der Bestandesparameter in konzentrischen Probekreisen mit entsprechenden Kluppschwellen wurde der Arbeitsaufwand der Datenaufnahme erheblich reduziert.

Dieses aus der Forsteinrichtung übernommene Stichprobenverfahren findet seine Begründung in der charakteristischen Merkmalsverteilung von Wäldern. Nach KNOKE (2012) erfassen die konzentrischen Probekreise die starken, aber selteneren Bäume mit einer höheren Wahrscheinlichkeit (großer Probekreis) als die schwachen Bäume, die jedoch in einer deutlich höheren Dichte vorhanden sind (kleiner Probekreis). Die Ableitung von Hektarwerten erfolgte über Umrechnungsfaktoren (r_i), die anhand der repräsentativen Flächengröße der Probekreise hergeleitet wurden. Ein im kleinsten Probekreis I erfasster schwacher Einzelbaum entspricht somit 796 Bäumen pro Hektar. Hingegen entspricht ein im größten Probekreis erfasster starker Einzelbaum lediglich 22 Bäumen pro Hektar.

Die Abgrenzung der Probekreise I bis III erfolgte mit einem Maßband. Zur Abgrenzung des Probekreises IV kam ein Ultraschallentfernungsmesser VERTEX IV der Firma Hanglöff zur

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

Anwendung. Bei Grenzbäumen entschied die Lage der Markröhre über die Zuordnung oder Nichtzuordnung zum Probekreis. Die Lage der Markröhre wurde dann jeweils idealisiert als in der Mitte des Baumes verlaufend angenommen.

Konnte ein Baum einem der Probekreise zugeordnet werden, erfolgte die Erhebung des Brusthöhendurchmessers (BHD) in 1,3 m Höhe über Kreuzklappung. Zudem wurden die Baumart und die Wuchsform in Kernwuchs oder Stockausschlag erfasst. Die Erfassung der Stockausschläge erfolgte differenziert in zwei Kategorien, wonach der stärkste Trieb als Stockausschlag 1. Ordnung erfasst wurde, alle weiteren als diejenigen 2. Ordnung. Die Erhebung beschränkte sich ausschließlich auf lebende Bäume. Weiterhin wurden im kleinsten Probekreis I die vorhandenen Verjüngungspflanzen getrennt nach Baumarten quantitativ erfasst.

Hemisphärische Fotografie

Um die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden bewerten zu können, wurden über jedem Probenpunkt hemisphärische Fotoaufnahmen angefertigt. Um den strahlungsmindernden Effekt der Dominanzbestände quantifizieren zu können, fanden die Aufnahmen im Sommermonat Juli 2012 statt. Eine ergänzende Referenzaufnahme wurde im Winter 2013 angefertigt. Eine detaillierte Darstellung der Methodik kann dem Abschnitt 3.2 entnommen werden.

Als Strahlungskenngröße wurde der *Diffuse Site Factor* (DIFFSF in %, nach ANDERSON 1964) aus den hemisphärischen Fotos erhoben. Dieser gibt als relative Strahlungsgröße das Verhältnis der diffusen Strahlung am Messpunkt zur diffusen Strahlung im Freiland an.

Altersbestimmung

Das Alter der Dominanzbestände wurde durch eine Auszählung der Jahrringe an den ältesten Spätblühenden Traubenkirschen bestimmt. Hierfür wurden jeweils die beiden Bäume mit dem größten Brusthöhendurchmesser (BHD) an einem jeden Probepunkt gefällt (Abbildung 10). Die Höhe der Bäume wurde im liegenden Zustand mit einem Maßband gemessen. Schließlich erfolgte die Entnahme von Stammscheiben in unmittelbarer Bodennähe. Insgesamt wurden somit 338 Bäume gefällt und deren Stammscheiben gewonnen.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE



Abbildung 10: (a) Fällung einer über zwanzig Meter hohen und etwa sechzigjährigen Spätblühenden Traubenkirsche auf der Versuchsfläche R9 der Rüthnicker Heide. (b) Gewinnung einer bodennahen Stammscheibe zur Altersbestimmung.

Der für die Altersbestimmung notwendigen Aufbereitung der Stammscheiben ging eine mehrwöchige Lufttrocknung voraus (Abbildung 11). WAGENFÜHR (1999) ordnet die Kirschenbaumarten den Hölzern mit einem halbringporigen Gefäßaufbau zu. Der Gefäßdurchmesser ist mit 50 bis 100 μm relativ klein, zudem die Gefäßdichte mit über 70 Gefäßen/ mm^2 sehr hoch. Zuwachszonen werden bei Baumarten der gemäßigten Breiten in Form von Jahrringen durch die Unterbrechungen des Baumwachstums im Winterhalbjahr ausgebildet. Somit lässt sich das Alter eines Baumes durch das Auszählen der Jahrringe am unteren Baumquerschnitt ableiten.

Trotz der unterschiedlichen Gefäßhäufigkeit der Halbringporer sind die Zuwachszonen der Kirscharten weniger deutlich ausgeprägt (WAGENFÜHR 1999). Um die Sichtbarkeit der Jahrringstruktur zu verbessern, wurden die Querschnittsflächen der Stammscheiben in einem nächsten Arbeitsschritt mit einem elektrischen Hobel bearbeitet. Die vorbereiteten Stammscheiben wurden anschließend mit Speiseöl bestrichen. Somit konnte der Kontrast zwischen den anatomischen Holzmerkmalen verstärkt werden. Die Auszählung der Jahrringe erfolgte strahlenförmig von der Markröhre ausgehend in mindestens zwei verschiedene Richtungen. Das Alter der gefälltten Bäume wurde aus dem arithmetischen Mittel der einzelnen Jahrringzählungen abgeleitet.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE



Abbildung 11: (a) Zur Trocknung ausgelegte Stammscheiben der 338 zur Altersbestimmung gefällten Spätblühenden Traubenkirschen. (b) Zur Altersbestimmung wurden die Jahrringe an mindestens zwei Stellen strahlenförmig ausgezählt.

Berechnung der Bestandeskennwerte

Die Berechnung der Bestandeskennwerte erfolgte aus den Probepunktdata, die innerhalb der konzentrischen Probekreise stichprobenartig erhoben wurden. Zur Herleitung der Stammzahlen pro Hektar wurde für jeden erfassten Baum im Probekreis (i) ein Umrechnungsfaktor (r_i) unterstellt (Tabelle 3).

Tabelle 3: Konzentrische Probekreise zur Erhebung der Bestandesstruktur

Probekreis (i)	Kluppschwelle (BHD)	Radius	Fläche	Umrechnungsfaktor (r_i)
I	$0,1 \text{ cm} \leq 1,9 \text{ cm}$ + Verjüngung	2 m	12,57 m ²	796
II	$2 \text{ cm} \leq 4,9 \text{ cm}$	4 m	50,26 m ²	199
III	$5 \text{ cm} \leq 9,9 \text{ cm}$	6 m	113,10 m ²	84
IV	$\geq 10 \text{ cm}$	12 m	452,39 m ²	22

Die Stammzahl (n_x in 1/ha) wurde getrennt für die Baumarten (x) für jeden Probepunkt berechnet. In einem ersten Berechnungsschritt wurde die repräsentative Stammzahl für die einzelnen Probekreise I bis IV (n_i) ermittelt. Dafür erfolgte die Multiplikation der beobachteten Stammzahl ($n_{beobachtet,i}$) mit dem Umrechnungsfaktor (r_i). Die Gesamtstammzahl pro Hektar (n_x) ergibt sich aus der Summe der repräsentativen Stammzahlen der vier Probekreise (n_i).

$$n_x = \sum_{i=1}^4 (n_{beobachtet,i} \cdot r_i)$$

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

Die Höhe (h_{TKI} in m) der vorherrschenden Spätblühenden Traubenkirschen am Probepunkt ergibt sich aus dem arithmetischen Mittel der zwei Höhenmessungen.

$$h_{TKI} = \frac{h_1 + h_2}{2}$$

Der mittlere Brusthöhendurchmesser (BHD_x in cm) wurde ebenfalls auf Ebene des Probepunkts für jede Baumart (x) berechnet. Hierfür erfolgte zunächst getrennt für jeden Probekreis (i) eine Summierung der erhobenen Brusthöhendurchmesser und die Multiplikation mit dem Umrechnungsfaktor (r_i). Der BHD_x ergibt sich aus der Division durch die Gesamtstammzahl (n_x).

$$BHD_x = \frac{\sum_{i=1}^4 ((\sum_{j=1}^N BHD_{x,i,j}) \cdot r_i)}{n_x}$$

Die Berechnung der Grundfläche erfolgte in Anlehnung an die vorstehende Berechnungsvorschrift, getrennt für die einzelnen Baumarten (G_x in m²). Die Grundfläche des Gesamtbestands (G in m²) ergibt sich dann aus der Summe der baumartenspezifischen Grundflächen.

Neben dem mittleren Brusthöhendurchmesser des Gesamtkollektivs wurden mittlere Brusthöhendurchmesser von Teilkollektiven berechnet. Als Teilkollektive wurden die 5 %, 10 %, 15 % und 33 % stärksten Spätblühenden Traubenkirschen am Probepunkt abgegrenzt.

4.3 ERGEBNISSE

4.3.1 CHARAKTERISIERUNG DER VERSUCHSBESTÄNDE

Die Charakterisierung der Bestockung der Versuchsbestände erfolgt anhand der an den Probepunkten über konzentrische Probekreise erfassten Daten. Insgesamt wurden 173 Probepunkte erhoben. Hiervon waren 105 Probepunkte der Rühnicker Heide und 68 Probepunkte dem Authausener Wald zuzuordnen. Die Tabelle 4 gibt einen Überblick über die berechneten Bestandesparameter.

Tabelle 4: Überblick zur Bestockung der Probepunkte, getrennt nach Untersuchungsgebieten (A: Authausener Wald und R: Rühnicker Heide). Die Berechnungsgrundlage stellen die Daten der konzentrischen Probekreise dar. $\text{DIFFSF}_{\text{Winter}}$ stellt die verfügbare Strahlung an den Probepunkten relativ zur Freilandstrahlung im laubfreien Zustand der Dominanzbestände dar. ⁽¹⁾ Die $\text{DIFFSF}_{\text{Winter}}$ -Werte beziehen sich lediglich auf Probepunkte mit einem Mischungsanteil im Oberstand kleiner 5 % ($n_{\text{ges}} = 126$, davon $n_A = 42$ und $n_R = 84$). Die Darstellung erfolgt jeweils in Form des Mittelwerts (\bar{x}), der Standardabweichung (s) sowie des Minimums (x_{\min}) und des Maximums (x_{\max}).

			Rühnicker Heide				Authausener Wald				Gesamt	
			\bar{x}_R	s_R	$x_{\min,R}$	$x_{\max,R}$	\bar{x}_A	s_A	$x_{\min,A}$	$x_{\max,A}$	\bar{x}	s
Dominanzbestand	Alter	[a]	26,4	13,0	10	59	24,9	5,88	11	36	25,8	10,8
	Höhe	[m]	12,17	4,86	4,2	23,3	10,22	2,02	4,6	14,1	11,40	4,09
	BHD _m	[cm]	4,98	4,00	1,30	16,10	4,35	1,87	0,85	9,85	4,73	3,34
	BHD _{5%}	[cm]	11,57	6,56	2,87	33,35	10,30	3,38	2,93	18,40	11,07	5,56
	Stammzahl	[1/ha]	5.455	4.808	398	23.873	4.561	3.534	796	15.893	5.103	4362
	Grundfläche	[m ² /ha]	6,44	2,41	0,43	13,28	6,41	2,08	1,20	10,08	6,43	2,28
Oberstand	Stammzahl	[1/ha]	516	261	221	1481	848	596	66	2852	646	454
	Grundfläche	[m ² /ha]	36,45	6,48	21,90	56,89	29,94	9,97	6,74	47,17	33,89	8,62
	Mischungsanteil	[%]	6,6	15,15	0	67,4	6,56	10,01	0	38,09	6,6	13,3
	$\text{DIFFSF}_{\text{Winter}}^{(1)}$	[%]	18,8	4,81	8,13	26,84	16,6	6,66	7,51	34,35	18,11	5,57
Grundfläche gesamt		[m ² /ha]	42,90	7,17	29,22	67,52	36,35	9,45	16,82	54,78	40,32	8,72

Alter der Dominanzbestände

Das Alter der untersuchten Dominanzbestände entspricht jeweils dem mittleren Alter der zwei vorherrschenden Spätblühenden Traubenkirschen am Probepunkt. Die untersuchten Bestände waren im Mittel 25,8 Jahre alt. Die jüngsten Dominanzbestände waren 10 Jahre jung. Hingegen erreichten die ältesten Dominanzbestände ein Alter von 59 Jahren.

Aufgrund der unterschiedlichen Verfügbarkeit geeigneter Dominanzbestände war die Altersverteilung der Probepunkt zwischen den Untersuchungsgebieten verschieden (Abbildung 12). Der Schwerpunkt im Authausener Wald lag auf den mittelalten Beständen im Alter zwischen 20 und 30 Jahren. Hingegen stellte sich die Altersstruktur in der Rühnicker Heide

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

ausgeglichener dar. Dennoch lassen sich auch in der Rüthnicker Heide zwei Schwerpunkte ableiten. Hier wurden besonders viele Bestände im jüngeren Alter, aber auch im höheren Alter gefunden. Die mittelalten Bestände waren hingegen weniger häufig.

Das mittlere Alter der Dominanzbestände war in beiden Untersuchungsgebieten mit 24,9 Jahren im Authausener Wald und 26,4 Jahren in der Rüthnicker Heide nahezu identisch. Jedoch konnte in der Rüthnicker Heide eine deutlich weitere Spreite der Alter festgestellt werden. So wiesen die Spätblühenden Traubenkirschen in der Rüthnicker Heide an 23 Probepunkten ein Alter von über 35 Jahren auf. Derartig alte Dominanzbestände waren im Authausener Wald kaum vorhanden.

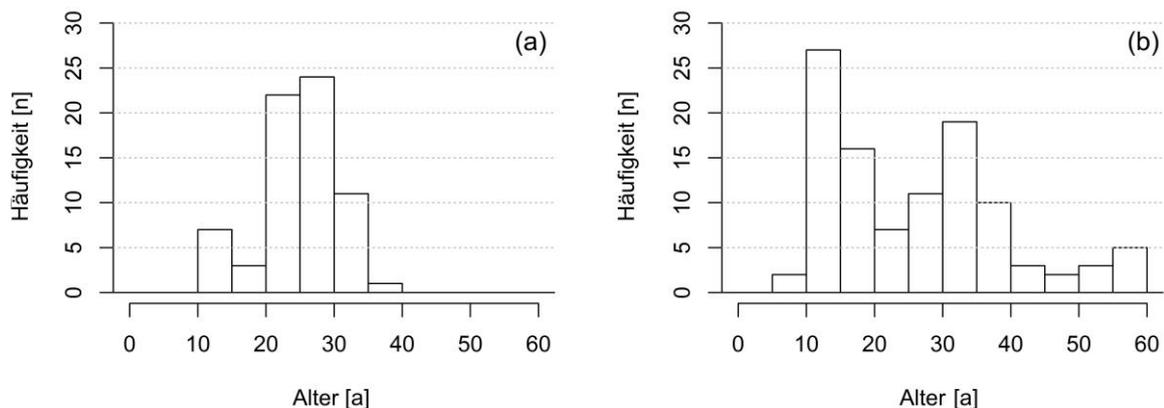


Abbildung 12: Histogramm für die Altersverteilung der Dominanzbestände in den Untersuchungsgebieten Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 5 Jahre.

Höhe der Dominanzbestände

Die im Folgenden dargestellte Höhe der Dominanzbestände entspricht der mittleren Baumhöhe der zwei vorherrschenden Spätblühenden Traubenkirschen am jeweiligen Probepunkt. Im Durchschnitt waren die untersuchten Dominanzbestände 11,4 m hoch. An den einzelnen Probepunkten reichten die Werte von minimal 4,2 m in den jungen Beständen bis maximal 23,3 m in den ältesten Beständen.

Die Dominanzbestände des Authausener Waldes erreichten im Mittel eine Oberhöhe von 10,2 m. Dabei befand sich der überwiegende Teil der Probepunkte im Höhenbereich zwischen 8 m und 12 m. Die höchsten Spätblühenden Traubenkirschen erreichten im Authausener Wald eine Oberhöhe von 14,1 m. Im Gegensatz wurden in der Rüthnicker Heide mit maximal 23,3 m deutlich höhere Spätblühende Traubenkirschen gefunden. Hier lag die mittlere Oberhöhe der Probepunkte bei 12,2 m. Es zeigte sich eine bimodale Häufigkeitsverteilung der Oberhöhen an

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG
 ERGEBNISSE

den Probepunkten. Dabei lagen die Schwerpunkte einerseits in den Höhenklasse zwischen 4 m und 10 m und andererseits im Bereich zwischen 12 m und 20 m.

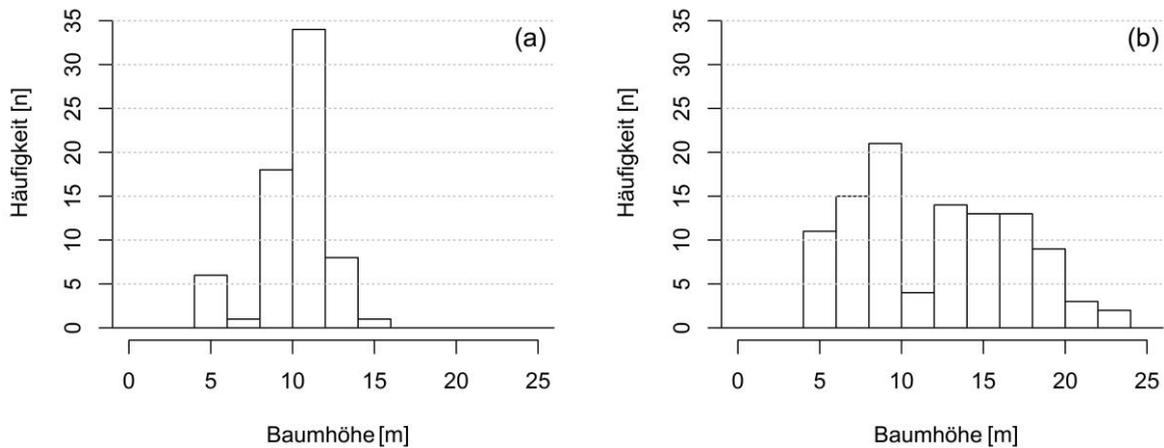


Abbildung 13: Histogramm für die Oberhöhen der Dominanzbestände in den Untersuchungsgebieten Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 2 m.

Die altersabhängige Höhenentwicklung der Spätblühenden Traubenkirschen ist in der Abbildung 14 in einem Punkt-Streudiagramm dargestellt. Die Beziehung zwischen Alter und Höhe lässt sich für die Untersuchungsgebiete getrennt durch folgende logarithmische Funktionen beschreiben:

Authausener Wald:	$h_A = 12,999 \cdot \ln(\text{Alter}_A) - 7,728$	mit $R^2 = 0,615^{***}$
Rüthnicker Heide:	$h_R = 20,836 \cdot \ln(\text{Alter}_R) - 16,347$	mit $R^2 = 0,870^{***}$

Dabei stellt sich der Zusammenhang in der Rüthnicker Heide mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,87 klarer dar. Im Authausener Wald erreicht die Beziehung zwischen Alter und Höhe lediglich ein R^2 von 0,62. Beide Zusammenhänge erwiesen sich als höchst signifikant ($p \leq 0,001$). Der Verlauf der Trendkurven weist auf Unterschiede im altersabhängigen Höhenwachstum der Baumart zwischen den Untersuchungsgebieten hin. Während die Baumhöhen im Alter von 10 Jahren noch vergleichbar erscheinen, zeigt sich das Höhenwachstum der Spätblühenden Traubenkirschen in der Rüthnicker Heide mit der weiteren Alterung der Bestände dem des Authausener Waldes überlegen. Hierbei ist jedoch auf den deutlichen Unterschied im Wertebereich der Baumhöhen hinzuweisen, welcher aus dem weitgehenden Fehlen der über fünfunddreißigjährigen Dominanzbestände im Authausener Wald resultiert.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

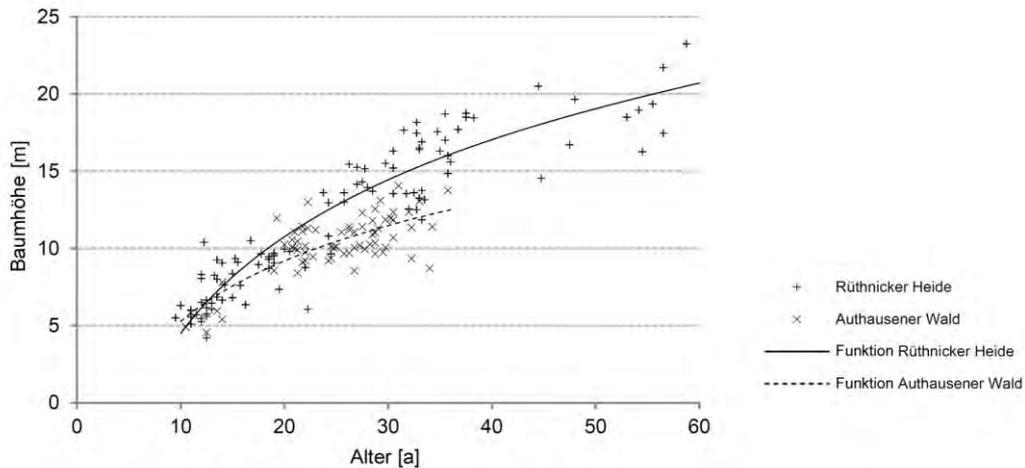


Abbildung 14: Das Streudiagramm bildet die an den Probepunkten gemessenen mittleren Baumhöhen der Spätblühenden Traubenkirschen in Abhängigkeit von deren Alter ab. Es erfolgt eine getrennte Darstellung für die zwei Untersuchungsgebiete. Die beste Anpassung der Trendkurve wurde mit $R^2 = 0,615^{***}$ (Authausener Wald) und $R^2 = 0,870^{***}$ (Rühnicker Heide) durch eine logarithmische Funktion erreicht.

Brusthöhendurchmesser der Dominanzbestände

Die Berechnung der mittleren Brusthöhendurchmesser (BHD) an den Probepunkten erfolgte durch Wichtung der stichprobenartig vermessenen Einzelbäume nach deren Zuordnung zu den konzentrischen Probekreisen (Umrechnungsfaktoren). Im Durchschnitt wiesen die Dominanzbestände mittlere BHD von 4,73 cm auf. Dabei waren die mittleren BHD mit 4,35 cm im Authausener Wald und 4,98 cm in der Rühnicker Heide in den Untersuchungsgebieten vergleichbar. Die Spanne der festgestellten Durchmesserwerte reichte von minimal 0,85 cm bis maximal 16,10 cm. Der überwiegende Teil der Probepunkte kann in beiden Untersuchungsgebieten den schwächeren Durchmesserklassen bis 6 cm BHD zugeordnet werden (Abbildung 15). Dominanzbestände mit mittleren BHD über 10 cm wurden nur in der Rühnicker Heide vorgefunden.

Neben den mittleren Brusthöhendurchmessern für das Gesamtkollektiv am Probepunkt wurden entsprechende Parameter für Teilkollektive berechnet. Hierfür wurden die gewichteten Brusthöhendurchmesser nach deren Beträgen in absteigender Reihenfolge geordnet. Die Berechnung der mittleren Brusthöhendurchmesser des prozentualen Teilkollektivs erfolgte jeweils vom größten Durchmesser beginnend.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

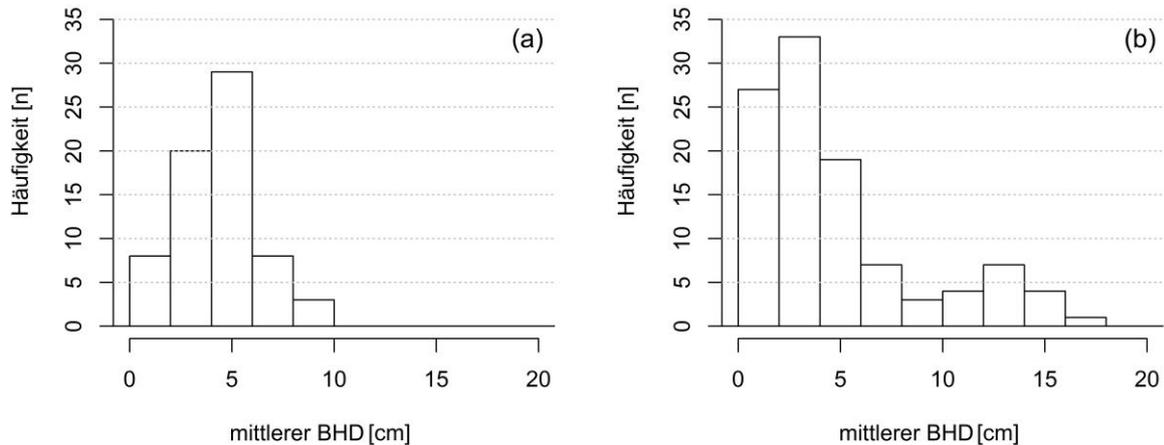


Abbildung 15: Histogramm für die Verteilung der mittleren Brusthöhendurchmesser an den Probepunkten in den Untersuchungsgebieten Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 2 cm.

Eine besondere Bedeutung für die spätere Modellierung der Strahlungsentwicklung kommt dem Brusthöhendurchmesser der 5 % stärksten Traubenkirschen zu ($BHD_{5\%}$). Dieser Parameter zeigte eine deutlich größere Variation der Messwerte als der mittlere BHD (Abbildung 16). Im Durchschnitt wiesen die Dominanzbestände mittlere $BHD_{5\%}$ von 11,07 cm auf. Hierbei waren die mittleren $BHD_{5\%}$ in der Rüthnicker Heide mit 11,57 cm höher als im Authausener Wald mit 10,3 cm. Die Spannweite der Einzelwerte auf Probepunktebene reichte von minimal 2,87 cm bis maximal 33,35 cm. Der überwiegende Teil der Probepunkte kann im Authausener Wald den $BHD_{5\%}$ -Klassen zwischen 8 cm und 14 cm zugeordnet werden. In der Rüthnicker Heide waren die $BHD_{5\%}$ -Klassen zwischen 4 cm und 8 cm am stärksten vertreten. Insgesamt war die Durchmesserverteilung jedoch deutlich breiter und wies eine relativ ausgeglichene Ausstattung der $BHD_{5\%}$ -Klassen zwischen 2 cm und 22 cm auf.

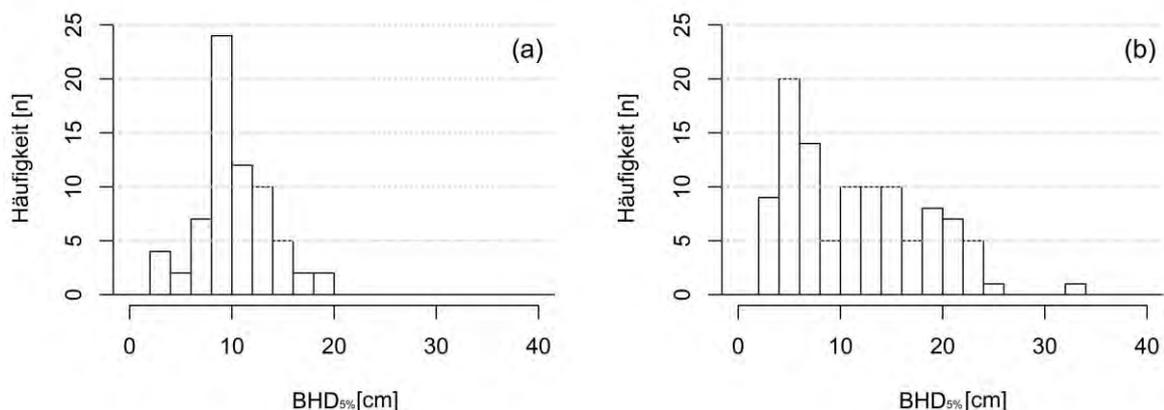


Abbildung 16: Histogramm für die Verteilung der Brusthöhendurchmesser der 5 % stärksten Traubenkirschen an den Probepunkten in den Untersuchungsgebieten Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 2 cm.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

Im Punkt-Streudiagramm (Abbildung 17) sind die berechneten $BHD_{5\%}$ gegen das Alter der Dominanzbestände abgetragen. Die Beziehung lässt sich in den Untersuchungsgebieten durch folgende logarithmische Funktionen beschreiben:

$$\text{Authausener Wald: } BHD_{5\%,A} = 20,332 \cdot \ln(\text{Alter}_A) - 17,771 \quad \text{mit } R^2 = 0,536^{***}$$

$$\text{Rüthnicker Heide: } BHD_{5\%,R} = 27,359 \cdot \ln(\text{Alter}_R) - 25,871 \quad \text{mit } R^2 = 0,823^{***}$$

Erwartungsgemäß nehmen die Durchmesser der Spätblühenden Traubenkirschen in Abhängigkeit vom Alter zu. Die Korrelation zwischen Alter und $BHD_{5\%}$ stellt sich in der Rüthnicker Heide ($R^2 = 0,823$) stärker dar als im Authausener Wald ($R^2 = 0,536$). Der Zusammenhang erwies sich in beiden Untersuchungsgebieten als höchst signifikant ($p \leq 0,001$).

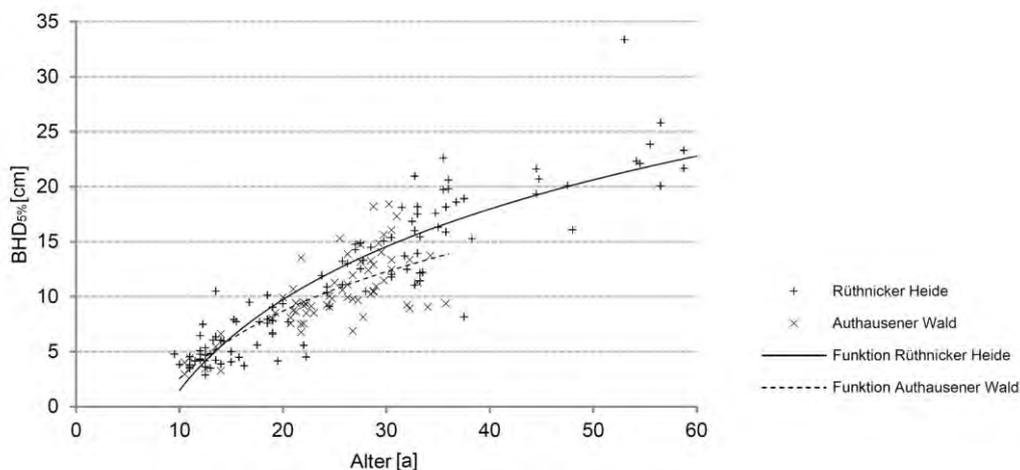


Abbildung 17: Das Streudiagramm bildet den Brusthöhendurchmesser der 5 % stärksten Traubenkirschen am Probestandpunkt in Abhängigkeit von deren Alter ab. Es erfolgt eine getrennte Darstellung für die zwei Untersuchungsgebiete. Die beste Anpassung der Trendkurve wurde mit $R^2 = 0,536^{***}$ (Authausener Wald) und $R^2 = 0,823^{***}$ (Rüthnicker Heide) durch eine logarithmische Funktion erreicht.

Stammzahl der Dominanzbestände

Als ein weiterer Parameter wurde die Stammzahl der Dominanzbestände an den Probestandpunkten berechnet. Die mittlere Stammzahl aller Probestandpunkte betrug 5.103 Spätblühende Traubenkirschen pro Hektar. Dabei reichte die Spannweite der Einzelbeobachtungen von minimal 398 bis maximal 23.873 Bäume je Hektar. In beiden Untersuchungsgebieten kann der überwiegende Teil der Beobachtungen den Stammzahlklassen bis 6.000 Stämme pro Hektar zugeordnet werden (Abbildung 18). Die geringste Stammzahlklasse (bis 1.000 Stämme/ha) wies jedoch mit 30 Beobachtungen in der Rüthnicker Heide mehr als doppelt so viele Beobachtungen auf wie der Authausener Wald, was auf den deutlich höheren Anteil älterer Dominanzbestände zurückzuführen ist.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

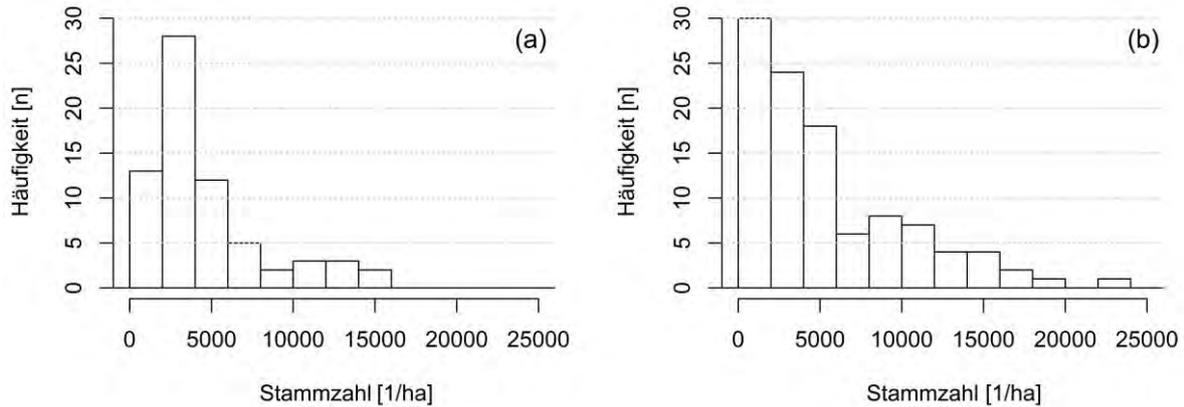


Abbildung 18: Histogramm für die Verteilung der Stammzahl der Dominanzbestände an den Probestellen in den Untersuchungsgebieten Authausener Wald (a) und Rühnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 2.000 Stämme pro Hektar.

Wird die Stammzahlentwicklung der Dominanzbestände in einem Punkt-Streudiagramm gegen das Alter abgetragen, so zeigt sich in beiden Untersuchungsgebieten eine altersbedingte Reduktion der Individuendichte (Abbildung 19). Die Beziehung lässt sich für die Untersuchungsgebiete durch folgende quadratische Funktionen beschreiben:

$$\begin{aligned} \text{Authausener Wald:} \quad n_A &= \frac{116314,6}{\text{Alter}_A} - 500,4 && \text{mit } R^2 = 0,244^{***} \\ \text{Rühnicker Heide:} \quad n_R &= \frac{138577,9}{\text{Alter}_R} - 1239,767 && \text{mit } R^2 = 0,462^{***} \end{aligned}$$

In allen Altersstufen konnte eine starke Streuung der Werte beobachtet werden, was sich in den geringen Bestimmtheitsmaßen widerspiegelt.

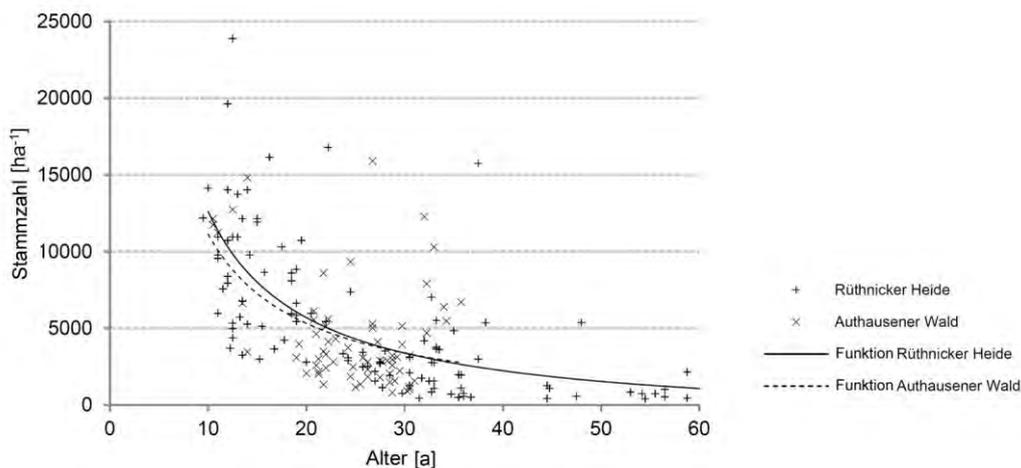


Abbildung 19: Das Streudiagramm bildet die Stammzahl der Dominanzbestände an den Probestellen in Abhängigkeit vom Alter der Spätblühenden Traubenkirschen ab. Es erfolgt eine getrennte Darstellung für die zwei Untersuchungsgebiete. Die beste Anpassung der Trendkurve wurde mit $R^2 = 0,244^{***}$ (Authausener Wald) und $R^2 = 0,462^{***}$ (Rühnicker Heide) durch eine quadratische Funktion erreicht.

Grundfläche der Dominanzbestände

Als eine weitere Kenngröße der Dominanzbestände am Probepunkt wurde die repräsentierte Grundfläche pro Hektar berechnet. Im Mittel wiesen die Dominanzbestände eine Grundfläche von 6,43 m² pro Hektar auf. Die Mittelwerte in den Untersuchungsgebieten waren nahezu identisch. Die Spannweiten der Grundflächenwerte reichten von minimal 0,43 m² pro Hektar in den jüngeren Dominanzbeständen bis maximal 13,28 m² pro Hektar in den ältesten Dominanzbeständen. Der überwiegende Teil der Dominanzbestände wies Grundflächen zwischen 4 und 9 m² pro Hektar auf (Abbildung 20).

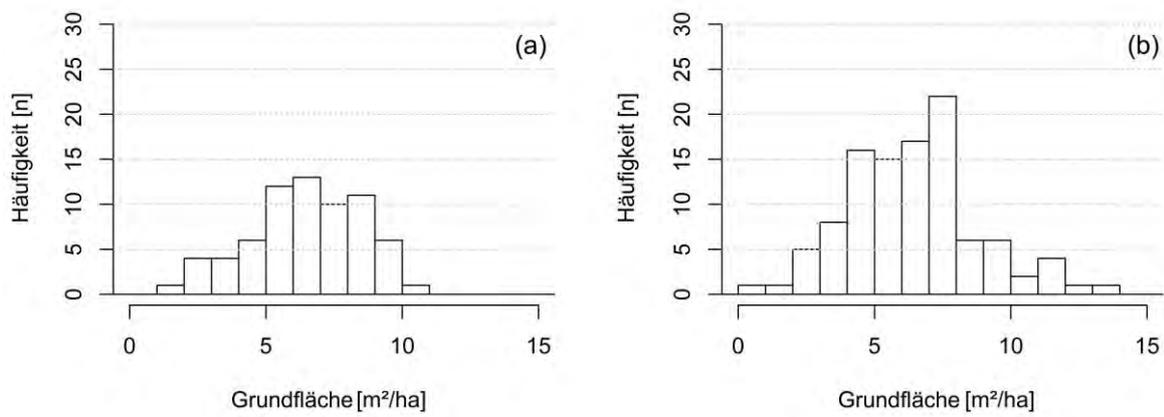


Abbildung 20: Histogramm für die Verteilung der Grundfläche der Dominanzbestände an den Probepunkten der Untersuchungsgebiete Authausener Wald (a) und Rühnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 2 m² pro Hektar.

Die Alterung der Dominanzbestände führt zu einem Grundflächenaufbau (Abbildung 21), wobei der Zusammenhang zwischen Alter und Grundfläche für die Untersuchungsgebiete durch folgende logarithmische Funktionen beschreiben werden kann:

Authausener Wald:	$G_A = 10,617 \cdot \ln(\text{Alter}_A) - 8,247$	mit $R^2 = 0,388^{***}$
Rühnicker Heide:	$G_R = 8,1927 \cdot \ln(\text{Alter}_R) - 4,770$	mit $R^2 = 0,548^{***}$

In allen Altersstadien treten deutliche Streuungen der Grundflächenwerte auf. Zudem sind die Bestimmtheitsmaße für die Trendfunktionen eher gering (Authausener Wald: $R^2 = 0,388^{***}$; Rühnicker Heide: $R^2 = 0,548^{***}$).

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

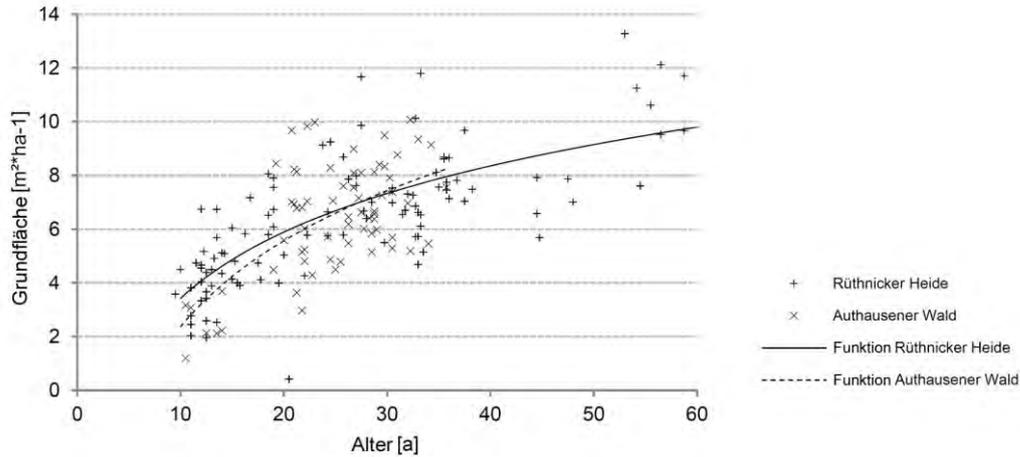


Abbildung 21: Das Streudiagramm bildet die Grundflächen der Dominanzbestände in Abhängigkeit vom Alter der Spätblühenden Traubenkirschen ab. Es erfolgt eine getrennte Darstellung für die zwei Untersuchungsgebiete. Die beste Anpassung der Trendkurve wurde mit $R^2 = 0,379^{***}$ (Authausener Wald) und $R^2 = 0,548^{***}$ (Rühnicker Heide) durch eine logarithmische Funktion erreicht.

Grundfläche des Oberstands

Die Grundflächenwerte des Oberstands wiesen an den Probepunkten eine erhebliche Streuung auf und reichten von 6,74 bis 56,89 m² pro Hektar. Im Mittel belief sich die Grundfläche des Oberstands auf 33,89 m² pro Hektar. Dabei waren jedoch Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten festzustellen. Während die Oberstände im Authausener Wald eine durchschnittliche Grundfläche von 29,94 m² pro Hektar aufwiesen, waren diese in der Rühnicker Heide mit durchschnittlich 36,45 m² pro Hektar höher. Dieser Sachverhalt wird auch unter Betrachtung der Häufigkeitsverteilung deutlich. Die Probepunkte des Authausener Waldes wiesen über die Grundflächenklassen von 15 bis 40 m² pro Hektar eine ausgeglichene Ausstattung der Klassen auf ($n \approx 10$). Hingegen zeigte sich der Schwerpunkt in der Rühnicker Heide auf den Grundflächenklassen zwischen 25 m² und 45 m² pro Hektar.

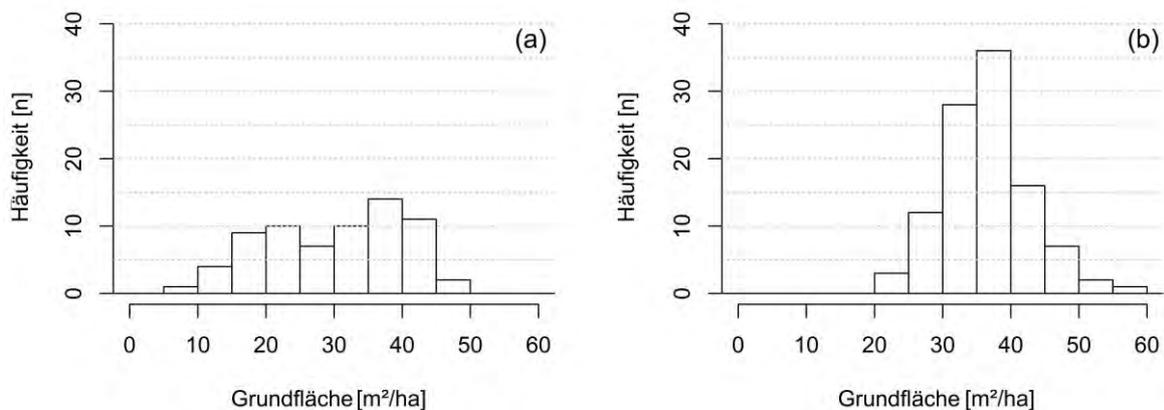


Abbildung 22: Histogramm für die Verteilung der Grundfläche des Oberstands an den Probepunkten der Untersuchungsgebiete Authausener Wald (a) und Rühnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 5 m² pro Hektar.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

Baumartenzusammensetzung des Oberstands

Der Oberstand sollte möglichst durch Gemeine Kiefer dominiert sein. Die Auswertung der konzentrischen Probekreise zeigte, dass diesem Kriterium auf dem überwiegenden Teil der Probepunkte entsprochen wurde (Abbildung 23). So weisen 51 der 68 Probepunkte im Authausener Wald und 87 der 105 Probepunkte in der Rüthnicker Heide einen Mischungsanteil des Oberstands von unter 10 % auf. Vereinzelt wurden jedoch Mischungsanteile von bis zu 38 % im Authausener Wald und bis zu 67 % in der Rüthnicker Heide festgestellt. Probepunkte mit Mischungsanteilen über 10 % konzentrierten sich jedoch in beiden Untersuchungsgebieten auf einzelne Versuchsflächen, wobei die Baumartenmischung überwiegend durch Laubbaumarten gebildet wurde. Im Authausener Wald traten auf den Probepunkten in den Abteilungen 138 und 162 Mehrfachmischungen aus Gemeiner Kiefer mit Sandbirken, Traubeneichen und Ebereschen auf. Hingegen war die Baumartenmischung des Kiefernoberstands in der Rüthnicker Heide einerseits durch Traubeneiche (Abteilung 333), andererseits durch Sandbirke (Abteilung 352) geprägt.

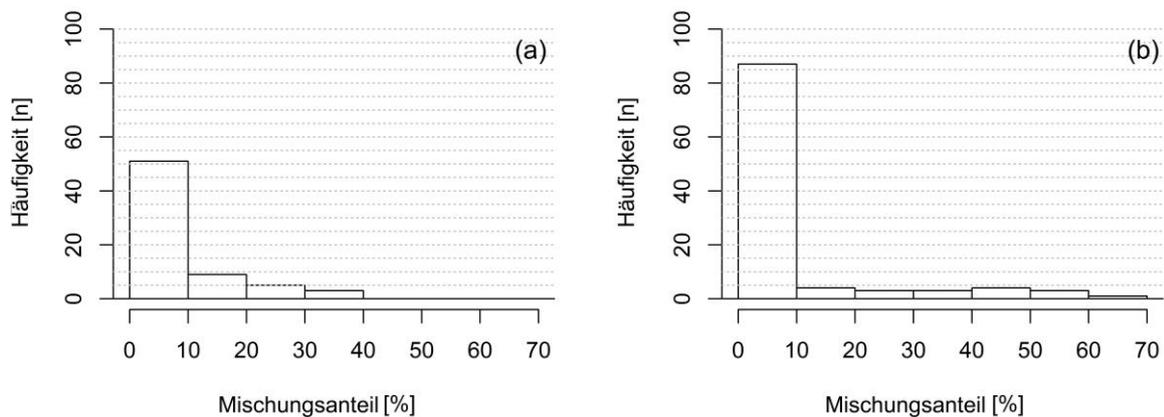


Abbildung 23: Histogramm für die Mischungsanteile des Oberstands an den Probepunkten der Untersuchungsgebiete Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 10 %.

4.3.2 VERJÜNGUNG DER SPÄTBLÜHENDEN TRAUBENKIRSCHEN

Im Rahmen der Aufnahmen wurde die Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirschen an jedem Probepunkt im kleinsten konzentrischen Probekreis erfasst (Radius: 2 m, Fläche: 12,57 m²). Da keine Unterscheidung zwischen Keimlingen und Sämlingen durchgeführt wurde, entspricht die angegebene Verjüngungspflanzenanzahl allen lebenden Spätblühenden Traubenkirschen einer Höhe unter 1,3 m.

Im Mittel waren an den Probepunkten 1,88 Verjüngungspflanzen der Spätblühenden Traubenkirsche pro m² vorhanden. Dabei können deutliche Unterschiede zwischen den

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

Untersuchungsgebieten festgestellt werden. Die mittleren Verjüngungszahlen waren im Authausener Wald mit 3,48 Pflanzen pro m² deutlich höher als in der Rühnicker Heide mit 0,85 Pflanzen pro m². Noch deutlicher zeigten sich die Unterschiede in den Maxima (Abbildung 24). So war die maximale Verjüngungszahl im Authausener Wald mit 34,53 Pflanzen pro m² etwa siebenmal so hoch wie in der Rühnicker Heide mit 4,93 Pflanzen pro m². In beiden Untersuchungsgebieten konnten Probepunkte ohne die Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirschen festgestellt werden.

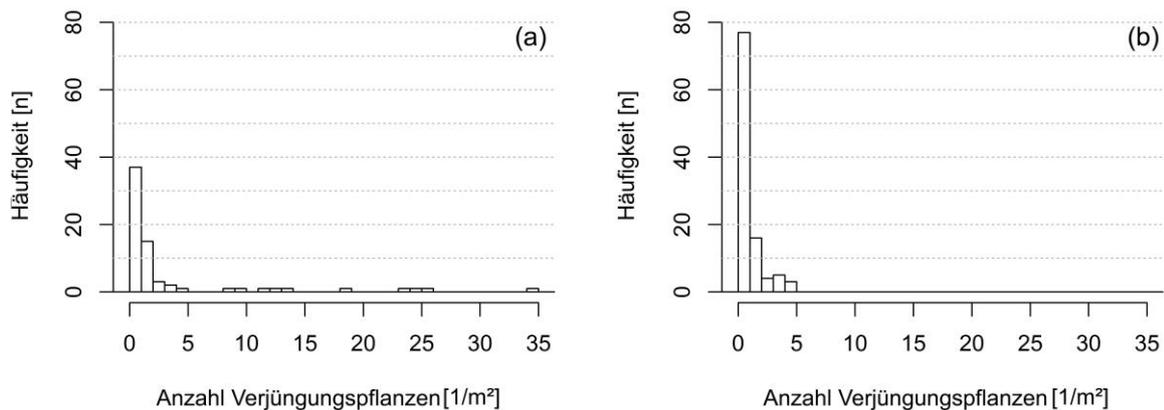


Abbildung 24: Histogramm für die Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche an den Probepunkten der Untersuchungsgebiete Authausener Wald (a) und Rühnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt eine Pflanze pro m².

Um die Abhängigkeit zwischen dem Aufkommen von Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche und den Eigenschaften der Dominanzbestände zu prüfen, wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Hierfür erfolgte die Klassifizierung der Verjüngungszahlen in sieben Verjüngungsklassen (vgl. Abbildung 25). In beiden Untersuchungsgebieten konnte eine positive Korrelation zwischen dem Alter der Dominanzbestände und der Verjüngungsklasse festgestellt werden (Authausener Wald: $\rho = 0,343$ mit $p = 0,004^{**}$; Rühnicker Heide: $\rho = 0,597$ mit $p = 0,000^{***}$). Die geringen Korrelationskoeffizienten resultieren aus den stark streuenden Verjüngungszahlen.

Wie die Abbildung 25 zeigt, nehmen die Verjüngungszahlen der Spätblühenden Traubenkirsche mit dem Alter der Dominanzbestände tendenziell zu. Überschreiten die Dominanzbestände des Authausener Waldes ein Alter von 20 Jahren, stellen sich deutlich höhere Verjüngungszahlen ein. Eine ähnliche Beziehung lässt sich für die Rühnicker Heide ableiten. Dort ist eine Steigerung der Verjüngungszahlen jedoch erst ab einem Alter der Dominanzbestände von 30 Jahren festzustellen. Zudem sind die realisierten Verjüngungsdichten niedriger.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

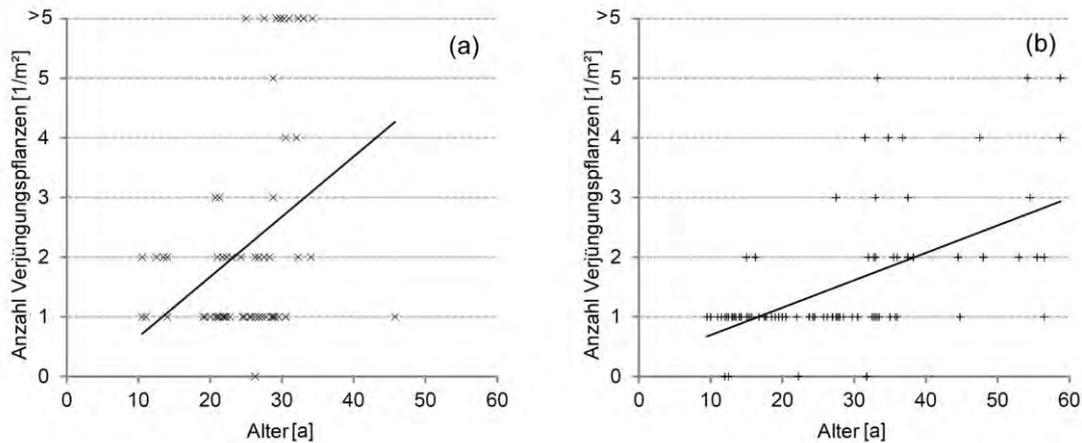


Abbildung 25: Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche in Abhängigkeit vom Alter des Dominanzbestands, getrennt nach den Untersuchungsgebieten Authausener Wald (a) und Rühnicker Heide (b). Die Darstellung der Verjüngungszahlen erfolgt in Klassen mit folgender Klassenbreite: 0 = keine Verjüngungspflanzen, 1 = kleiner gleich eine Pflanze, 2 = kleiner gleich zwei Pflanzen, 3 = kleiner gleich 3 Pflanzen, 4 = kleiner gleich vier Pflanzen, 5 = kleiner gleich fünf Pflanzen, >5 = mehr als fünf Pflanzen.

4.3.3 MODELLIERUNG DER STRAHLUNGSENTWICKLUNG

Strahlungssituation unter den Dominanzbeständen

Über die Auswertung der hemisphärischen Fotos konnte die relative Beleuchtungsstärke (DIFFSF) an den Probepunkten bestimmt werden (Tabelle 5). Der Anteil diffuser Freilandstrahlung am Waldboden reichte von minimal 0,5 % bis maximal 8,26 %. Im Mittel wurden Strahlungswerte von 2,74 % festgestellt. Hierbei waren die Dominanzbestände in der Rühnicker Heide im Mittel mit 2,33 % der diffusen Strahlung etwas dunkler als Dominanzbestände des Authausener Waldes. Dort wurden im Mittel 3,38 % der diffusen Freilandstrahlung am Waldboden festgestellt.

Tabelle 5: Überblick Strahlungssituation an den Probepunkten, getrennt nach Untersuchungsgebieten (A: Authausener Wald und R: Rühnicker Heide). Die Darstellung erfolgt jeweils in Form des Mittelwerts (\bar{x}), der Standardabweichung (s) sowie des Minimums (x_{min}) und des Maximums (x_{max}).

	Rühnicker Heide				Authausener Wald				Gesamt		
	\bar{x}_R	s_R	$x_{min,R}$	$x_{max,R}$	\bar{x}_A	s_A	$x_{min,A}$	$x_{max,A}$	\bar{x}	s	
DIFFSF	[%]	2,33	1,43	0,50	8,26	3,38	1,39	1,28	7,39	2,74	1,50

Der Schwerpunkt der Beobachtungen lag in beiden Untersuchungsgebieten im unteren Strahlungsbereich zwischen einem und vier Prozent der diffusen Freilandstrahlung (Abbildung 26). Im Strahlungsbereich über vier Prozent treten hingegen nur wenige Beobachtungen in den einzelnen Strahlungsklassen auf.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

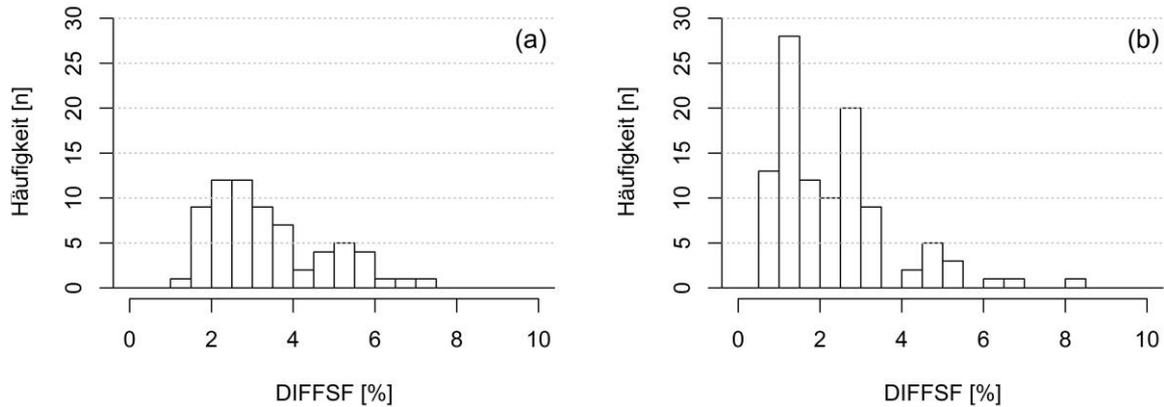


Abbildung 26: Histogramm für die diffuse Strahlung an den Probepunkten der Untersuchungsgebiete Authausener Wald (a) und Rühnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 0,5 %.

Modellvoraussetzungen

Die relativen Strahlungswerte (DIFFSF) sollen als Zielgröße in die Modellierung der Strahlungsverfügbarkeit unter den Dominanzbeständen eingehen. Eine wesentliche Modellvoraussetzung ist die Normalverteilung der abhängigen Variablen (vgl. Abschnitt 3.3.2). Hierfür wurde zunächst eine grafische Analyse der Verteilung durchgeführt (Abbildung 27). Der Dichtefunktion weist auf eine deutliche Abweichung von der Standardnormalverteilung hin. Auch das Q-Q-Diagramm zeigt im unteren und oberen Bereich eine starke Abweichung der Punkte von der Normgeraden. Somit werden durch die vorliegende Verteilung die Voraussetzungen der Regressionsanalyse verletzt, was zudem auch durch den SHAPIRO-WILK-Test bestätigt wird ($W = 0,927$; $p = 0,000^{***}$).

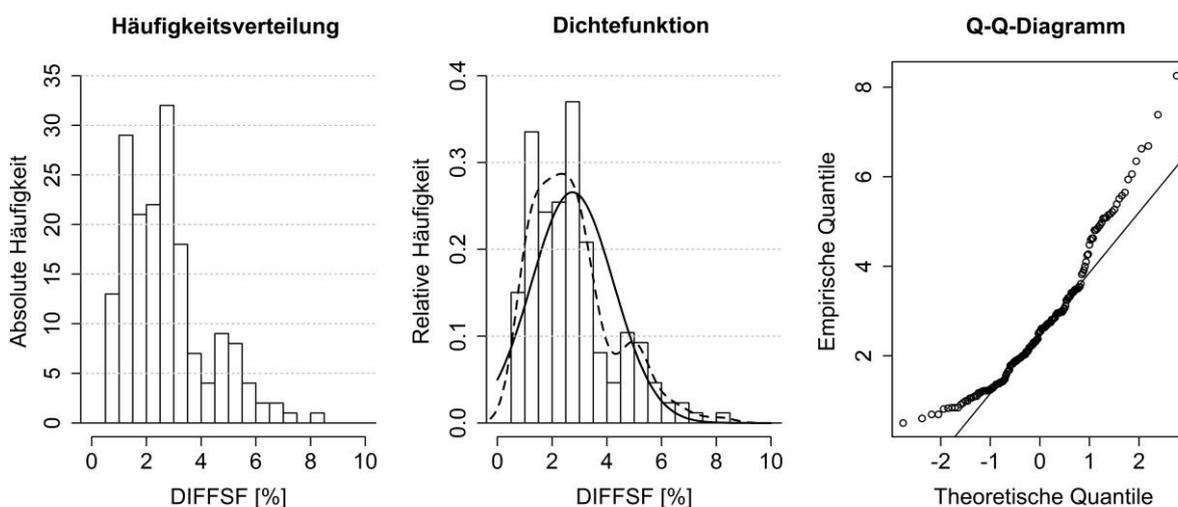


Abbildung 27: Grafische Analyse der Verteilung von DIFFSF durch das Histogramm der absoluten Häufigkeiten, das Histogramm der relativen Häufigkeiten mit Dichtefunktion (unterbrochene Kurve) und Normalverteilungskurve (durchgezogene Kurve) sowie das Q-Q-Diagramm

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

Durch eine logarithmische Transformation der DIFFSF-Werte wurde versucht der Normalverteilungsannahme gerecht zu werden. Dabei wurde folgende Berechnungsvorschrift unterstellt:

$$\log \text{DIFFSF} = \log_{10}(\text{DIFFSF})$$

Aus der Abbildung 28 geht hervor, dass die Transformation der DIFFSF-Werte zur Anpassung der Dichtefunktion an die Normalverteilungskurve führt. Zudem ergibt sich eine gleichmäßige Streuung der Einzelbeobachtungen um die Winkelhalbierende im Q-Q-Diagramm, was auf eine Normalverteilung der transformierten logDIFFSF-Daten schließen lässt. Der SHAPIRO-WILK-Test bestätigt die Normalverteilungsannahme von logDIFFSF ($W = 0,989$; $p = 0,178$). Damit wird die Modellvoraussetzung der Normalverteilung durch die Transformation der Strahlungswerte erfüllt.

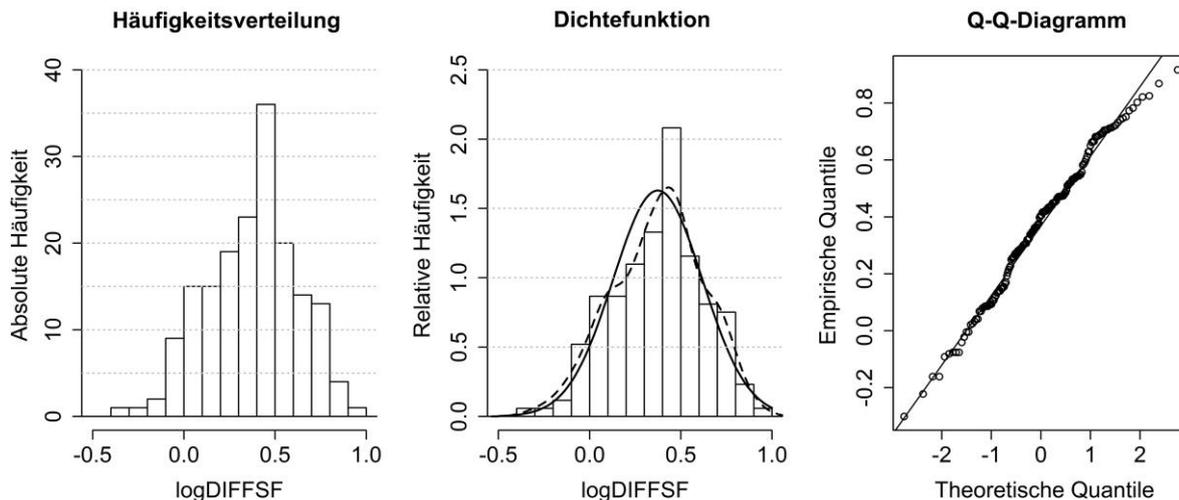


Abbildung 28: Grafische Analyse der Verteilung der logarithmisch transformierten DIFFSF-Werte (logDIFFSF) durch das Histogramm der absoluten Häufigkeiten, das Histogramm der relativen Häufigkeiten mit Dichtefunktion (unterbrochene Kurve) und Normalverteilungskurve (durchgezogene Kurve) sowie das Q-Q-Diagramm

Korrelationsanalyse

Zur Detektion einer erklärenden Einflussgröße für die Strahlung im Regressionsmodell wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt (Tabelle 6). Die Einflussgröße mit dem höchsten Erklärungswert sollte als Kovariate im Strahlungsmodell dienen.

Der Brusthöhendurchmesser der fünf Prozent stärksten Traubenkirschen (BHD_{5%}) zeigte mit $r = 0,511^{***}$ die stärkste Korrelation und weist damit die größte Erklärungskraft für die Strahlung auf. Daher wurde der BHD_{5%} als unabhängige Variable des Regressionsmodells ausgewählt.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

Tabelle 6: Korrelationstabelle zur Festlegung der erklärenden Einflussgröße. Die Klassifizierung der Signifikanzniveaus erfolgt nach KÖHLER et al. (2007) für eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,05$.

	Kenndaten des Dominanzbestands					Kenndaten des Oberstands			Grundfläche gesamt
	Alter	Höhe	BHD _m	BHD _{5%}	Dichte	Grundfläche	Dichte	Grundfläche	
DIFFSF	0,477***	0,376***	0,313***	0,511***	-0,393***	0,196**	0,016	-0,040	0,012

Modellformulierung

Infolge einer iterativen Modellentwicklung wurde versucht, eine bestmögliche Anpassung der Modellvorhersage an die Beobachtungen zu erzielen. Hierbei zeigte sowohl der als Polynom zweiten Grades eingehende BHD_{5%} als auch die logarithmische Transformation desselben eine Verbesserung der Modellgüte. Das gemischte lineare Modell hat dann folgende Form:

$$\log \text{DIFFSF} = \beta_0 + \beta_1 \cdot \log_{10}(\text{Bhd}_{5\%})^2 + \beta_2 \cdot \log_{10}(\text{Bhd}_{5\%}) + b_{1,i} \cdot \text{Gebiet} + b_{2,j} \cdot \text{Fläche} + \varepsilon_{i,j,k}$$

wobei durch β_0 das Interzept, durch β_{1-2} die Modellkoeffizienten der festen Effekte, durch b_{1-2} die Modellkoeffizienten der zufälligen Effekte und durch den Index i die Untersuchungsgebiete, j die Versuchsf lächen und k jeder einzelne Probepunkt darstellt werden. Durch den Term $\varepsilon_{i,j,k}$ werden die Modellresiduen angegeben.

Auf der Suche nach weiteren Einflussgrößen wurde eine Kovarianzanalyse der Modellresiduen mit den Kenngrößen der Dominanz- und Oberstände durchgeführt. Hierbei zeigte die Grundfläche der Dominanzbestände (G) die stärkste Korrelation mit den Residuen ($r = -0,131$). Unter dem Blickpunkt möglicher Kollinearität muss die Korrelation zwischen BHD_{5%} und G berücksichtigt werden (vgl. DORMANN et al. 2013). Mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,672$ wird der von DORMANN et al. (2013) beschriebene kritische Wert von $r_{\text{kritisch}} = 0,7$ nicht überschritten. Damit ist keine Kollinearität zwischen den Kovariaten anzunehmen, was die Verwendung beider Variablen im Modell ermöglicht. Durch die Erweiterung des Modells um G konnte jedoch keine Modellverbesserung erzielt werden. Das ursprüngliche Modell bildet die Strahlungsentwicklung besser ab und wird daher beibehalten.

Die Überprüfung der Varianzstruktur erfolgte grafisch durch die Betrachtung der standardisierten Residuen gegen die geschätzten Modellwerte (Abbildung 29). Im Ausgangsmodell streuen die Residuen gleichmäßig über die gesamte Breite der geschätzten Strahlungswerte. Die Modellfehler liegen damit unkorreliert vor, was die Homoskedastizitätsannahme nicht verletzt (FARAWAY 2014). Dennoch führt die

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

Berücksichtigung der Power-Varianzfunktion (`varPower()`, PINHEIRO und BATES (2000)) zu einer Verbesserung der Modellgüte, die jedoch grafisch kaum zu fassen ist (Abbildung 29).

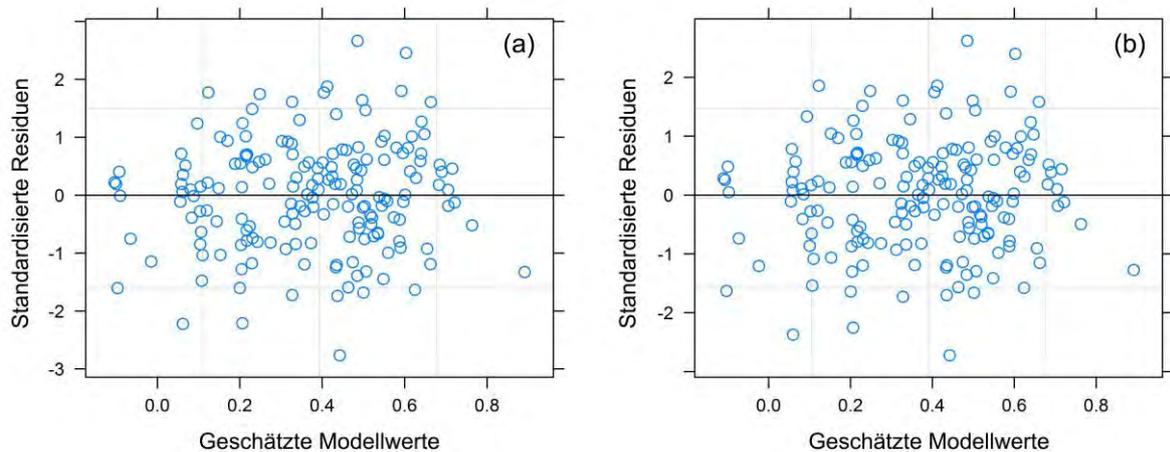


Abbildung 29: Darstellung der standardisierten Residuen für die modellierten (transformierten) Strahlungswerte für das Ausgangsmodell ohne Berücksichtigung der Varianzstruktur (a) und mit Berücksichtigung der Varianzstruktur (b)

Des Weiteren wurde die Annahme der räumlich unkorrelierten Messfehler grafisch mithilfe von Semivariogrammen geprüft (Abbildung 30). Hierbei wird die Semivarianz der Modellvorhersage in Abhängigkeit von räumlichen Distanzklassen abgebildet. Eine gleichmäßige Streuung der Semivarianzen um einen Wert von 1 über die gesamte Breite der Distanzklassen gilt dabei als optimal. Die Berücksichtigung der linearen räumlichen Korrelationsstruktur im Modell (`corLin()`, PINHEIRO und BATES (2000)) führt zu einer angepassten Streuung der Semivarianzen und damit zur Verbesserung der Modellgüte.

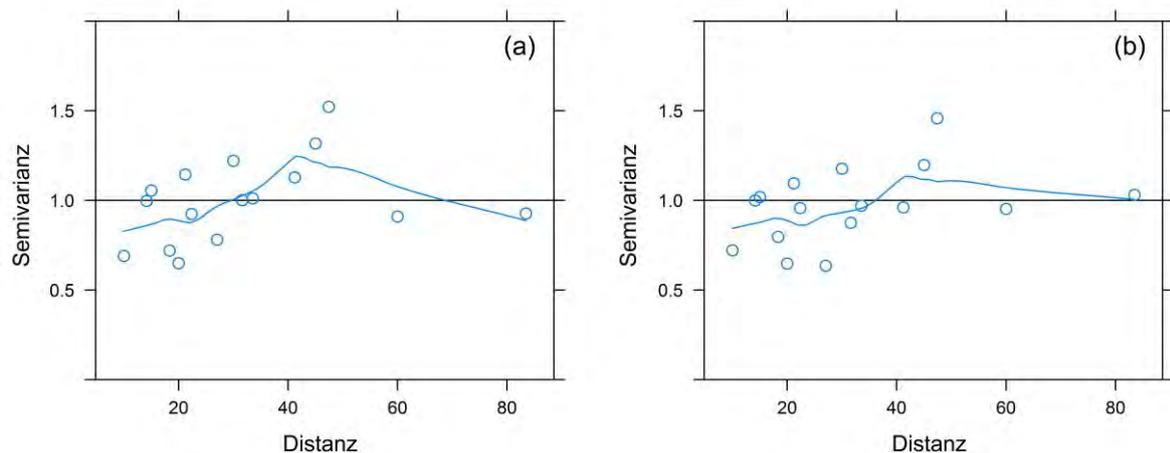


Abbildung 30: Darstellung der Korrelationsstruktur für die modellierten (transformierten) Strahlungswerte für das Ausgangsmodell ohne Berücksichtigung der Korrelationsstruktur (a) und mit Berücksichtigung der Korrelationsstruktur (b)

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

Modellberechnung

Nach den vorgenannten Anpassungen wurde das Strahlungsmodell akzeptiert (Tabelle 7). Das Polynom zweiten Grades weist sowohl für die linear eingehende Komponente ($p = 0,001^{***}$) als auch für die quadratisch eingehende Komponente ($p = 0,001^{***}$) einen entscheidenden Einfluss der erklärenden Variablen $\log_{10}(\text{BHD}_{5\%})$ auf die Strahlungsentwicklung unter den Dominanzbeständen aus. Zudem ergibt sich eine höchst signifikante Wirkung des Interzepts im Modell ($p = 0,001^{***}$).

Tabelle 7: Ergebnisse des gemischten linearen Modells für die Strahlungsverhältnisse unter den Dominanzbeständen (transformiert) in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser der 5 % stärksten Traubenkirschen am Probepunkt (Df = Freiheitsgrade des Modells)

feste Effekte		Modellwert (transformiert)	Standard- fehler	Df	t-Wert	p-Wert
β_0	Interzept	0,891	0,271	146	3,293	0,001 ^{***}
β_1	$\log_{10}(\text{BHD}_{5\%})$	-1,685	0,502	146	-3,354	0,001 ^{***}
β_2	$\log_{10}(\text{BHD}_{5\%})^2$	1,142	0,260	146	4,399	0,000 ^{***}

Auf der Suche nach strahlungsbeeinflussenden Größen wurde weiterhin die Wirkung zufälliger Effekt geprüft, die sich aus der räumlich geschachtelten Versuchsanlage ergeben. Hierbei diagnostizierte das Modell Unterschiede der Modellvorhersage zwischen den beiden Untersuchungsgebieten ($s = 0,179$). Hingegen resultiert aus der Wahl der Versuchsflächen innerhalb der Untersuchungsgebiete kaum ein Effekt ($s = 3,417e^{-5}$).

Für eine grafische Darstellung der Modellvoraussage musste eine Rücktransformation der Strahlungswerte erfolgen. Hierfür wurde aus den Ergebnissen der Modellberechnung (vgl. Tabelle 7) folgende Berechnungsvorschrift abgeleitet:

$$DIFFSF = 10^{1,142 \cdot \log_{10}(\text{BHD}_{5\%})^2 - 1,685 \cdot \log_{10}(\text{BHD}_{5\%}) + 0,891}$$

Die grafische Darstellung zeigt die modellierte Strahlungsentwicklung in den Dominanzbeständen in Abhängigkeit der Durchmesser der stärksten Individuen (Abbildung 31). Die alterungsbedingte Durchmesserzunahme in jungen Dominanzbeständen mit schwachem $\text{BHD}_{5\%}$ führt zu einer raschen Verschlechterung der Strahlungsbedingungen. Erreichen die Dominanzbestände einen $\text{BHD}_{5\%}$ zwischen 4 cm und 7 cm, gelangt am wenigsten Strahlung an den Waldboden ($\text{DIFFSF}_{\text{predict}} \approx 2\%$). Wird die Phase geringster Strahlungsverfügbarkeit überschritten, dann geht die Zunahme des $\text{BHD}_{5\%}$ mit einer kontinuierlichen Verbesserung der Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden einher.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

Werden die Vorhersagen der Untersuchungsgebiete verglichen, so zeigt sich der zufällige Effekt des Faktors „Gebiet“ in einer vertikalen Verschiebung der Vorhersagekurve. Wobei sich die Dominanzbestände der Rüthnicker Heide bei gleichem BHD_{5%} dunkler darstellen als die Bestände des Authausener Waldes. Zudem wird die geringere Streuung der Einzelbeobachtungen um die Modellvorhersage in der Rüthnicker Heide deutlich, wenngleich die Spannweite der Strahlungswerte in den dimensionsstarken Beständen der Spätblühenden Traubenkirsche in beiden Untersuchungsgebieten größer ist als in den dimensionsschwachen Dominanzbeständen. In der Phase geringster Strahlungsverfügbarkeit (BHD_{5%} zwischen 4 cm und 7 cm) ist vor allem in der Rüthnicker Heide die geringste Streuung der Strahlungswerte zu beobachten.

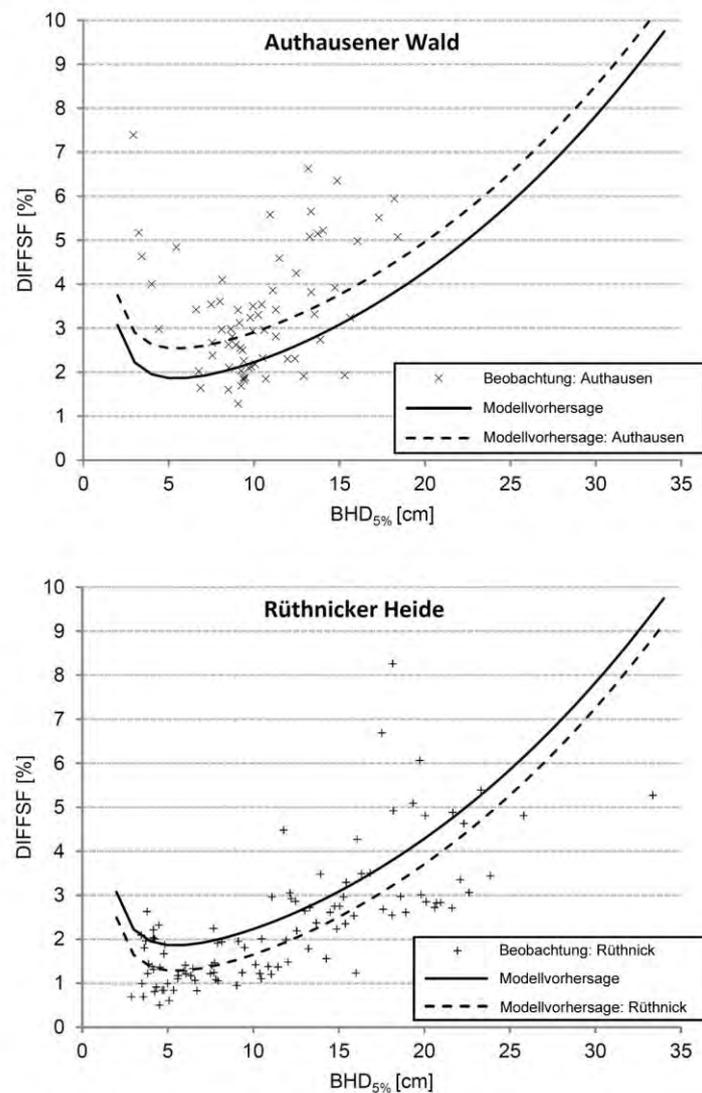


Abbildung 31: Grafische Darstellung der Beobachtungen und der Vorhersage des Strahlungsmodells für den Gesamtversuch (durchgezogene Kurve). Zudem wird die Modellvorhersage für die Untersuchungsgebiete Authausener Wald (oben) und Rüthnicker Heide (unten) als unterbrochene Kurve dargestellt.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ERGEBNISSE

Bewertung der Modellgüte

Die Qualität des Strahlungsmodells wurde während der Modellentwicklung durch den stetigen Vergleich der Informationskriterien AIC und BIC verbessert. Dennoch ist in allen BHD_{5%}-Bereichen eine mehr oder weniger starke Streuung der Beobachtungen um die Modellvorhersage festzuhalten. Im Vergleich der Untersuchungsgebiete fügt sich die Modellvorhersage der Rühnicker Heide besser in die Punktwolke der Beobachtungen als im Authausener Wald, was nicht zuletzt der größeren Spannweite an BHD_{5%}-Werten geschuldet sein dürfte. Nichtsdestotrotz weist das formulierte Strahlungsmodell ein höchst signifikantes Interzept auf, was als Merkmal für die Modellqualität gewertet werden kann. Nach ZUUR et al. (2009) ist die Qualität der Modellaussage stark von einer Normalverteilung der Modellresiduen abhängig. Die grafische Analyse der Modellresiduen zeigt, dass das Strahlungsmodell dieser Normalverteilungsanforderung gerecht wird (Abbildung 32). Auch der SHAPIRO-WILK-Test bestätigt die Normalverteilung der Modellresiduen ($p = 0,955$).

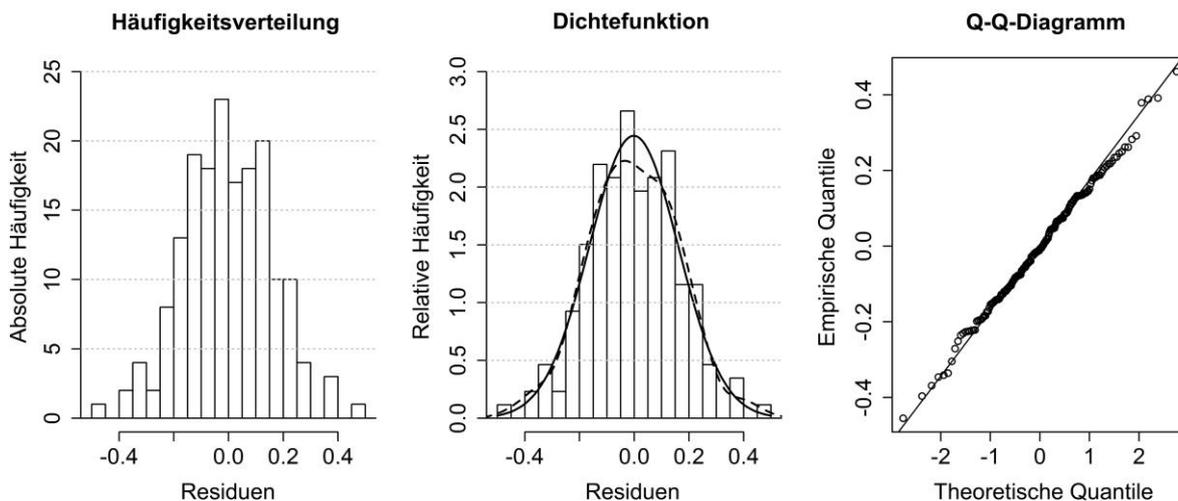


Abbildung 32: Grafische Analyse der Verteilung der Residuen des Strahlungsmodells durch das Histogramm der absoluten Häufigkeiten, das Histogramm der relativen Häufigkeiten mit Dichtefunktion (unterbrochene Kurve) und Normalverteilungskurve (durchgezogene Kurve) sowie das Q-Q-Diagramm

4.4 DISKUSSION

In der vorliegenden Arbeit wurde die Struktur verschiedenalter Dominanzbestände der Spätblühenden Traubenkirsche unter dem Altholzschirm von Gemeiner Kiefer im norddeutschen Tiefland sowie die Auswirkung dieser Bestände auf das Strahlungsregime am Waldboden untersucht.

Kiefernforste und Spätblühende Traubenkirsche

Kiefernreinbestände prägen einen erheblichen Teil des Waldbildes im norddeutschen Tiefland (ZERBE und BRANDE 2003). Allein im „Kiefernland“ Brandenburg liegt der Flächenanteil der Gemeinen Kiefer bei 72,3 Prozent (MÜLLER 2007; MÜLLER und LUTHARDT 2009). Nach MÜLLER und LUTHARDT tritt die Baumart auf 62,5 Prozent der Waldfläche Brandenburgs in Reinbeständen, sogenannte Kiefernforste, in Erscheinung. Ihren Ursprung finden diese Bestandesbilder in der beginnenden rationellen Holzproduktion am Anfang des 19. Jahrhunderts (HOFFMANN 1995; MILNIK 2007). Aufgrund der ausgeprägten räumlichen und zeitlichen Ordnung stellen Kiefernforste stark anthropogen geprägte Waldökosysteme dar (ZERBE und BRANDE 2003; ZERBE und WIEGLEB 2009), die in dieser Form auf natürliche Weise nur nach großflächigen Störungen auftreten würden (OTTO 1994). Im Waldaufbau gleichen diese Wälder einer frühsukzessionalen Phase der Waldentwicklung (LEUSCHNER 1994). Charakteristisch für derartige Pionierwälder ist die hohe Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden (MESSIER und PUTTONEN 1995; HAGEMEIER 1997). Der ausgesprochen hohe Lichtbedarf der Baumart Kiefer begrenzt deren Konkurrenzfähigkeit gegenüber anderen Baumarten (NIINEMETS und VALLADARES 2006). Demzufolge ist die natürliche Ausbreitung von Kiefernreinbeständen im Untersuchungsgebiet auf extrem trockene und arme Standorte beschränkt (OTTO 1994; HOFMANN und POMMER 2004). Eben solche Extremstandorte waren nicht Gegenstand dieser Untersuchung. Hingegen waren die hier im Fokus stehenden Standorte durch eine mittlere Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit geprägt. Im Zuge einer natürlichen, ungestörten Waldentwicklung würde sich der überwiegende Teil der anthropogen geprägten Kiefernreinbestände zu Laubwaldgesellschaften entwickeln (LEUSCHNER 1994; ZERBE und KREYER 2007; ZERBE und JANSEN 2008). Entsprechend ihrer Kontinentalität, wären die Waldgesellschaften im ozeanisch geprägten Teil des Untersuchungsgebiets durch die Baumart Rotbuche dominiert (SCHMIDT et al. 2002; HOFMANN und POMMER 2004, 2005). Mit zunehmender Kontinentalität wechselt die Dominanz der Rotbuche hin zur Baumart Traubeneiche.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

Die Spätblühende Traubenkirsche lässt sich ebenfalls als eine Pionierbaumart charakterisierten (MULLIGAN und MUNRO 1981). In ihrem Herkunftsgebiet tritt sie nach großflächigen Störungen in frühen Sukzessionswäldern dominant in Erscheinung, weist jedoch in Klimaxlaubwäldern eine eher untergeordnete Stellung auf (HOUGH und FORBES 1943; HOUGH 1960). Auch im europäischen Verbreitungsgebiet stellt die Lichtdurchlässigkeit des Oberstands eine Schlüsselrolle für die Etablierung des Neophyten dar (BORRMANN 1988; STARFINGER 1990; RODE et al. 2002). Die hohe Ressourcenverfügbarkeit unter anthropogen geprägten Reinbeständen der Lichtbaumarten Gemeine Kiefer und Europäische Lärche, aber auch der Traubeneiche, begünstigen die Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche und damit letztlich die Ausbildung dichter Dominanzbestände (STARFINGER 1990; HERING 2000; STARFINGER et al. 2003; CHABRERIE et al. 2007b; KNIGHT et al. 2008; SCHRÖCKER 2011).

Durch waldbauliche Eingriffe kann die Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche begünstigt werden (HERING 2000; CHABRERIE et al. 2010). So stellten STARFINGER et al. (2003) in undurchforsteten zwanzigjährigen Kiefern- und Lärchenbeständen zwar Sämlinge der Spätblühenden Traubenkirsche fest, doch leisteten diese kaum einen Höhenzuwachs. Auf eine Erhöhung der Ressourcenverfügbarkeit infolge von Durchforstungen des Oberstands vermag die Spätblühende Traubenkirsche mit einem gesteigerten Wachstum zu reagieren (HAAG und WILHELM 1998; STARFINGER 1990, 1991; STARFINGER et al. 2003).

Nach AUCLAIR (1975) kann die Spätblühende Traubenkirsche über einige Jahrzehnte unter ungünstigen Strahlungsbedingungen überleben. CLOSSET-KOPP et al. (2007) bezeichnen das Wachsverhalten der Verjüngung als „sit-and-wait“-Strategie. In Anlehnung an den Hauptakteur des Romans von GRASS „Die Blechtrommel“, der nach seinem dritten Geburtstag das Wachstum einstellt, wird dieses Phänomen von SILVERTOWN (1982) als „Oskar-Syndrom“ bezeichnet. Nach OOSTERBAAN und VAN TOL (1977) zit. in MUYS et al. (1992) wird die Überlebensfähigkeit der Spätblühenden Traubenkirsche bei einer relativen Strahlung von unter fünf Prozent stark beeinflusst. Bestände der Klimaxbaumarten Rotbuche, Hainbuche und Winterlinde stellen durch ihre Schattenwirkung eine natürliche Grenze für die Ausbreitung der Dominanzbestände dar (HAAG und WILHELM 1998; CHABRERIE et al. 2008; KNIGHT et al. 2008).

Auch in den Untersuchungsgebieten der vorliegenden Arbeit beschränkten sich die Dominanzbestände auf über vierzigjährige Kiefernbestände. Vereinzelt wiesen die Versuchsbestände einen mehr oder weniger hohen Mischungsanteil von Sandbirke,

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

Europäischer Lärche und Traubeneiche auf. STARFINGER (1990) beziffert den Grenzwert für die Ausbildung dichter Strauchschichten von Spätblühender Traubenkirsche mit der Verfügbarkeit von zehn Prozent der Freilandstrahlung. Hingegen erachten RODE et al. (2002) einen Lichtgenuss von dreißig Prozent der Freilandstrahlung als ausreichend bis günstig für die Entwicklung der Dominanzbestände. Die Auswertung der hemisphärischen Winteraufnahmen an den kieferndominierten Probepunkten zeigte eine vergleichbare Strahlungsverfügbarkeit über den Dominanzbeständen von im Mittel 18,1 Prozent. Aus methodischen Gründen wurden die Aufnahmen am Waldboden erhoben. Somit werden die Stämme und das Astwerk der laubfreien Dominanzbestände abgebildet, was zu einer systematischen Unterschätzung der Strahlungsverhältnisse führt. Demnach dürfte sich die Strahlungsversorgung für die Dominanzbestände günstiger als beobachtet darstellen (Abbildung 33).



Abbildung 33: (a) Im unbelaubten Zustand wird die Strahlungsverfügbarkeit maßgeblich durch den Kiefernoberstand beeinflusst, und es gelangen im Mittel 18,1 Prozent der Freilandstrahlung auf den Waldboden. (b) Da die Stämme und das Astwerk der Spätblühenden Traubenkirschen Teile der Hemisphäre verdecken, wird die Strahlungsverfügbarkeit über den Dominanzbeständen durch die Winteraufnahme unterschätzt.

In den Kiefernforsten des nordostdeutschen Tieflandes zeigt die Spätblühende Traubenkirsche eine sehr breite ökologische Amplitude. So kommt die Baumart nach ZERBE und WIRTH (2006) auf sauren bis nahezu neutralen, armen bis reichen und mäßig feuchten Böden des ozeanischen und subozeanischen Klimas vor. Jedoch wird die Dominanz der Spätblühenden Traubenkirsche auf nährstoffreicheren Böden durch die Konkurrenz mit heimischen Arten der Baum- und Strauchschicht verhindert (CHABRERIE et al. 2007b). Auf diesen besseren Standorten tritt der Neophyt nur noch in Einzelmischung auf (BECKER et al. 2001). Auch wasserbeeinflusste und kalkreiche Böden begrenzen die Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche (CHABRERIE et al. 2007a, 2007b; CLOSSET-KOPP et al. 2011). Schließlich findet die Baumart eine ökologische Nische auf sandigen, mäßig nährstoffversorgten und sauren Böden und kann dort bei ausreichender Strahlung Dominanzbestände ausbilden (BAKKER 1963; GODEFROID et al. 2005; CHABRERIE et al. 2007a, 2007b). Ebendiese

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

Standortansprüche werden durch sandige Braunerden und Podsole in den Untersuchungsgebieten erfüllt (überwiegend M2-Standorte: mäßig nährstoffversorgt und mittel frisch). Demnach wurde die Untersuchung im Optimum der Spätblühenden Traubenkirsche außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets durchgeführt.

Entwicklung der Dominanzbestände

Das Erscheinungsbild und die Struktur der Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche erwiesen sich in dieser Untersuchung als sehr heterogen. Ihren Ursprung fanden sie allesamt in der spontanen Ausbreitung des Neophyten durch Naturverjüngung. Zur Altersbestimmung wurden je zwei vorherrschende Spätblühende Traubenkirschen am Probepunkt gefällt. Dabei konnten in der Regel Altersunterschiede zwischen den entnommenen Bäumen festgestellt werden. Dies bekräftigt die Annahme, dass sich ebenfalls die Altersstruktur aller weiteren Bäume der einzelnen Probepunkte heterogen darstellt.

Eine genauere Betrachtung der Ausbreitungsmechanismen der Dominanzbestände stützt diese Annahme. Hierfür definierten CHABRERIE et al. (2007b) drei charakteristische Invasionsstadien. In einem ersten Kolonisierungsstadium siedeln sich nur vereinzelt Spätblühende Traubenkirschen in der Krautschicht an (Abbildung 34). Wesentlich hierfür ist das Vorhandensein von Mutterbäumen oder die zoochore Verbreitung der Samen durch Säugetiere und Vögel (BILKE 1996). Der Einfluss des Neophyten auf das Waldökosystem ist in dieser Phase gering. Im folgenden Etablierungsstadium wachsen einzelne Traubenkirschen in die zweite Baumschicht ein und erreichen alsbald die Fruktifikationsfähigkeit. Charakteristisch für diese zweite Phase ist eine geringe Stammzahl der naturverjüngten Spätblühenden Traubenkirschen. Im Verlauf der Entwicklung läuft verstärkt Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche auf. Erst im nun folgenden Invasionsstadium erlangt der Neophyt eine Dominanz in der zweiten Kronenschicht und bildet einen tief geschlossenen Schirm aus (Abbildung 34). In dieser Phase führt die Spätblühende Traubenkirsche zu starken Veränderungen im Ökosystem.

In der räumlichen Abfolge der Entwicklungsstadien entstehen die charakteristischen Ausbreitungsfronten (STARFINGER 1990, 1991; SCHEPKER 1998; RODE et al. 2002). Innerhalb der Dominanzbestände erfolgt eine kontinuierliche Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche, wobei ein Großteil der Verjüngung bereits nach dem ersten Jahr wieder vergeht (SMITH 1975; STARFINGER 1990; VANHELLEMOUNT et al. 2009b, 2010b). Daher setzen sich die Dominanzbestände der Spätblühenden Traubenkirsche aus Bäumen

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

unterschiedlicher Samenjahre zusammen und weisen damit ein heterogenes Alter der Einzelbäume auf (URBAN et al. 2009). Folglich dürften die vorwüchsigen Spätblühenden Traubenkirschen innerhalb der Dominanzbestände zugleich die ältesten Individuen sein.



Abbildung 34: (a) Im Kolonierungsstadium siedeln sich nur vereinzelt Spätblühende Traubenkirschen in der Krautschicht an. (b) Hingegen erlangt der Neophyt im Invasionsstadium die Dominanz in der zweiten Kronenschicht, und es bilden sich die charakteristischen Ausbreitungsfrenten der Dominanzbestände.

Die Alterung der Dominanzbestände führt zu einer Reduktion der Stammzahl. In den untersuchten Beständen wurden im Alter von zehn Jahren im Mittel 12.000 Spätblühende Traubenkirschen pro Hektar vorgefunden. Bereits nach einer Dekade halbierte sich die mittlere Stammzahl in den zwanzigjährigen Beständen auf 5.500 pro Hektar. Nach weiteren fünfzehn Jahren, im Alter von fünfunddreißig Jahren, erfolgte eine erneute Halbierung der Stammzahl auf im Mittel 2.700 Individuen pro Hektar. In den ältesten untersuchten sechzigjährigen Dominanzbeständen der Rüthnicker Heide reduzierte sich die mittlere Stammzahl schließlich auf 1.000 Spätblühende Traubenkirschen pro Hektar. Diese negative Stammzahlentwicklung ist typisch für Waldbestände, die sich aus dichter Naturverjüngung entwickeln, und resultiert aus der Wirkung von intraspezifischer Konkurrenz um begrenzte Ressourcen (MITSCHERLICH 1978). Als Pionierbaumart nimmt die Schattentoleranz der Spätblühenden Traubenkirsche mit zunehmendem Alter ab, was zu einer erhöhten Mortalität der unterständigen Individuen und einer vergleichsweise raschen Stammzahlreduktion führt (HOUGH 1960). Die erhöhte Anfälligkeit älterer Spätblühender Traubenkirschen gegenüber Pilznekrosen erhöht die Ausfallraten in älteren Dominanzbeständen und beeinflusst damit die Stammzahlentwicklung (HAAG und WILHELM 1998). Durch den hohen Anteil abgestorbener Spätblühender Traubenkirschen innerhalb der Dominanzbestände wird die Dynamik der Stammzahlreduktion sichtbar (Abbildung 35).

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION



Abbildung 35: Die hohe Anzahl abgestorbener Spätblühender Traubenkirschen mit unterschiedlichem Zersetzungsgrad zeugen von der kontinuierlichen Stammzahlreduktion, die mit der Alterung der Dominanzbestände einhergeht.

VANHELLEMOUNT et al. (2009b) untersuchten Dominanzbestände der Spätblühenden Traubenkirsche unter Kiefernforsten in Belgien. In zweiundzwanzig- bis fünfunddreißigjährigen Dominanzbeständen wurden Stammzahlen zwischen 1.150 und 2.388 pro Hektar festgestellt (Höhe > 1 m). Hingegen reduzierte sich die Stammzahl im Alter von vierundvierzig Jahren auf 775 Spätblühende Traubenkirschen pro Hektar – in zweiundfünfzigjährigen Dominanzbeständen sogar auf 663 Spätblühende Traubenkirschen pro Hektar. Die Untersuchung von VANHELLEMOUNT et al. bestätigt damit die in der vorliegenden Untersuchung beobachtete Tendenz der Stammzahlentwicklung, wenngleich auf einem niedrigeren Niveau. Auch URBAN et al. (2009) konnten in einem achtundzwanzigjährigen Dominanzbestand 2.008 Stämme pro Hektar feststellen, womit sich die Stammzahl ebenfalls geringer darstellt als in der vorliegenden Untersuchung. Bei Untersuchungen von BILKE (1996) in Brandenburg wurden deutlich höhere Individuenzahlen als in der vorliegenden Untersuchung festgestellt. So wiesen die fünfzehnjährigen Dominanzbestände bei BILKE Stammzahlen zwischen 11.230 und 48.740 Individuen pro Hektar auf. Jedoch wurde in dreiundzwanzigjährigen Dominanzbeständen ebenfalls eine deutliche Reduktion der Stammzahl auf 7.070 bis 22.741 Stück pro Hektar beobachtet. Die beobachtete negative Entwicklung der Stammzahl in alternden Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche wird demnach durch andere Untersuchungen bestätigt. Die unterschiedlichen Stammzahlen in gleichalten Dominanzbeständen werden auf unterschiedliche Rahmenbedingungen der Untersuchungen zurückzuführen sein.

Anhand demografischer Analysen im Heimatgebiet Pennsylvania (USA) und in Berlin klassifizierte STARFINGER (1990) alterungsbedingte Entwicklungsphasen der Dominanzbestände. Die Zuordnung der Entwicklungsphasen erfolgt nach dem quantitativen Auftreten verschiedener Entwicklungsstadien der Spätblühenden Traubenkirsche. Ausgehend

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

von einer sehr stammzahlreichen Verjüngungsphase, in der viel Jungwuchs und wenige kleine Bäume vorzufinden sind, entwickeln sich die Dominanzbestände über zwei Wachstumsphasen hin zu mehr stärkeren Bäumen. In dieser Phase ist in den Dominanzbeständen wenig Jungwuchs zu finden. Es folgt eine Reifephase, in der schließlich wenige stärkere Bäume und zugleich eine große Menge niedriger Entwicklungsstadien in Form von Keimlingen und einjährigen Pflanzen beobachtet werden können. Diese geringen Entwicklungsstadien vergehen zum großen Teil in der Endphase wieder. Demnach entwickeln sich die Dominanzbestände ohne den Einfluss von Störungen zu einem Bestandaufbau aus wenigen herrschenden Bäumen und wenig Verjüngung. Die Stammzahl sinkt mit dem Fortschreiten der Phasen von rund 23.500 auf rund 4.900 Individuen pro Hektar ab. Nach STARFINGER können alle Entwicklungsphasen durch Störungen im Kronendach der Dominanzbestände auf die Verjüngungsphase zurückfallen.

Eine Folge der Stammzahlreduktion ist das Freiwerden von Ressourcen, die von den verbleibenden Individuen erschlossen werden können. Aufgrund der herausragenden sozialen Stellung profitieren vor allem die vorherrschenden und herrschenden Spätblühenden Traubenkirschen vom frei werdenden Wuchsraum und können mit einem gesteigerten Wachstum reagieren. Den unterständigen Individuen werden hingegen deutlich weniger Ressourcen zuteil, daher zeigen diese Individuen lediglich ein stark reduziertes Wachstum (VANHELLEMOUNT et al. 2009c). Der Anteil dieser konkurrenzschwachen Bäume im Zwischen- und Unterstand am Gesamtbestand ist hoch. Hieraus resultiert eine charakteristische linksschiefe Durchmesservertelung an den Probepunkten (THOMASIIUS und SCHMIDT 1996), die sich in jüngeren Dominanzbeständen eng und in älteren Dominanzbeständen deutlich weiter darstellt. Dies zeigt, dass nur wenigen Individuen ein freies Durchmesserwachstum möglich ist. Als eine Folge korreliert der mittlere Brusthöhendurchmesser nur schlecht mit dem Alter der Dominanzbestände. Hingegen kann den vorherrschenden und herrschenden Spätblühenden Traubenkirschen ein eher freies Durchmesserwachstum unterstellt werden. Daraus erschließt sich die gute Korrelation des Brusthöhendurchmessers des Kollektivs der fünf Prozent stärksten Traubenkirschen ($BHD_{5\%}$) mit dem Alter des Dominanzbestands. Die jüngsten untersuchten Dominanzbestände erreichen im Alter von zehn Jahren einen mittleren $BHD_{5\%}$ von drei Zentimetern. Das Dickenwachstum der Spätblühenden Traubenkirsche ist im Wesentlichen von der Konkurrenzsituation abhängig. Eine große Krone führt zu einem hohen Durchmesserzuwachs, denn „die Krone ist der Motor des Baumes“. Weiterhin wird das Dickenwachstum im Dominanzbestand vom Alter der Spätblühenden Traubenkirsche und dem bereits realisierten Brusthöhendurchmesser beeinflusst (VANHELLEMOUNT et al. 2009c,

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

2010a, 2010b), wobei die jährliche Durchmesserzuwachsleistung mit der Alterung der Bäume kontinuierlich abnimmt.

Die ältesten Dominanzbestände der Rütznicker Heide erreichen im Alter von sechzig Jahren einen mittleren BHD_{5%} von dreiundzwanzig Zentimetern. Diese Ergebnisse zeigen eine gute Übereinstimmung mit anderen Untersuchungen in Mitteleuropa. So konnten VANHELLEMOUNT et al. (2010a) in zweiundfünfzigjährigen Dominanzbeständen einen maximalen Durchmesser der Spätblühenden Traubenkirschen von 22,9 Zentimetern an der Stammbasis feststellen. Dabei konnten CLOSSET-KOPP et al. (2007) unter besseren Lichtbedingungen – wie sie in größeren Bestandeslücken zu finden sind – einen signifikant höheren Durchmesserzuwachs der Individuen feststellen als unter den schlechten Strahlungsbedingungen im Unterstand. Allein der Kieferschirm bewirkt eine Reduktion des Durchmesserwachstums um etwa fünfzig Prozent gegenüber Freilandbedingungen (VANHELLEMOUNT et al. 2010a). Nach URBAN et al. (2009) eignet sich der Brusthöhendurchmesser der Dominanzbestände, um allometrische Beziehungen mit einer zufriedenstellenden Genauigkeit zu beschreiben.

Im Gegensatz zum Durchmesserwachstum versuchen die Spätblühenden Traubenkirschen, das Höhenwachstum auch unter schlechten Strahlungsbedingungen aufrechtzuerhalten (MITSCHERLICH 1978; LYR und HOFFMANN 1992). Dabei ist die Höhe der Spätblühenden Traubenkirsche unter mitteleuropäischen Verhältnissen durch die geringen Niederschläge begrenzt, sodass sie hier eher als Strauch oder kleiner Baum heranwächst (STARFINGER 1997). Hingegen erreicht die Baumart im Herkunftsgebiet unter ausreichenden Niederschlagsverhältnissen (Jahresniederschlag bis 1.400 Millimeter) Baumhöhen von über dreißig Metern (HOUGH 1960). In der vorliegenden Untersuchung realisierten die vorherrschenden Bäume im Alter von zehn Jahren eine Höhe von etwa fünf Metern. In den ältesten sechzigjährigen Beständen wurden Baumhöhen von einundzwanzig Metern erreicht. Das Höhenwachstum korrelierte sehr gut mit dem Alter der Dominanzbestände. Dieser Zusammenhang wurde auch von BILKE (1996) bestätigt. Hingegen konnten VANHELLEMOUNT et al. (2010b) klare Alter/Höhen-Beziehungen nur für Spätblühende Traubenkirschen feststellen, die in Lücken und nicht unter einem Kieferschirm wuchsen. Vergleichbare maximale Baumdimensionen stellte NEUBERGER (2003) bei Untersuchungen im sächsischen Nauenhof fest. Dort wiesen die ältesten Individuen Höhen von einundzwanzig Metern auf und erreichten fünfundzwanzig Zentimeter Brusthöhendurchmesser.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

Die Strahlungssituation beeinflusst die Wuchsform der Spätblühenden Traubenkirsche entscheidend (HAAG und WILHELM 1998). Bei ausreichender Lichtverfügbarkeit wächst die Baumart geradschaftig in die Höhe (Abbildung 36). Fehlt hingegen das Licht, versuchen die Bäume, Kronendachlücken entgegenzuwachsen. Als Folge dessen entstehen die häufig zu beobachtenden mehrfach stark gekrümmten, unschnürigen Schäfte der Spätblühenden Traubenkirsche.



Abbildung 36: Kann sich die Spätblühende Traubenkirsche im Kronenraum frei entwickeln, so können derartige geradschaftige Einzelbäume mit gleichmäßigen Kronen heranwachsen (hier: Berliner Forsten). Die ungesteuerte Entwicklung der Dominanzbestände unter dem Kieferschirm führt hingegen, durch das Wachstum nach dem Licht, zu stark gekrümmten und unschnürigen Schäften.

Als Pionierbaumart weist die Spätblühende Traubenkirsche eine frühe Kulmination des Höhenzuwachses im Alter von zehn Jahren auf (RETTNER 2004). Vor dem Erreichen des Kulminationsalters wird der Höhenzuwachs von RETTNER mit etwa sechzig Zentimeter pro Jahr angegeben. Nach dem Überschreiten des Kulminationspunkts werden in älteren Dominanzbeständen nur noch fünfundzwanzig Zentimeter Höhenzuwachs pro Jahr erreicht. In der vorliegenden Untersuchung waren die Dominanzbestände nahezu ausschließlich älter als zehn Jahre. Damit war der Kulminationspunkt des Höhenzuwachses bereits überschritten. Der beobachtete mittlere jährliche Höhenzuwachs von dreißig Zentimeter pro Jahr ist mit den Ergebnissen von RETTNER vergleichbar. MARKAN (1989) weist auf die Strahlungsabhängigkeit des jährlichen Höhenzuwachses der Spätblühenden Traubenkirsche hin. Bei vier Prozent der Freilandstrahlung lag der Höhenzuwachs bei zehn Zentimetern pro

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

Jahr. Ständen der Baumart hingegen zwölf Prozent der Freilandstrahlung zur Verfügung, wurde ein Höhenzuwachs von fünfundzwanzig Zentimetern pro Jahr realisiert. Im Mittel wurden über den Dominanzbeständen der vorliegenden Untersuchung rund achtzehn Prozent der Freilandstrahlung festgestellt. So deckt sich der hier beobachtete mittlere Höhenzuwachs von dreißig Zentimetern pro Jahr auch mit den von MARKAN unter besseren Strahlungsbedingungen festgestellten Zuwächsen.



Abbildung 37: Zweijähriger Stockausschlag der Spätblühenden Traubenkirsche auf einem Wildacker im Authausener Wald im August 2014. Die Fläche wurde im Frühjahr 2012 gemulcht. Das günstige Spross/Wurzel-Verhältnis führt zu einem gesteigerten Wachstum, was in Verbindung mit einer höheren Stammzahl zu einer stärkeren Strahlungsreduktion führt. Daher wurden Bestände aus Stockausschlag nicht in die Untersuchung einbezogen.

CLOSSET-KOPP et al. (2007) weisen in der Diskussion des Höhenzuwachses auf das ausgezeichnete Stockausschlagvermögen der Spätblühenden Traubenkirsche hin (Abbildung 37). Begründet durch das günstigere Spross/Wurzel-Verhältnis (STARFINGER 1990), liegt die Höhenzuwachsleistung der Stockausschläge deutlich über der von Kernwüchsen (BILKE 1996; HAAG und WILHELM 1998). Im ersten Jahr nach dem Schnitt werden bis zu zwei Meter Höhe erreicht. Aus Stockausschlägen gebildete Dominanzbestände weisen zudem deutlich höhere Stammzahlen als gleichalte Kernwuchsbestände auf (STARFINGER 1990; BILKE 1996; KLIPP 2010), was in der Kombination eine stärkere Beeinträchtigung des Waldökosystems erwarten lässt. Aus diesem Grund wurden in die vorliegende Untersuchung nur kernwuchsdominierte Dominanzbestände der Spätblühenden Traubenkirschen einbezogen.

Als Pionierbaumart besitzt die Spätblühende Traubenkirsche eine geringe Akkumulationsfähigkeit (THOMASIU und SCHMIDT 1996). Somit ist auch die akkumulierte Grundfläche der Dominanzbestände mit maximal 13,3 Quadratmeter pro Hektar gering. Der Grundflächenaufbau wird jedoch durch die suboptimalen Wachstumsbedingungen unter dem Kieferschirm gehemmt (VANHELLEMOUNT et al. 2010a, 2010b). Im Alter von

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

zehn Jahren erreichten die Versuchsbestände Grundflächenwerte von drei Quadratmeter pro Hektar. Mit der Alterung der Dominanzbestände ging ein kontinuierlicher Grundflächenaufbau einher. So wurden in den sechzigjährigen Dominanzbeständen der Rüthnicker Heide mittlere Grundflächen von rund zehn Quadratmeter pro Hektar festgestellt. URBAN et al. (2009) untersuchten einem achtundzwanzigjährigen Dominanzbestand unter Kiefer in Belgien und konnten dort mit 6,4 Quadratmeter pro Hektar eine etwas geringere Grundfläche als in der vorliegenden Untersuchung feststellen. Denn in der vorliegenden Untersuchung erreichten die Dominanzbestände im gleichen Alter Grundflächenwerte von rund 7,1 Quadratmeter pro Hektar (Authausener Wald: $G_{a=28} = 7,11 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$; Rüthnicker Heide: $G_{a=28} = 7,09 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$). Nach URBAN et al. stellen die durchmesserschwachen, unterdrückten und zwischenständigen Individuen das mit Abstand größte Teilkollektiv des Dominanzbestands dar, leisten jedoch nur einen geringen Beitrag zum Grundflächenaufbau. Hingegen stellt sich das Kollektiv der vorherrschenden und herrschenden Bäume zahlenmäßig gering dar. Jedoch bildet dieses Teilkollektiv den überwiegenden Teil der Grundfläche des Dominanzbestands. Dieser Zusammenhang lässt sich auch in der vorliegenden Untersuchung bestätigen.



Abbildung 38: Die Alterung der Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche führt insbesondere durch die starke Stammzahlreduktion zu einer Veränderung der Bestandesarchitektur – (a) fünfzehnjähriger Dominanzbestand und (b) fünfundvierzigjähriger Dominanzbestand.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

Die Gestalt der untersuchten Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche verändert sich mit deren Alterung. Hierbei sind insbesondere eine deutliche Stammzahlreduktion sowie eine Abflachung und Rechtsverschiebung der Stammzahl/Durchmesser-Verteilung feststellbar. Demnach wird die **Forschungshypothese H1a angenommen, wonach sich die Bestandesarchitektur der Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche mit der Alterung verändert** (Abbildung 38).

Strahlungsentwicklung in den Dominanzbeständen

Die vorliegende Arbeit untersucht das Strahlungsregime in weitgehend unbehandelten Dominanzbeständen aus Spätblühender Traubenkirsche in Kiefernforsten. Die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden wird in den zweischichtigen Beständen durch eine zweifache Reduktion der Freilandstrahlung bestimmt. Zunächst wird die diffuse Strahlung durch den hierarchisch übergeordneten Kieferschirm auf durchschnittlich rund achtzehn Prozent der Freilandstrahlung verringert. Es ist davon auszugehen, dass die Wachstumsbedingungen der unterständigen Bestandesschicht aus Spätblühender Traubenkirsche durch den Aufbau der ersten Bestandesschicht aus Gemeiner Kiefer bestimmt werden. Denn durch die Strahlungsreduktion des Kiefernoberstands werden die Wachstumsbedingungen für die Dominanzbestände verschlechtert und wird deren Entwicklung gehemmt (VANHELLEMOUNT et al. 2010a, 2010b). So beziffert STARFINGER (1990) die Freilandstrahlung für eine erfolgreiche Etablierung der Dominanzbestände auf mindestens zehn Prozent. Demnach kann ein dichter Kieferschirm das Wachstum und die Vitalität der Spätblühenden Traubenkirsche mindern, was sich indirekt positiv auf das Strahlungsregime am Waldboden auswirken könnte. In der Modellierung konnte jedoch kein direkter Effekt des Kiefernoberstands auf das Strahlungsregime am Waldboden festgestellt werden. Sowohl die Dichte als auch die Grundfläche dieser obersten Bestandesschicht hatten keinen Erklärungswert für die Strahlung am Waldboden. Hingegen zeigten alle getesteten Parameter der zweiten Baumschicht aus Spätblühender Traubenkirsche eine signifikante Wirkung auf die Strahlung unter den Dominanzbeständen. Demnach muss die **Forschungshypothese H1b abgelehnt** werden, **da allein der Aufbau des Dominanzbestands aus Spätblühender Traubenkirsche das Strahlungsregime in den Untersuchungsbeständen entscheidend beeinflusste** (Abbildung 39).

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

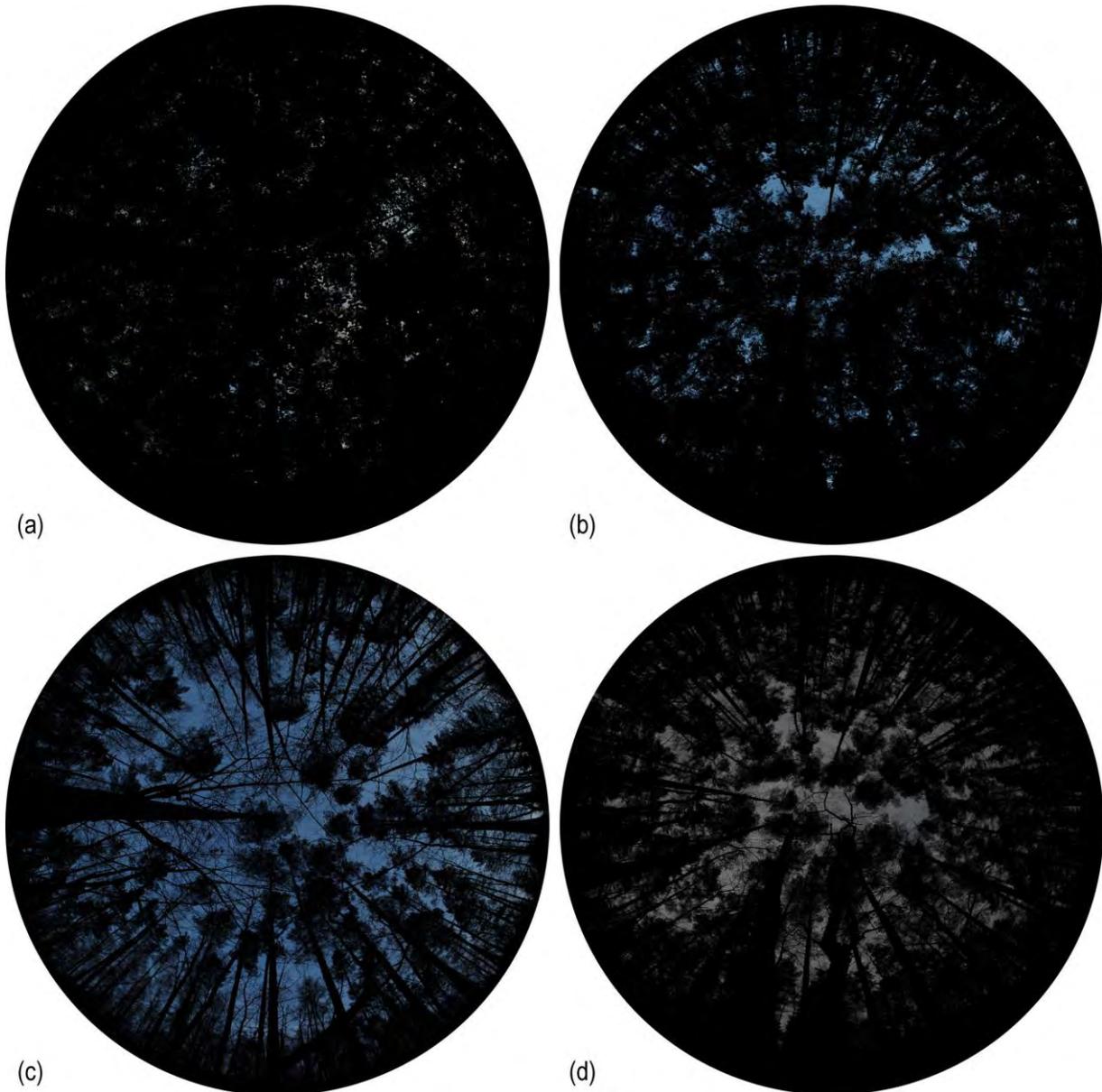


Abbildung 39: (a, b) Beispielhaft zeigen die hemisphärischen Sommeraufnahmen zweier verschiedenalter Dominanzbestände in der Rühnicker Heide den Einfluss auf die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden. Unter dem siebzehnjährigen Dominanzbestand in der Abteilung 333 (b Parameter: $BHD_{5\%} = 5,6$ cm, Oberhöhe = 9 m, Stammzahl = 10.300 Stück pro Hektar) konnten durch den geringen Anteil an Kronendachlücken nur 1,17 % der Freilandstrahlung festgestellt werden. Hingegen betrug die Freilandstrahlung unter einem neunundfünfzigjährigen Dominanzbestand in der Abteilung 296 (a Parameter: $BHD_{5\%} = 23,3$ cm, Oberhöhe = 23 m, Stammzahl = 440 Stück pro Hektar) infolge eines deutlich höheren Anteils an Kronendachlücken 5,39 % der Freilandstrahlung. (c, d) Die zugehörigen Winteraufnahmen zeigen den Kronenraum im unbelaubten Zustand und verdeutlichen damit die strahlungsmindernde Wirkung der Dominanzbestände in den Kiefernforsten.

Durch die unterständige Baumschicht aus Spätblühender Traubenkirsche konnte eine Reduktion der Strahlung auf durchschnittlich 2,3 Prozent des Freilandes nachgewiesen werden. Innerhalb der Dominanzbestände üben die vorherrschenden und herrschenden Bäume einen entscheidenden Einfluss auf das Strahlungsregime aus. Die dominante Stellung dieser Individuen im Bestandesgefüge geht aus den herausragenden Baumhöhen und dem überproportionalen Grundflächenanteil hervor. Weiterhin weisen die Individuen hoher sozialer Klassen eine deutlich größere Blattfläche und große Kronen auf, wobei sich das Blattwerk im oberen Kronenraum konzentriert (URBAN et al. 2009). Daher verwundert es nicht, dass mit

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

dem Brusthöhendurchmesser der fünf Prozent stärksten Spätblühenden Traubenkirschen ein Parameter der vorherrschenden und herrschenden Bäume den höchsten Erklärungswert für die Entwicklung der Strahlung am Waldboden erbrachte.

In den jüngeren Dominanzbeständen wies das Strahlungsmodell eine rapide Verschlechterung der Strahlungsbedingungen aus. Die Dominanzbestände zeichnen sich in dieser frühen Phase durch geringe Dimensionen und einen enormen Stammreichtum aus. Infolgedessen ist die Stammzahl/Durchmesser-Verteilung linksorientiert und sehr eng, was den geringen Differenzierungsgrad zwischen den Bestandesgliedern verdeutlicht. Durch ein rasches Jugendwachstum versucht der Neophyt, Zugriff auf die begrenzte Ressource Strahlung zu erlangen (CLOSSET-KOPP et al. 2007; PAQUETTE et al. 2007). Als eine typische Arteigenschaft von Pionierbaumarten kulminiert der Höhenzuwachs frühzeitig im Alter von etwa zehn Jahren (THOMASIUS und SCHMIDT 1996; RETTER 2004). Nur vereinzelt sind vorwüchsige Spätblühende Traubenkirschen zu finden, wobei deren Vorhandensein in der Ausbreitungsdynamik und einem früheren Ansamlungszeitpunkt begründet ist (CHABRERIE et al. 2007b). Alles in allem erwachsen die Dominanzbestände in dieser frühen Entwicklungsphase „aus einem Guss“. Eine Differenzierung in unterschiedliche soziale Klassen ist in dieser Phase kaum ausgeprägt.

Das gedrängte Wachstum führt zur Ausbildung eines geschlossenen Kronendachs, welches kaum Kronendachlücken aufweist. Als Ergebnis dieser Entwicklung wird die Strahlung unter den jüngeren Dominanzbeständen auf ein Minimum reduziert. Die Dominanzbestände in der vorliegenden Untersuchung erreichten diesen Zustand im Alter zwischen zwölf und sechzehn Jahren. Dabei wiesen die vorherrschenden und herrschenden Individuen einen Brusthöhendurchmesser ($BHD_{5\%}$) zwischen vier und sieben Zentimeter auf. Am Waldboden konnte dann eine mittlere Strahlungsverfügbarkeit von 1,3 Prozent in der Rühnicker Heide und 2,5 Prozent im Authausener Wald festgestellt werden. Eine vergleichbare beschattende Wirkung wurde von HAGEMEIER (1997) unter Reinbeständen von Rotbuche und Winterlinde festgestellt. STARFINGER (1990) ermittelte in den Dominanzbeständen der Berliner Forsten ähnliche mittlere Strahlungswerte zwischen 0,7 und 2 Prozent der Freilandstrahlung. Deutlich geringere mittlere Strahlungswerte von unter 0,6 Prozent der Freilandstrahlung wurden von BILKE (1996) unter Dominanzbeständen in Brandenburg erhoben. Hierbei wiesen die ältesten Individuen ein Alter zwischen sechzehn und dreiundzwanzig Jahren auf. RODE et al. (2001) und RODE et al. (2002) untersuchten die Strahlungsentwicklung innerhalb der Ausbreitungsfronten von Dominanzbeständen. In fünfzehn bis zwanzigjährigen, geschlossenen

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

Dominanzbeständen wurden zwei bis vier Prozent der Freilandstrahlung festgestellt. Hingegen wurden im Randbereich der Ausbreitungsfronten Strahlungswerte von über zehn Prozent erreicht, die maßgeblich auf die Wirkung des Kiefernoberstands zurückzuführen waren. Der relative Lichtgenuss am Waldboden der Dominanzbestände korreliert nach RODE et al. (2001) stark negativ mit der Deckung und der Grundfläche der Spätblühenden Traubenkirsche sowie auch mit deren Höhe und mittlerem Alter. Bei der Einordnung der vorliegenden Ergebnisse muss jedoch auf methodische Differenzen der Messverfahren und der Auswertung der Strahlungskennwerte hingewiesen werden, die zu einer begrenzten Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen führen können.

Der Stammzahlreichtum in jungen Dominanzbeständen führt zu einem hohen Maß an intraspezifischer Konkurrenz zwischen den Individuen, was als Motor für das Wirksamwerden selbstdifferenzierender Prozesse angesehen werden kann. Damit verändert sich das Erscheinungsbild der Dominanzbestände in der weiteren Entwicklung. Auf die Einengung der Krone reagiert die Spätblühende Traubenkirsche empfindlich, was zu regenschirm- oder besenartigen Kronenformen und zu einem reduzierten Wachstum führt (HAAG und WILHELM 1998). Damit geht die Ausbildung sozialer Klassen für den überwiegenden Teil der Bestandesglieder mit einem Zurückfallen im Wachstum einher (URBAN et al. 2009). Die spezifischen Arteigenschaften ermöglichen es der Spätblühenden Traubenkirsche, auch unter ungünstigen Wachstumsbedingungen einige Zeit zu überdauern (AUCLAIR und COTTAM 1971; STARFINGER 1990). Dennoch führt die beschränkte Strahlungsverfügbarkeit zu hohen Mortalitätsraten im Kollektiv der unterdrückten Individuen (HUSCH 1954; SMITH 1975; STARFINGER 1991; GODEFROID et al. 2005). Hieraus resultiert eine kontinuierliche Stammzahlreduktion in alternden Dominanzbeständen. Die Stammzahl/Durchmesser-Verteilung wird zunehmend flacher und verschiebt sich nach rechts. Durch die alterungsbedingte Differenzierung der Baumhöhen verbessern sich die Eintrittsmöglichkeiten der Strahlung (MITSCHERLICH 1981). Spätblühende Traubenkirschen niedriger sozialer Klassen weisen einen geringen Belaubungsgrad auf (URBAN et al. 2009), woraus ein geringerer strahlungsmindernder Einfluss unterständiger Individuen resultiert. Auch im zunehmenden Alter wird das Strahlungsregime von den vorherrschenden und herrschenden Individuen des Dominanzbestands geprägt. Wobei die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden mit fortschreitender Alterung der Dominanzbestände kontinuierlich zunimmt.

Ein weiteres charakteristisches Merkmal der Pionierbaumarten ist deren frühzeitige Seneszenz. Das Einsetzen von Alterungserscheinungen beeinflusst die Entwicklung der

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

Strahlungsverfügbarkeit unter den Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche positiv (Abbildung 40). So konnte in den älteren Dominanzbeständen eine erhöhte Anfälligkeit der Spätblühenden Traubenkirschen für Pilzbefall festgestellt werden, die häufig zur Schwächung, aber auch zum Absterben der Bäume führt (HAAG und WILHELM 1998). Weiterhin sind an älteren Spätblühenden Traubenkirschen häufig Ast- und Kronenbrüche zu beobachten, die das Kronendach öffnen und damit den Strahlungsdurchtritt begünstigen (NEUBERGER 2003). Diese Beschädigungen des Baumes können ferner als Eintrittspforten für Pilze dienen. Auch durch die Schälde des Rotwilds werden Rindenverletzungen hervorgerufen, die eine Eintrittspforte für Pilze darstellen. Ein derartiger Wildeinfluss wurde vorrangig im Authausener Wald beobachtet. Die Schwächung durch Pilze, Bakterien oder Viren zeigt sich häufig durch den Austritt einer gummiartigen Substanz aus der Ast- und Stammrinde der Spätblühenden Traubenkirschen, die auch als Gummifluss oder Gummosis bezeichnet wird (SCHÜTT et al. 2002). Mit dem fortschreitenden Befall durch Pilze werden Stammfäulen verursacht, die die Stabilität der Einzelbäume mindern.

Die Spätblühende Traubenkirsche besitzt ein flach streichendes Wurzelwerk (HOUGH 1960). Damit ist die Exposition der Baumart gegenüber Sturmereignissen auch im unterirdischen Wuchsraum zu suchen. Verstärkt wird die Sturmanfälligkeit durch ungünstige H/D-Verhältnisse und hochliegende Kronenansätze der Individuen in den Dominanzbeständen. Daher ist die Stabilität des Neophyten auf den sandigen und skelettarmen Böden der Untersuchungsgebiete eher gering einzuschätzen. In älteren Dominanzbeständen konnten häufig Sturmwürfe beobachtet werden, die das geschlossene Kronendach öffnen und die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden erhöhen (CHABRERIE et al. 2007b).

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION



Abbildung 40: Verschiedene Faktoren tragen zur Öffnung des Kronendachs der Dominanzbestände bei. (a) Gummifluss am Stamm einer Spätblühenden Traubenkirsche deutet auf die Schwächung durch Pilze, Bakterien oder Viren hin. (b) Die Schale durch das Rotwild öffnet Eintrittspforten für Pilze. (c) Bedingt durch das flach streifende Wurzelwerk sind häufig Würfe zu beobachten. (d) Weiterhin können häufig Stamm- und Astbrüche beobachtet werden.

Durch die altersbedingten Strukturveränderungen konnte eine kontinuierliche Zunahme der Strahlung am Waldboden beobachtet werden. Eine durchschnittliche Strahlungsverfügbarkeit von drei Prozent der Freilandstrahlung wurde im Authausener Wald erreicht, als die vorherrschenden und herrschenden Spätblühenden Traubenkirschen einen Brusthöhendurchmesser ($BHD_{5\%}$) von elf Zentimetern aufwiesen. Das Alter der

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

Dominanzbestände betrug dann sechszwanzig Jahre. In der Rütznicker Heide wurde ebendieser Schwellenwert bei einem Brusthöhendurchmesser der vorherrschenden und herrschenden Individuen von siebzehn Zentimetern im Alter von sechsunddreißig Jahren überschritten. Der Schwellenwert von drei Prozent der Freilandstrahlung stellt nach PETRITAN et al. (2007) eine Grenze für das dauerhafte Überleben der Schattbaumart Rotbuche dar. Mit der weiteren Alterung konnte ein anhaltender Strahlungsanstieg festgestellt werden. Schließlich waren die Strahlungsbedingungen in den ältesten untersuchten sechzigjährigen Dominanzbeständen vergleichbar mit denen in jungen Eichenbeständen und alten Eschenbeständen, für die HAGEMEIER (1997) mittlere Strahlungswerte von rund sieben Prozent der Freilandstrahlung ausweist.

Aus verschiedenen Untersuchungen ist bekannt, dass sich die Spätblühende Traubenkirsche gut unter den Mutterbäumen verjüngen kann (STARFINGER 1990; PAIRON et al. 2006a; VANHELLEMOUNT et al. 2010b). Treten in den Dominanzbeständen größere Störungen auf, so schließt sich damit der Verjüngungszyklus des Neophyten (HAAG und WILHELM 1998; CHABRERIE et al. 2007b). Hierbei beziffert STARFINGER (1990) den Grenzwert für die Ausbildung dichter Strauchschichten von Spätblühender Traubenkirsche mit zehn Prozent der Freilandstrahlung. Gelingt es der Spätblühenden Traubenkirsche, den Verjüngungszyklus zu schließen, dann resultiert die Strahlungsbeeinflussung am Waldboden sowohl von den alten als auch von den jungen Spätblühenden Traubenkirschen. Durch die erneute Verschlechterung der Strahlungsverfügbarkeit ist davon auszugehen, dass sich ein mögliches „window of opportunity“ für die erfolgreiche Etablierung heimischer Laubbaumarten vorübergehend wieder schließt. In der vorliegenden Arbeit wurde die Strahlungsentwicklung unter „idealen“ Dominanzbeständen untersucht (Abbildung 41). Damit wurden Probepunkte mit einer großen Anzahl naturverjüngter Spätblühender Traubenkirschen oder solche unter Störstellen verworfen. Da derartige Bestandesstrukturen vor allem in den älteren Dominanzbeständen vorzufinden sind, ist davon auszugehen, dass die mittlere Strahlungsverfügbarkeit in den älteren Dominanzbeständen durch das Strahlungsmodell unterschätzt wird.

Entsprechend den vorliegenden Ergebnissen kann die **Forschungshypothese H1d angenommen** werden, **denn die Strahlungswerte in älteren Dominanzbeständen erreichen ein Niveau, welches für die erfolgreiche Etablierung der Verjüngung heimischer Schattbaumarten ausreichend erscheint.**

Die Strahlungsentwicklung der Dominanzbestände aus Spätblühenden Traubenkirschen gleicht dem Strahlungsgang unter Reinbeständen anderer Baumarten. Charakteristisch ist die rasche

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

Abnahme der Strahlungsverfügbarkeit in der frühen Entwicklungsphase der Bestände. **Nach dem Überschreiten einer Phase minimaler Strahlungsverfügbarkeit schließt sich eine kontinuierliche Verbesserung der Strahlungsbedingungen an.** Eine vergleichbare Entwicklung konnten MITSCHERLICH (1940) für Reinbestände der Gemeinen Fichte, MESSIER und PUTTONEN (1995) für Reinbestände der Gemeinen Kiefer und HAGEMEIER (1997) für Reinbestände der Baumarten Traubeneiche, Gemeine Esche und Rotbuche nachweisen. Damit kann die **Forschungshypothese H1c angenommen** werden.



Abbildung 41: Treten im Kronendach der Dominanzbestände ausreichend große Störungen auf, so kann sich die Spätblühende Traubenkirsche erneut etablieren, und der Verjüngungskreislauf des Neophyten schließt sich (links im Bild). Durch Verjüngung wird die Strahlung am Waldboden dann zusätzlich reduziert. Die Strahlungserhebung fand ausschließlich an weitgehend verjüngungsfreien Punkten statt („ideale Dominanzbestände“, rechts im Bild).

Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche

Die unter den Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche vorhandene Verjüngung wurde an den Probepunkten quantifiziert. Als Verjüngungspflanzen wurden alle Individuen angesprochen, deren Sprosslänge 1,3 Meter nicht überschritt.

Die generative Vermehrung der Spätblühenden Traubenkirsche weist charakteristische Merkmale der Pionierbaumarten auf. Ein wesentliches Merkmal ist die frühe Fruktifikation im Alter von sieben bis zwanzig Jahren (STARFINGER 1990). Das Einsetzen der Mannbarkeit ist wesentlich von der Strahlungsversorgung des Einzelbaums abhängig. DECKERS et al. (2005) konnten bei freistehenden Bäumen im Offenland bereits im vierten Lebensjahr die erste Fruchtbildung feststellen. In Waldbeständen werden sowohl das Einsetzen der Mannbarkeit als auch die Häufigkeit der Fruktifikation sowie die Samenmenge von der Konkurrenzsituation bestimmt (STARFINGER 1990; VANHELLEMOUNT et al. 2009b). Damit beeinflusst die soziale Stellung der Spätblühenden Traubenkirsche im Bestand deren Fruktifikation entscheidend. Nach VANHELLEMOUNT et al. (2009b) fruktifiziert nur ein Fünftel der Bäume

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

jährlich, wobei diese durch das Kollektiv der dimensionsstarken vorherrschenden und herrschenden Individuen repräsentiert werden (STARFINGER 1990). Hingegen tragen die stark beschatteten unterständigen Bäume wenige oder gar keine Samen (VAN DEN TWEEL und EIJSACKERS 1987). VANHELLEMOUNT et al. (2009b) stellten bei 55 Prozent der Individuen eines Dominanzbestands innerhalb von drei Jahren keine Fruktifikation fest. Die Samenmenge der Einzelbäume reichte in der vorgenannten Untersuchung von keinem bis 5.245 Samen. Wobei die Samen der Spätblühenden Traubenkirsche bis zu drei Jahre lebensfähig sind (MARQUIS 1975). Entgegen der verbreiteten Meinung werden somit keine andauernden Bodensamenbanken ausgebildet, hingegen aber jährlich immer neue lebensfähige Samen nachgeliefert (PHARTYAL et al. 2009). Das Saatgut weist eine obligate Dormanz auf, die durch die Lagerung im Boden über das Winterhalbjahr durchbrochen wird (SCHOPMEYER 1974). So keimt der überwiegende Teil der Samen bereits nach einem Jahr (WENDEL 1972).

Erreichten die Dominanzbestände im Authausener Wald ein Alter von zwanzig Jahren, konnte ein Anstieg der Verjüngungspflanzenzahlen festgestellt werden. In der Rüthnicker Heide fand dieser Anstieg erst bei einem Bestandesalter von dreißig Jahren statt. Hierfür können zwei Erklärungsansätze herangezogen werden. Einerseits waren die Strahlungsbedingungen unter den Dominanzbeständen im Authausener Wald bei gleichem Alter günstiger als in der Rüthnicker Heide, wonach sich die Entwicklungsbedingungen für die Keimlinge in den Dominanzbeständen im Authausener Wald günstiger darstellten. Andererseits wiesen die Kiefernbestände in der Rüthnicker Heide höhere Grundflächen auf. Hieraus können ungünstigere Wachstumsbedingungen für die Dominanzbestände in der Rüthnicker Heide abgeleitet werden, da die Konkurrenzwirkung des Kiefernoberstands auf die Dominanzbestände höher einzuschätzen ist als im Authausener Wald. Zudem waren die Stammzahlen der jüngeren Dominanzbestände in der Rüthnicker Heide höher als im Authausener Wald, woraus eine stärkere intraspezifische Konkurrenz resultiert. Da die Konkurrenzwirkung das Einsetzen der Mannbarkeit sowie die Fruktifikationshäufigkeit und Samenmenge beeinflusst (STARFINGER 1990; VANHELLEMOUNT et al. 2009b), wäre es möglich, dass eine nennenswerte Fruktifikation der Dominanzbestände in der Rüthnicker Heide erst in einem höheren Alter als im Authausener Wald einsetzte.

In der Untersuchung konnten auch in den jüngeren zehn- bis zwanzigjährigen Dominanzbeständen Keimlinge der Spätblühenden Traubenkirsche gefunden werden, obwohl diese noch nicht fruktifizierten. Um Erklärungsansätze hierfür zu finden, sollen die

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION

Ausbreitungsmechanismen der Spätblühenden Traubenkirsche diskutiert werden. Der überwiegende Anteil der Samen wird barochor verbreitet – die reifen Früchte fallen durch die Schwerkraft zu Boden. Nach Untersuchungen von SMITH (1975) im nordamerikanischen Heimatgebiet der Spätblühenden Traubenkirsche verbleiben somit einundsiebzig Prozent der Samen im Umkreis von fünfundzwanzig Metern um den Mutterbaum, wobei die meisten Samen im Fünf-Meter-Umkreis zu finden sind. Auch PAIRON et al. (2006a) konnten in europäischen Dominanzbeständen zweiundachtzig Prozent der Samen im Umkreis von fünfzehn Metern um den Mutterbaum feststellen. Aufgrund dieser begrenzten selbstständigen Ausbreitungsfähigkeit kommen verschiedene Autoren zu dem Schluss, dass die Massenvermehrung der Spätblühenden Traubenkirsche in Kiefernforsten und damit die Entstehung der Dominanzbestände eng an das Vorhandensein von Anpflanzungen als Samenquellen gebunden ist (STARFINGER 1990; KOWARIK und SCHEPKER 1998; SCHEPKER 1998; RODE et al. 2002; SEIDLING 2003; VANHELLEMOUNT et al. 2009a). Die Ausbreitungsgeschwindigkeit der Dominanzbestände in Wäldern wird mit sieben bis siebzehn Metern pro Jahr angegeben (KOWARIK 1995; SCHEPKER 1998).

Deutlich weiter hingegen kann die Verbreitung einzelner Samen durch zoochore Verbreitungsvektoren erfolgen. In Europa sind 60 Vogelarten bekannt, die an der Spätblühenden Traubenkirsche fressen (TURCEK 1961). Nach DECKERS et al. (2008) sind die Amsel und die Ringeltaube die entscheidendsten Vektorvogelarten für die Verbreitung in der Agrarlandschaft. Aber auch viele Säugetiere wie Damwild, Marder, Fuchs und Wildschwein fressen die Früchte der Spätblühenden Traubenkirsche und tragen somit zur Verbreitung der Samen bei (STARFINGER et al. 2003). Eine Schlüsselrolle für die Fernausbreitung im Norddeutschen Tiefland nimmt das Damwild ein, indem es die Samen der Spätblühenden Traubenkirsche über den Kot in die Heideflächen verbringt (SCHEPKER 1998; KOWARIK und SCHEPKER 1998). Da diese Wildart auch in der Rühnicker Heide in großer Zahl vorkommt, dürfte es die Ausbreitung des Neophyten in diesem Untersuchungsgebiet ebenfalls beeinflussen. So konnten in Stangenhölzern aus Gemeiner Kiefer häufig dichte Ansammlungen der Spätblühenden Traubenkirsche beobachtet werden, obwohl die nächsten Diasporenquellen viele hundert Meter entfernt waren. Die blickdichten Bestände werden vom Damwild gern als Tageseinstände genutzt. Folglich wird vermutet, dass die Samen der Spätblühenden Traubenkirsche in großer Zahl durch den Kot des Damwilds in die jungen Kiefernbestände eingebracht wurden. Der zoochore Verbreitungsmechanismen durch Säugetiere und Vögel liefert einen Erklärungsansatz für das Auftreten von Keimlingen in nicht mannbaren Dominanzbeständen.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION



Abbildung 42: Das Damwild kann als ein Vektor für die Verbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche angesehen werden. Die Verbreitung der Samen erfolgt über den Kot. Die Wildart nutzt die blickdichten Dominanzbestände und Kiefernstangenhölzern gern als Einstände – in denen es mit der Umwelt verschmilzt und dadurch nahezu unsichtbar wird. Das sechsköpfige Rudel im Bild kann einen Eindruck davon vermitteln.

Die Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche entwickelt sich unter dem Schirm der Mutterbestände sehr langsam und weist eine hohe Mortalität auf (HUSCH 1954). Die Mortalität der Verjüngungspflanzen wird von der Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden beeinflusst (SMITH 1975; GODEFROID et al. 2005). Weiterhin hat die Verjüngungsdichte einen Einfluss die Mortalität. STARFINGER (1990) konnte bei hohen Keimlingsdichten ein Absterben der Hälfte der Keimlinge bereits im Sommer der Keimung beobachten. Nach VANHELLEMOUNT et al. (2009b) variieren die Keimlingszahlen zudem stark zwischen den Beobachtungsjahren und zwischen verschiedenen Dominanzbeständen. In der Literatur werden durchschnittliche Verjüngungsdichten von einer bis achtzehn Pflanzen pro Quadratmeter angegeben (STARFINGER 1990; HAAG und WILHELM 1998; RETTER 2004; VANHELLEMOUNT et al. 2009b, 2010b). Im Authausener Wald wurden höhere Keimlingszahlen als in der Rühnicker Heide festgestellt, was auf die günstigeren Strahlungsbedingungen unter den Dominanzbeständen des Authausener Waldes zurückgeführt werden kann (Abbildung 43). Im Zuge der Entwicklung der Dominanzbestände konnte STARFINGER (1990) eine Verschiebung der Anteile von Keimlingen, einjährigen Pflanzen und Jungwüchsen unter einem Meter Höhe feststellen. In der vorliegenden Untersuchung wurden die Verjüngungszahlen rein quantitativ erhoben, damit erfolgte keine Ansprache unterschiedlicher Entwicklungsstadien der Verjüngungspflanzen.

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG DISKUSSION



Abbildung 43: Mit der Alterung der Dominanzbestände konnte eine Zunahme der Keimlingszahlen am Waldboden festgestellt werden. Derartige Sämlingsbanken können auf Störungen im Kronendach der Dominanzbestände mit Wachstum reagieren und somit die Stetigkeit der Spätblühenden Traubenkirsche in den Waldökosystemen sichern.

Mit der Entwicklung der Dominanzbestände konnte eine quantitative Veränderung der Verjüngung festgestellt werden. Diese Beobachtung lässt sich durch die mit der Alterung der Dominanzbestände einhergehende Steigerung der Ressourcenverfügbarkeit am Waldboden und der Steigerung der Fruktifikation erklären. **Ältere Dominanzbestände wiesen mehr Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche auf als jüngere Dominanzbestände.** Damit kann die **Forschungshypothese H1e angenommen** werden.

4.5 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Das Auftreten dichter Baum- und Strauchschichten aus Spätblühender Traubenkirsche führt in den betroffenen Kiefernforsten zu einer deutlichen Reduktion der Strahlungsverfügbarkeit. Wie viel Strahlung an den Waldboden gelangt, ist vom Alter der Dominanzbestände abhängig. In jüngeren Beständen der Spätblühenden Traubenkirsche ist es dunkler als in älteren Dominanzbeständen. Im Alter zwischen zehn und zwanzig Jahren wird eine Phase minimaler Strahlungsverfügbarkeit durchlaufen. Anschließend wird es unter den Dominanzbeständen kontinuierlich heller. Die Begründung für die recht frühzeitige Verbesserung der Strahlungsbedingungen ist in den Arteigenschaften des Neophyten zu finden. Als Baumart mit Pioniercharakter besitzt die Spätblühende Traubenkirsche ein rasches Jugendwachstum, eine frühe Kulmination des Zuwachses, einen starken Rückgang des Zuwachses nach dem Überschreiten der Zuwachskulmination, ein geringes Akkumulationsvermögen und eine früh einsetzende Seneszenz (vgl. THOMASIU und SCHMIDT 1996). Ebendiese Arteigenschaften rufen in den stammzahlreichen jungen Dominanzbeständen sehr frühzeitig selbstdifferenzierende Prozesse hervor.

Bleiben die Dominanzbestände demnach unbehandelt und wird auf waldbauliche Maßnahmen oder gar eine Bekämpfung des Neophyten verzichtet, so ändert sich die Struktur der Bestände relativ rasch. Die durch den Dichtstand hervorgerufene Konkurrenzsituation führt zu einer frühzeitigen und schnell fortschreitenden Stammzahlreduktion. Weiterhin bewirkt der Wettbewerb um begrenzte Ressourcen die Ausbildung sozialer Klassen innerhalb der Dominanzbestände. Schlussendlich sind es vor allem die vorherrschenden und herrschenden Individuen, welche die Wachstumsbedingungen – hier insbesondere die Strahlungsverfügbarkeit – innerhalb der Dominanzbestände entscheidend beeinflussen. Daher war es möglich, die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden in Abhängigkeit von Wachstumsgrößen der dominanten Bestandesglieder zu modellieren. Der Brusthöhendurchmesser der fünf Prozent dimensionsstärksten Spätblühenden Traubenkirschen wies einen besonders hohen Erklärungswert für die Strahlungsverfügbarkeit auf. Gerade für Managemententscheidungen im Umgang mit dem Neophyten kann dieser einfach zu erhebende Parameter zur Quantifizierung der Verjüngungsbedingungen am Waldboden herangezogen werden.

Die Etablierung des Neophyten wird durch eine hohe Ressourcenverfügbarkeit in den Kiefernforsten gefördert, die in dieser Form auf den allermeisten Standorten des Norddeutschen Tieflands eine anthropogen geprägte und damit künstlich erschaffene Pionierwaldgesellschaft

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

darstellen. Werden die Ergebnisse in die Sukzessionstheorie eingeordnet, wird offensichtlich, dass die Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche aufgrund ihrer vergleichsweise geringen Dauerhaftigkeit ein weiteres, der Gemeinen Kiefer folgendes Pionierwaldstadium darstellen. Hierbei ist das Vorhandensein von fruktifizierenden Mutterbäumen die Grundvoraussetzung für das Auftreten und die Ausbreitung von Dominanzbeständen. Problematisch erscheint, dass bei einer gezielten Integration des Neophyten in waldbauliche und naturschutzfachliche Konzepte, die Diasporenquellen im Ökosystem verbleiben, wodurch die Stetigkeit der Baumart weiterhin gesichert ist. Denn insbesondere unter älteren Dominanzbeständen ist eine steigende Anzahl an Verjüngungspflanzen der Spätblühenden Traubenkirsche zu finden, die nach Störungen im Kronendach mit Wachstum reagieren können und damit den Verjüngungszyklus des Neophyten schließen.

So stellt sich die Frage, ob der Verjüngungszyklus durch die Einwanderung heimischer Baumarten unterbrochen werden kann. Hierfür ist eine genauere Betrachtung der Verjüngungsbedingungen – insbesondere der Strahlungsverfügbarkeit – unter den Dominanzbeständen notwendig. In jungen Dominanzbeständen stellt sich frühzeitig eine Phase geringster Strahlungsverfügbarkeit ein. Dann dürfte selbst eine Etablierung von Schattbaumarten schwer möglich sein. Schließlich führt die Alterung der Dominanzbestände zu einer kontinuierlichen Verbesserung der Strahlungsbedingung. Im Alter von etwa dreißig Jahren konnte unter den Dominanzbeständen eine durchschnittliche Strahlungsverfügbarkeit von drei Prozent der Freilandstrahlung festgestellt werden, welche nach PETRITAN et al. (2007) eine Grenze für das dauerhafte Überleben der Schattbaumart Rotbuche darstellt. Hingegen beziffert STARFINGER (1990) den relativen Lichtgenuss für eine reiche Etablierung der Spätblühenden Traubenkirsche mit zehn Prozent der Freilandstrahlung. Das Strahlungsmodell deutet demnach auf eine mehrere Jahrzehnte andauernde Phase hin („window of opportunity“), welche eine Etablierung heimischer Baumarten unter den Dominanzbeständen erlauben dürfte, ohne dass sich die Spätblühende Traubenkirsche erneut erfolgreich verjüngen kann. Die höhere Schattenertragnis heimischer Laubbaumarten könnte dann, verbunden mit einer stärkeren Beschattung des Waldbodens, zu einer Verdrängung des Neophyten führen und damit den Verjüngungskreislauf der Spätblühenden Traubenkirsche unterbrechen.

Auch wenn die Strahlungsverfügbarkeit unter älteren Dominanzbeständen ausreichend für eine erfolgreiche Etablierung heimischer Laubbaumarten erscheint, kann durch diese Untersuchung

4. SPEZIELLER TEIL I: STRAHLUNGSENTWICKLUNG ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

nicht abschließend geklärt werden, ob die Ressourcenverfügbarkeit tatsächlich eine Ansammlung und Entwicklung derselben unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche erlaubt. Die weiteren Arbeitspakete des Projekts sollen zur Beantwortung dieser Frage beitragen. Hierfür werden Pflanz- und Aussaatversuche mit heimischen Laubbaumarten unter verschiedenalten Dominanzbeständen im Freiland, aber auch im Gewächshaus durchgeführt.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH

5.1 EINLEITUNG

In den Grundsätzen der Entwicklungssteuerung für bewaldete DBU-Naturerbeflächen wird als übergeordnetes Ziel gefordert, die „*Waldbestände möglichst schnell einer natürlichen Entwicklung zuzuführen*“ (DBU NATURERBE 2014, S. 3). Als Schlüssel für eine derartige Entwicklung liegt der Fokus auf zwei wesentlichen Säulen, der Förderung standortheimischer Baumarten und dem Zulassen natürlicher Prozesse der Waldentwicklung. Fremdländische Baumarten sollen hingegen bis auf wenige Ausnahmen entnommen werden. Eine Sonderrolle wird der Spätblühenden Traubenkirsche zugeordnet. Aus heutiger Sicht kann dieser Neophyt kaum gänzlich aus den Waldökosystemen zurückgedrängt werden (STARFINGER et al. 2003). Daher wird in den Entwicklungsgrundsätzen der DBU Naturerbe GmbH das Motto „*Mit ihr leben*“ formuliert (DBU NATURERBE 2014, S. 6), was eine aktive Zurückdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche im Wald nur in Ausnahmefällen erlaubt. Sollen die betroffenen Waldbestände demnach kampflos einer freien Entwicklung des Neophyten überlassen werden? Diese Frage ist zu verneinen, denn im Kampf gegen die Dominanz der Spätblühenden Traubenkirsche will die DBU Naturerbe GmbH „*vorrangig auf die Konkurrenzkraft schattentoleranter und standortsheimischer Baumarten*“ setzen (DBU NATURERBE 2014, S. 6) und somit den Neophyten verdrängen.

In ihrem weiten natürlichen amerikanischen Verbreitungsgebiet ist die Spätblühende Traubenkirsche mit unzähligen Baumarten (u. a. verschiedene Ahorn-, Buchen-, Birken-, Linden- und Eschenarten) in Laub-Klimaxwäldern vergesellschaftet (HOUGH 1960). Als untergeordnetes Mitglied dieser Wälder erlangt sie nur lokal und temporär Dominanz (MULLIGAN und MUNRO 1981). Eine Verdrängung vergesellschafteter Baumarten durch die Spätblühende Traubenkirsche stellt demnach im Heimatgebiet der Spätblühenden Traubenkirsche kein Problem dar.

Im europäischen Verbreitungsgebiet ermöglichen besonders die für die Spätblühende Traubenkirsche günstigen Verjüngungsbedingungen in anthropogen geprägten Kiefernforsten eine invasive Etablierung (STARFINGER 1990). Durch die Ausbildung dichter Dominanzbestände werden die ökologischen Bedingungen grundlegend verändert. Infolgedessen wurde die Sukzession der Kiefernforste hin zu gemischten, standortheimischen Waldökosystemen unter dem Einfluss des Neophyten infrage gestellt (MUYS et al. 1992). Heute ist aus verschiedenen Untersuchungen bekannt, dass die Naturverjüngung einheimischer

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH EINLEITUNG

Gehölzarten durch die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche zwar behindert, jedoch nicht verhindert wird (SCHEPKER 1998; SCHEPKER und KOWARIK 2001; RODE et al. 2002; VERHEYEN et al. 2007; VANHELLEMOUNT 2009a). So beschreiben NYSSSEN et al. (2013) die erfolgreiche natürliche Verjüngung von u. a. Rotbuche, Linde und Bergahorn unter dem Einfluss von Dominanzbeständen.

Auch ältere Voranbauversuche mit Rotbuche, die in den Jahren 1996 (Niedersächsisches Forstamt Ankum, Revier Elbergen) und 2003 (Schleswig-Holsteinisches Forstamt Trittau, Revier Reinbek) unter Federführung der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt angelegt wurden, zeugen vom Etablierungsvermögen heimischer Schattbaumarten unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche (RETTNER 2004; SCHÖNFELDER-SIMON 2012; PETERSEN 2015). Auch die neueren Versuche von HASSTEDT und ANNIGHÖFER (2020a) in Brandenburg untersuchen das Wachstum vorangebauter Rotbuchen und Winterlinden unter Dominanzbeständen aus Spätblühender Traubenkirsche in Abhängigkeit verschiedener Behandlungsvarianten.

Während der Fokus der vorgenannten Untersuchungen auf dem Wachstum der Zielbaumarten in Abhängigkeit verschiedener Management- und Behandlungsstrategien liegt, ist über die Etablierungs- und Entwicklungsmöglichkeiten heimischer Laubbaumarten in unbehandelten Dominanzbeständen aus Spätblühender Traubenkirsche bisher wenig bekannt. Mit dem Blick auf die Grundsätze der Waldentwicklung der DBU Naturerbe GmbH drängt sich jedoch die Frage auf, ob und inwieweit sich die heimischen Baumarten auch ohne menschliche unterstützende Maßnahmen erfolgreich unter dem Einfluss des Neophyten verjüngen können.

Diese Fragestellung greift das vorliegende Arbeitspaket auf, in dem ergründet werden soll, inwieweit Ansamungs- und Entwicklungsmöglichkeiten für die in der natürlichen Walddynamik der Baumart Kiefer folgenden Baumarten Traubeneiche (*Quercus petraea* MATT.), Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.), Winterlinde (*Tilia cordata* MILL.), Hainbuche (*Carpinus betulus* L.) und Gemeine Eberesche (*Sorbus aucuparia* L.) unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche bestehen. Es werden folgende Forschungshypothesen formuliert:

H2a Die Wachstumsbedingungen in Kiefernbeständen werden durch die Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche verschlechtert. Daher zeigen die in Rede stehenden Baumarten in reinen Kiefernbeständen eine geringere Mortalität (H2a_i) und ein besseres Wachstum (H2a_{ii}) als in

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
EINLEITUNG

Kiefernbeständen mit einer zweiten Baumschicht aus Spätblühender Traubenkirsche.

- H2b Durch eine veränderte Ressourcenverfügbarkeit zeigen die in Rede stehenden Baumarten in älteren Dominanzbeständen eine geringere Mortalität (H2b_i) und ein besseres Wachstum (H2b_{ii}) als in jüngeren Dominanzbeständen aus Spätblühender Traubenkirsche.
- H2c Aufgrund ihrer spezifischen Arteigenschaften reagieren die in Rede stehenden Baumarten unterschiedlich auf den Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche. Dabei kommen Schattbaumarten besser mit den Wachstumsbedingungen zurecht als Lichtbaumarten.
- H2d Die künstliche Begründung des Versuchs durch das Verpflanzen der Baumarten wirkt sich auf die Entwicklung der Baumarten aus (u. a. Baumschuldüngung, Verpflanzschock). Hierbei nimmt der daraus resultierende Effekt mit zunehmendem Abstand zum Zeitpunkt der Begründung ab.
- H2e Die Keimung und die frühe Entwicklung heimischer Laubbaumarten werden durch die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche negativ beeinflusst.

5.2 MATERIAL UND METHODEN

5.2.1 VERSUCHS- UND REFERENZFLÄCHEN

Flächenauswahl

Das Ziel war es, insgesamt fünf Versuchsflächen unter Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche unterschiedlichen Alters anzulegen. In ihrer Abfolge sollten die Versuchsflächen die gesamte Altersspreite der in den Untersuchungsgebieten vorkommenden Dominanzbestände abbilden. Die Festlegung der Versuchsflächen erfolgte auf Grundlage der Kartierung aller Dominanzbestände in den Untersuchungsgebieten. Die Kartierung wurde im Winter 2011/12 im unbelaubten Zustand der Dominanzbestände durchgeführt. Hierfür wurden Auswahlkriterien für den Oberstand, den Dominanzbestand und den Standort aufgestellt (Tabelle 8). Die infrage kommenden Versuchsflächen sollten eine Mindestausdehnung von fünfundzwanzig mal fünfundzwanzig Metern aufweisen (625 Quadratmeter). Zusätzlich wurde ein Mindestabstand zu Strukturveränderungen von zwanzig Metern festgeschrieben. Dieser Pufferbereich wurde zu Wegen, zu nicht durch die Spätblühende Traubenkirsche beeinflusste Nachbarbestände und zu Dominanzbeständen, die keiner eindeutigen Entwicklungsstufe zugeordnet werden konnten, eingehalten.

Tabelle 8: Kriterien für die Versuchsflächenauswahl

Kiefernoberstand	Dominanzbestand	Standort
<ul style="list-style-type: none"> • möglichst gleichaltrige Bestandesschicht • geringer Mischbaumartenanteil • gleichmäßiger Kronenschluss ohne größere Störungen • Mindestalter: 60 Jahre 	<ul style="list-style-type: none"> • überwiegend Kernwüchse • Altersunterschiede zwischen den Versuchsflächen • spärlich aufgelaufene Naturverjüngung und Begleitvegetation am Waldboden 	<ul style="list-style-type: none"> • mittlere Nährkraft und Feuchte-stufe (M2) • ebenes Relief

Weiterhin sollte in beiden Untersuchungsgebieten jeweils eine Referenzfläche in reinen, stammzahlreichen Kiefernbeständen angelegt werden. Hierbei wurden die Kriterien für den Kiefernoberstand und den Standort aus der Tabelle 8 herangezogen. Abweichend sollte das Alter der Kiefernbestände zwischen dreißig und vierzig Jahren betragen.

Schlussendlich wurden fünf Versuchsflächen in verschiedenalten Dominanzbeständen und zwei Referenzflächen in jungen Kiefernstangenhölzern angelegt (Tabelle 9). Hinsichtlich der

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
MATERIAL UND METHODEN

potenziellen natürlichen Vegetation lassen sich sechs Flächen den Hainrispen-(Winterlinden-) Traubeneichenwäldern mit Spitzahorn, Hainbuche und Birke zuordnen. Abweichend hiervon ist die Versuchsfläche R1 den Hainrispen-Winterlinden-Traubeneichen-Buchenwäldern mit Spitzahorn, Hainbuche und Birke zugeordnet.

Tabelle 9: Versuchsflächen (¹Stand 2011)

Bez.	Naturerbefläche	Forstort	Koordinaten	Standort	Alter Oberstand ¹
A1	Authausener Wald	Rev. Söllichau Abt. 160 a ⁴	51°38'4.51"N 12°43'24.58"E	M2 (S)	59 Jahre
A2	Authausener Wald	Rev. Authausen Abt. 138 b ²	51°36'40.48"N 12°44'31.37"E	M2 (S)	59 Jahre
R1	Rüthnicker Heide	Rev. Birkenholzgrund Abt. 352 a ⁴	52°52'32.18"N 13°5'9.09"E	M2 (S)	65 Jahre
R2	Rüthnicker Heide	Rev. Neukammer Abt. 289 a ⁵	52°50'29.29"N 13°1'41.57"E	M2 (S)	92 Jahre
R3	Rüthnicker Heide	Rev. Neukammer Abt. 289 a ⁵	52°50'37.91"N 13°1'49.49"E	M2 (S)	92 Jahre
AR	Authausener Wald	Rev. Authausen Abt. 138 b ³	51°36'46.86"N 12°44'30.19"E	M2 (S)	38 Jahre
RR	Rüthnicker Heide	Rev. Neukammer Abt. 309 a ³	52°51'5.10"N 13°0'49.74"E	M2 (S)	33 Jahre

Die Versuchs- und Referenzflächen wurden durch Kulturzäune vor dem Einfluss von Schalenwild und Hasen geschützt.

Erfassung der Bestockung

Innerhalb der Einzäunung erfolgte die Erstellung von Stammverteilungsplänen (siehe Anhang 3 bis 9, S. iv ff.). Hierfür wurden die Polarkoordinaten der Bäume (Azimut: α_i und Abstand zum Flächenmittelpunkt: r_i) mit einem Laserdendrometer (Ledha Geo, JENOPTIK) erfasst. Es wurden aller Bäume des Ober- und Unterstands berücksichtigt, die eine Höhe von mindestens 1,3 Meter aufwiesen. An den Einzelbäumen erfolgten die Messung der Baumhöhe und die Erhebung des Brusthöhendurchmessers über Kreuzklappung. Weiterhin wurde die Kronenausdehnung der Spätblühenden Traubenkirschen über die Tangential-Hochblick-Methode in acht Himmelsrichtungen erfasst (PREUHSLER 1979). Es erfolgte für jedes Individuum eine Einschätzung zur Wuchsform, differenziert nach Kernwuchs und Stockausschlag. Im Rahmen einer erweiterten Erhebung wurden auf der Versuchsfläche R3 ergänzend die Polarkoordinaten und die Höhen der Verjüngungspflanzen der Spätblühenden Traubenkirsche im Höhenrahmen zwischen 0,7 und 1,3 Metern erfasst.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

Zur Darstellung der Wuchsorte und der Kronenradien erfolgte die Umrechnung der Polarkoordinaten in das kartesische Bezugssystem unter Anwendung der folgenden Formeln:

$$x_i = \left(r_i + \frac{BHD_i}{2} \right) \cdot \cos \alpha_i \quad y_i = \left(r_i + \frac{BHD_i}{2} \right) \cdot \sin \alpha_i$$

Für die maßstabsgerechte Berechnung und Darstellung der Stammverteilungspläne wurde ein von FAHLVIK (2012) programmiertes Makro im Microsoft EXCEL 2010 verwendet (Abbildung 44).

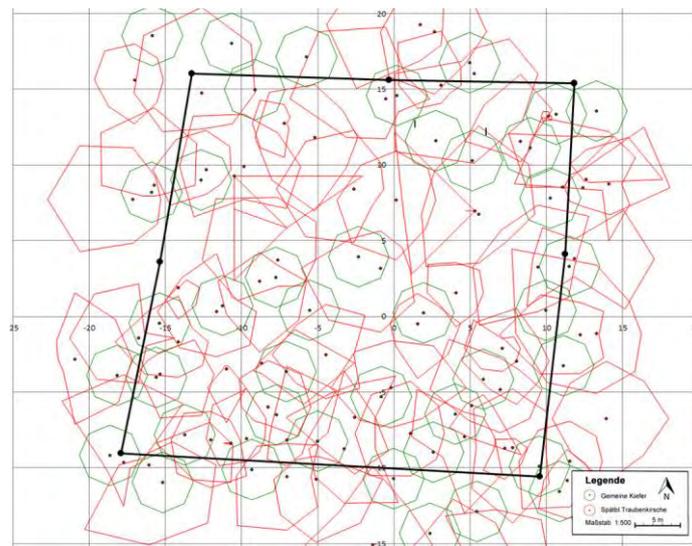


Abbildung 44: Stammverteilungsplan der Versuchsfläche R2 in der Rüthnicker Heide

Die Vollaufnahmen erlauben eine detaillierte Charakterisierung der Versuchsflächen, getrennt nach deren Oberstand aus Gemeiner Kiefer und der Spätblühenden Traubekirsche in der zweiten Bestandesschicht.

Die Versuchsflächen stellten sich hinsichtlich des Kiefernoberstands verschieden dar (Tabelle 10). Das Alter wird in den Revierbüchern mit zwischen neunundfünfzig und zweiundneunzig Jahren angegeben. Aus den Baumhöhen und dem Alter können Bonitäten nach der Ertragstafel von WIEDEMANN zwischen der 0ten und 0,9ten Ertragsklasse abgeleitet werden (SCHÖBER 1995). Werden die berechneten Grundflächen mit den Ertragstafelgrundflächen in Beziehung gesetzt, ergeben sich für den überwiegenden Teil der Versuchsflächen Bestockungsgrade zwischen 0,9 und 1. Die Grundfläche der Versuchsfläche R1 war mit einem Bestockungsgrad von 1,39 sehr hoch, was darauf schließen lässt, dass hier in den vorangegangenen Jahrzehnten kaum waldbauliche Maßnahmen durchgeführt wurden. Hingegen war der Bestockungsgrad auf der Versuchsfläche A2 mit 0,48 infolge von Absterbeerscheinungen im Kiefernoberstand sehr gering. Während es sich bei den Versuchsflächen in der Rüthnicker Heide um artenreine Kiefernforste handelte, waren auf den Versuchsflächen im Authausener Wald die

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
MATERIAL UND METHODEN

Mischbaumarten Traubeneiche und Gemeine Birke im Oberstand zu finden. Der Mischungsanteil betrug 2,4 und 13,3 Prozent.

Mit dreiunddreißig und achtunddreißig Jahren waren die Kiefernbestände der Referenzflächen deutlich jünger als die der Versuchsflächen. Die hohen Bestockungsgrade von 1,5 weisen für beide Bestände auf deutliche Durchforstungsrückstände hin. Zudem waren die Kiefernbestände aufgrund des jüngeren Alters mit 2.100 bzw. 2.500 Stämmen pro Hektar deutlich stammzahlreicher als die Oberstände der Versuchsflächen.

Tabelle 10: Kenndaten der Versuchsflächen: Oberstand (EK - Ertragsklasse nach der Kieferntragstafel von WIEDEMANN; MBA - Mischbaumart: Traubeneiche (TEI) und Gemeine Birke (GBI); MA - Mischungsanteil des Kiefernbestands)

	Gemeine Kiefer						Mischbaumarten				Gesamt		
	n [ha ⁻¹]	Höhe [m]	BHD [cm]	G [m ² ha ⁻¹]	EK	B°	MBA	n [ha ⁻¹]	Höhe [m]	BHD [cm]	G [m ² ha ⁻¹]	MA	G _{ges} [m ² ha ⁻¹]
A1	496	25,0	28,2	31,9	0,3	0,94 (0,96)	TEI	17	24,4	16,5	0,8	2,4 %	32,7
A2	285	23,1	26,1	16,0	0,9	0,48 (0,56)	TEI	17	23,1	29,0	1,1	13,3 %	18,4
							GBI	17	25,4	31,9	1,3		
R1	644	27,6	30,5	48,5	0	1,39						-	48,5
R2	356	28,9	34,2	33,6	0,8	0,98						-	33,6
R3	349	28,7	35,8	35,9	0,8	1,04						-	35,9
AR	2189	17,1	15,7	45,1	0,9	1,50						-	45,1
RR	2499	16,7	14,6	45,3	0,3	1,51						-	45,3

Die Charakteristika der auf den Versuchsflächen stockenden Dominanzbestände aus Spätblühender Traubeneiche sind der Tabelle 11 zusammengefasst. Anhand der erhobenen Bestandeskennwerte lassen sich die Dominanzbestände der Versuchsflächen nach deren Stammzahl, Höhe, Durchmesser und Grundflächen in folgende chronologische Ordnung überführen: A1 – A2 – R1 – R2 – R3. Entlang dieser Ordnung nimmt die Stammzahl der Dominanzbestände ab. Hingegen ist eine Zunahme der Höhen und der Brusthöhendurchmesser der Traubeneichen sowie der Grundflächen der Dominanzbestände festzustellen. Die Versuchsfläche R3 stellt eine Ausnahme dar, da sowohl ein Anstieg der Stammzahl als auch eine Abnahme der mittleren Höhen und Brusthöhendurchmesser der Spätblühenden Traubeneichen zu beobachten war. Hingegen ist die Dimension der stärksten Bestandesglieder (BHD_{max}) mit sechzehn Zentimetern höher als auf den übrigen Versuchsflächen. Das Bestandesbild und die erhobenen Kenndaten verdeutlichen, dass sich der Dominanzbestand auf der Versuchsfläche R3 bereits in einer beginnenden Zerfallsphase

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
MATERIAL UND METHODEN

befand. Diese Annahme wird durch die zahlenmäßig reich vorhandene Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche unter den Mutterbäumen bestätigt. Folglich kann die Ordnung der Versuchsflächen als Chronosequenz betrachtet werden, wobei die Versuchsfläche A1 den jüngsten und R3 den ältesten Dominanzbestand aufweist.

Tabelle 11: Kenndaten der Versuchsflächen: Dominanzbestand aus Spätblühender Traubenkirsche. (KA - Anteil der Kernwüchse im Dominanzbestand)

Fl.	n_{Kern} (n_{Stock}) [ha ⁻¹]	n_{ges} [ha ⁻¹]	mittlere Höhe [m]	mittlerer BHD [cm]	BHD _{max} [cm]	G_{Kern} (G_{Stock}) [m ² ha ⁻¹]	G_{ges} [m ² ha ⁻¹]	KA
A1	2495 (137)	2632	6,6	4,3	4,7	4,4 (0,2)	4,6	94,9 %
A2	1188 (870)	2058	6,4	5,4	8,3	3,4 (1,2)	5,3	64,1 %
R1	1181	1181	11,3	7,8	11,4	6,6	6,6	100 %
R2	638	638	12,5	12,1	15,3	8,2	8,2	100 %
R3	1294 (159)	1453	7,1	6,7	16	7,7 (0,1)	7,8	99 %

Die Stammzahl/Durchmesser-Verteilungen der Versuchsflächen bestärken den Chronosequenzansatz (Abbildung 45). Entlang der vorgenannten Ordnung der Versuchsflächen (A1 – A2 – R1 – R2 – R3) verändert sich die Form der Verteilung. Demnach weist die jüngste Versuchsfläche A1 eine sehr enge, hohe und linksschiefe Verteilung auf. In der Abfolge der Versuchsflächen hin zu R3 erfolgt eine deutliche Abflachung der Verteilungskurve. Weiterhin nimmt die Breite der Stammzahl/Durchmesser-Verteilung zu, und die Verteilung verschiebt sich nach rechts. Auf der Versuchsfläche R3 ist eine starke Zunahme der Stammzahl in den niedrigen Durchmesserklassen festzustellen, was auf das Einsetzen von Verjüngungsprozessen durch den beginnenden Zerfall des Dominanzbestands hindeutet.

Entsprechend den Auswahlkriterien zur Versuchsflächenauswahl wiesen die Versuchsflächen einen Kernwuchsanteil zwischen 94,9 und 100 Prozent an der Grundfläche des Dominanzbestands auf. Einzig auf der Versuchsfläche A2 war mit 36,9 Prozent der Grundfläche ein höherer Anteil an Stockausschlägen festzustellen. Wahrscheinlich ist dieser hohe Anteil an Stockschlägen auf eine mechanische Managementmaßnahme zurückzuführen. Pro Stock wurden im Mittel drei Stockausschläge festgestellt.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

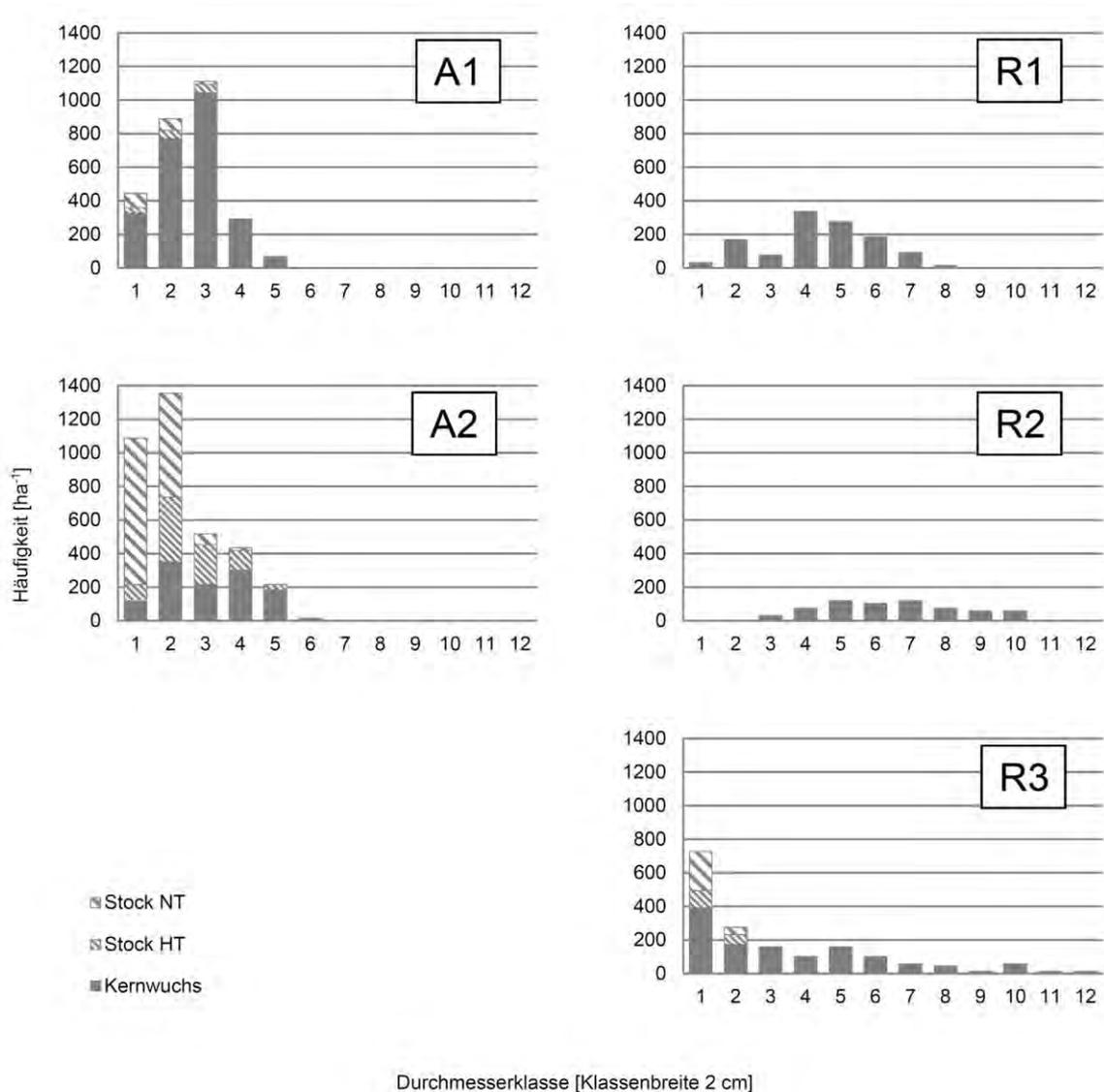


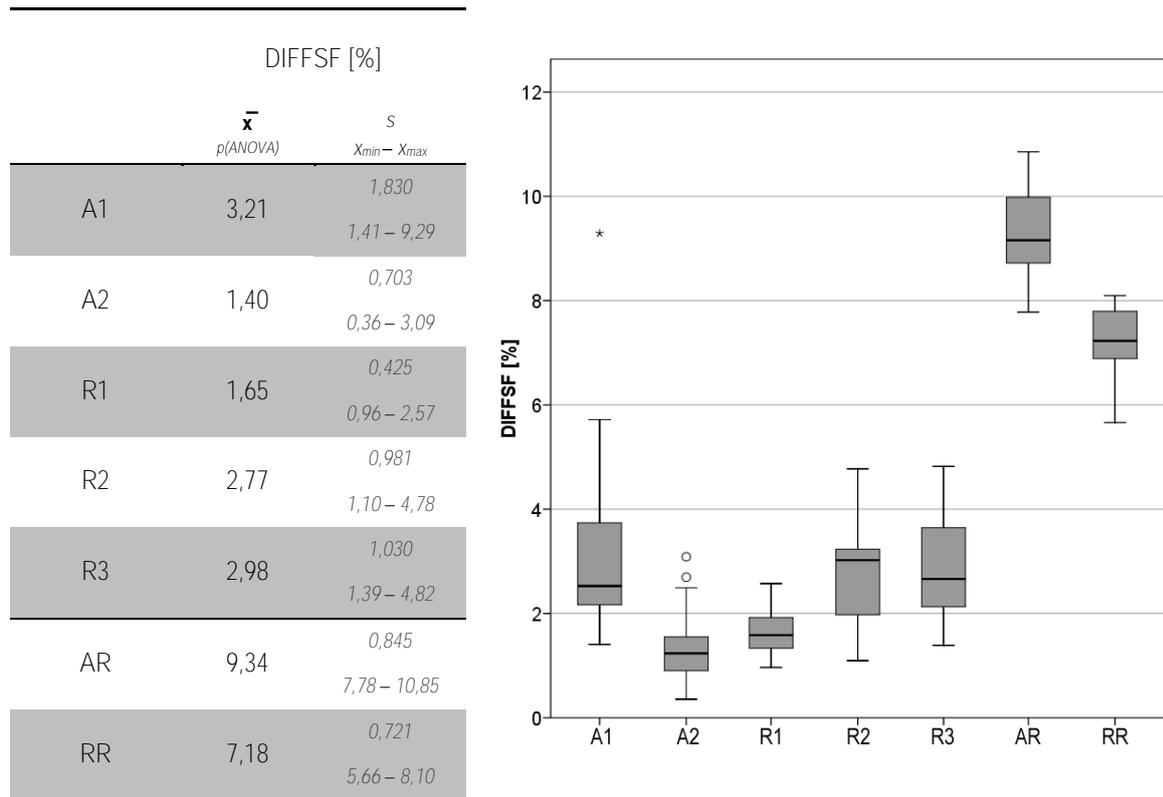
Abbildung 45: Stammzahl/Durchmesser-Verteilung der Dominanzbestände auf den verschiedenen Versuchsflächen. Die Darstellung erfolgt getrennt nach den Wuchsformen Kernwuchs und Stockausschlag, wobei der jeweils stärkste Trieb eines Stocks als Haupttrieb (HT) bezeichnet wird, alle weiteren Nebentriebe (NT) genannt werden.

Strahlungsverhältnisse

Die Strahlungsverfügbarkeit auf den Versuchs- und Referenzflächen wurde durch hemisphärische Fotografie ermittelt. Hierfür wurden auf jeder Fläche zwanzig Fotoaufnahmen angefertigt. Die Kamera wurde jeweils in einem Meter Höhe über dem Mittelpunkt der Pflanzplots positioniert. Eine Zusammenstellung der Strahlungskennwerte der Versuchs- und Referenzflächen ist in der Tabelle 12 dargestellt.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

Tabelle 12: Strahlungskenndaten der Versuchsflächen



Die Strahlungsverhältnisse der Versuchsflächen stellten sich unter den Dominanzbeständen verschieden dar. Die höchste Strahlungsverfügbarkeit wurde mit durchschnittlich 3,2 Prozent der Freilandstrahlung unter dem jüngsten Dominanzbestand der Versuchsfläche A1 gemessen. Auf dieser Versuchsfläche konnte mit 9,3 Prozent der Freilandstrahlung zugleich der strahlungsbegünstigste Pflanzplot vorgefunden werden. Hingegen wurde die geringste mittlere Strahlungsverfügbarkeit mit 1,4 Prozent der Freilandstrahlung auf der Versuchsfläche A2 festgestellt. Mit 0,4 Prozent der Freilandstrahlung wies diese Versuchsfläche ebenfalls den Pflanzplot mit der schlechtesten Strahlungsverfügbarkeit auf.

Wird die Strahlungsentwicklung entlang der Chronosequenz betrachtet, nimmt die mittlere Strahlung zunächst im Verlauf der Versuchsflächen A1 zu A2 von 3,2 Prozent auf 1,4 Prozent der Freilandstrahlung ab. Im weiteren Verlauf ist eine Zunahme der Strahlungsverfügbarkeit feststellbar, die auf der Versuchsfläche R3 ein mittleres Niveau von 3,0 Prozent der Freilandstrahlung erreicht. Die Streuung der Strahlungswerte ist hierbei auf der jüngsten Versuchsfläche A1 und auf den älteren Versuchsflächen R2 und R3 größer als auf den Versuchsflächen mittleren Alters A2 und R1. Damit ist die Strahlungsentwicklung entlang der Chronosequenz mit den Ergebnissen des Strahlungsmodells aus Kapitel 4 vergleichbar.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

Mit einer mittleren Strahlungsverfügbarkeit von 7,2 Prozent und 9,3 Prozent der Freilandstrahlung waren die Strahlungsbedingungen auf den Referenzflächen deutlich günstiger als auf den Versuchsfeldern mit Spätblühender Traubenkirsche.

Standortverhältnisse

Die Informationen der Standortkartierung können zur Charakterisierung der Versuchs- und Referenzflächen herangezogen werden. Demnach handelt es bei den Standorten der Rühnicker Heide um podsolige Braunerden aus Decksand über Schmelzwassersand. Die Bodenprofile der Versuchs- und Referenzflächen in der Rühnicker Heide bestätigen diese Einschätzung des Standorts (Abbildung 48). Als typisches Merkmal für die schwache Podsolierung zeigen die Profile sowohl gebleichte Auswaschungshorizonte (Ae) als auch rötlich gefärbte Anreicherungshorizonte (Bhs) in geringer Ausprägung. Das Bodenprofil der Referenzfläche RR zeigt einen deutlich ausgeprägten Pflughorizont (Ap), der mit großer Wahrscheinlichkeit auf die Bodenbearbeitung im Zuge der Begründung des Kiefernbestands zurückzuführen ist.

Die Standorte im Authausener Wald lassen sich als Braunerde-Podsole jeweils aus Decksand über Schmelzwassersand charakterisieren. Durch die Bodenprofile der Versuchsfläche A1 und der Referenzfläche AR konnte diese Standorteinschätzung bestätigt werden (Abbildung 48). Abweichend davon weist die Standortkartierung den Standort der Versuchsfläche A2 als Gley-Braunerde aus Decksand über Schmelzwassersand aus. Als typische Gley-Merkmale konnten der Oxidations- und Grundwasserhorizont (Go/Gr) in schwacher Ausprägung beginnend ab einer Tiefe von etwa einem Meter bestätigt werden. Weiterhin wies das Bodenprofil der Versuchsfläche A2 einen sehr stark ausgeprägten Pflughorizont (Ap) auf. Ebenso wurde ein schwach ausgeprägter Ap-Horizont im Profil der Referenzfläche AR festgestellt.

Die Humusform der Versuchsfelder wurde als rohhumusartiger Moder bis Rohhumus angesprochen. Hingegen war die Humusform der Referenzflächen als Rohhumus anzusprechen.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

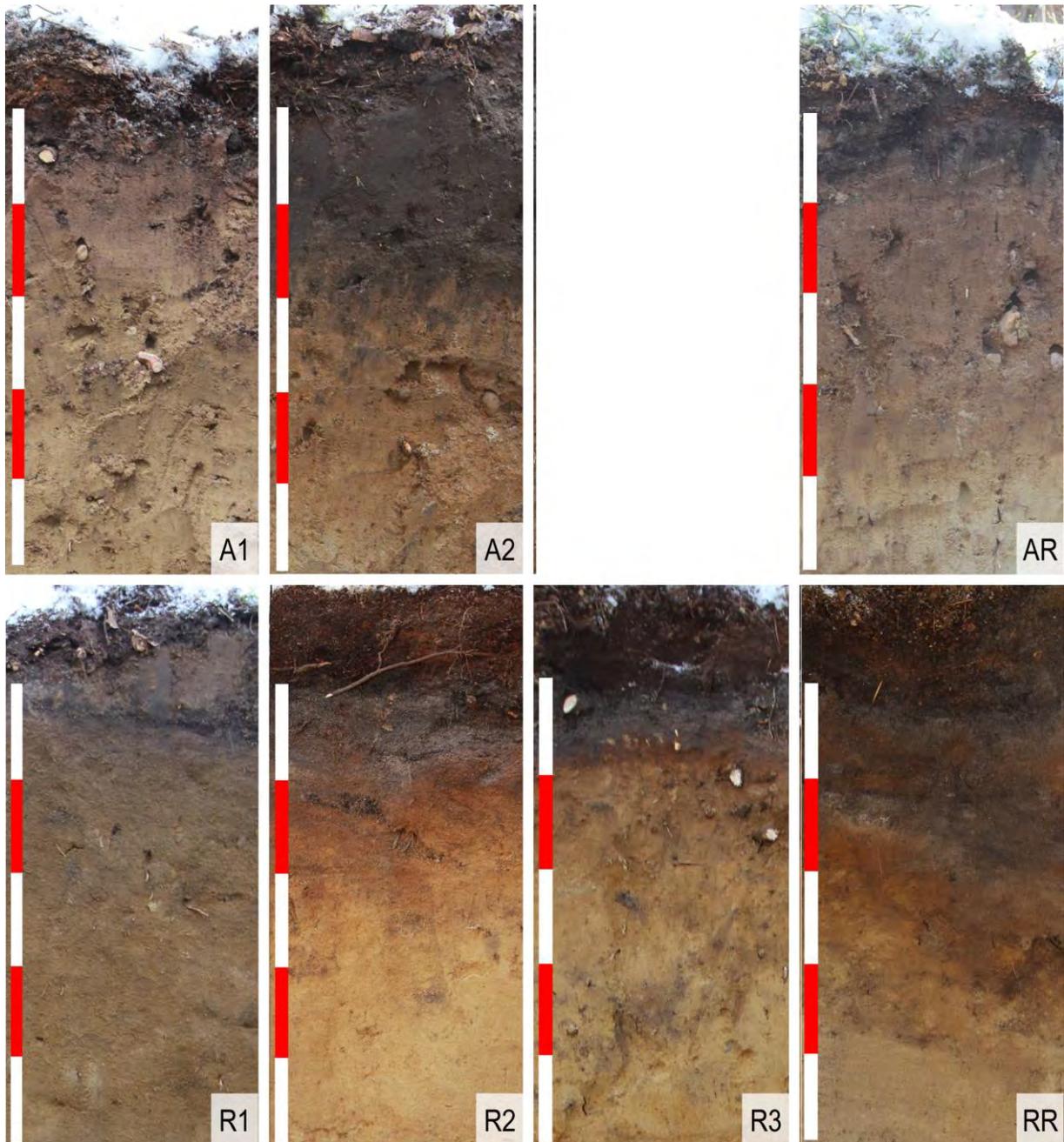


Abbildung 46: Die Bodenprofile der Versuchs- und Referenzflächen des Authausener Waldes und der Rüthnicker Heide. Die Abbildungen stellen die Profile bis in eine Tiefe von fünfzig Zentimetern dar, wobei jeder Einzelabschnitt des Maßstabs zehn Zentimetern entspricht.

Ergänzend erfolgte im Frühjahr 2014 eine Beprobung des Mineralbodens der Versuchs- und Referenzflächen. An drei räumlich auf den Flächen verteilten Probepunkten wurden Mischproben des A- und B- Horizonts gewonnen. Hierfür wurden jeweils fünf Bohrungen mit einem Durchmesser von sieben Zentimetern getätigt. Die maximale Beprobungstiefe betrug fünfzig Zentimeter. Die Mischproben wurden im Labor des Instituts für Bodenkunde und Standortslehre der TU Dresden nach dem Standard des Handbuchs Forstliche Analytik aufbereitet und analysiert (BMEL 2005). In der Tabelle 13 sind die wichtigsten Bodenkennwerte der Versuchs- und Referenzflächen aufgeführt.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

Tabelle 13: Bodenchemische Kennwerte der Versuchsfelder, getrennt nach A- und B-Horizont (N – Stickstoff, P – Phosphor, K – Kalium, Ca – Calcium, Mg – Magnesium, C:N – Verhältnis Kohlenstoff zu Stickstoff)

	A-Horizont							B-Horizont						
	pH (KCl)	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	C:N	pH (KCl)	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	C:N
A1	3,5	1,8	0,3	10,2	1,3	0,9	19,5	3,9	0,4	0,2	10,4	1,2	1,0	15,3
A2	3,3	1,7	0,4	8,2	0,8	0,5	18,4	3,7	0,3	0,5	7,9	0,7	0,6	16,6
R1	3,3	2	0,3	8,1	2,1	0,9	20,7	4,0	0,4	0,3	9,0	2,5	1,0	18,7
R2	3,2	1,8	0,3	7,4	1,6	0,7	23,5	4,1	0,4	0,3	7,7	1,8	0,8	17,9
R3	3,1	1,2	0,2	8,1	1,4	0,6	24,7	4,1	0,3	0,3	8,4	1,7	0,8	20,8
AR	3,2	2,3	0,2	8,2	0,9	0,5	22,8	3,8	0,3	0,1	9,0	0,7	0,5	17,9
RR	2,9	2,2	0,3	7,4	1,4	0,6	26,3	4,1	0,4	0,5	7,6	1,5	0,7	21,6

Wetterdaten der Untersuchungsgebiete

Die durchschnittlichen jährlichen Niederschläge und die Niederschlagssummen in der Vegetationszeit sind in den Untersuchungsgebieten für die Dekade zwischen 2004 und 2013 vergleichbar. Die Wetterstation Kossa meldete für das Untersuchungsgebiet Authausener Wald einen durchschnittlichen Niederschlag von 722 Millimetern pro Jahr, davon fielen durchschnittlich 371 Millimeter in der Vegetationszeit zwischen April und September. Für das Untersuchungsgebiet Rühnicker Heide können die Daten der Wetterstation Lindow/Mark herangezogen werden. Hier wurden in der oben genannten Dekade durchschnittlich 689 Millimeter jährliche Niederschlagssumme gemessen, davon fielen durchschnittlich 367 Millimeter in der Vegetationszeit.

Die Wetterbedingungen können sich entscheidend auf den Erfolg von Pflanzungen auswirken. Daher soll die Wetterentwicklung in den Untersuchungsgebieten für die drei Versuchsjahre im Einzelnen betrachtet werden. Der Pflanzung ging ein niederschlagsarmer Winter voraus. Zwischen Oktober und März 2011/12 fielen im Authausener Wald mit 251 Millimetern lediglich 78 Prozent der üblichen Winterniederschläge der Dekade zwischen 2004 und 2013. In der Rühnicker Heide wurden hingegen 90 Prozent der üblichen Winterniederschläge erreicht.

Die Niederschlagssummen in der Vegetationszeit unterlagen im Authausener Wald größeren Schwankungen. So fielen in der Vegetationsperiode 2012 mit 258 Millimetern etwa 120 Millimeter weniger Niederschlag als im Zehnjahresdurchschnitt. In den folgenden

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

Vegetationsperioden stellte sich die Niederschlagssumme hingegen mit 407 Millimetern im Jahr 2013 und 351 Millimetern im Jahr 2014 ausgeglichener dar. In der RÜthnicker Heide waren die Niederschlagssummen in den drei Vegetationsperioden 2012 bis 2014 mit 315, 319 und 335 Millimetern vergleichbar.

Die Temperaturverläufe der Wetterstationen Klitzschen für den Authausener Wald und Neuruppin für die RÜthnicker Heide sind nahezu identisch (Abbildung 47). Durchschnittlich war die Temperatur im Untersuchungsgebiet Authausener Wald um 0,2 Kelvin höher als in der RÜthnicker Heide.

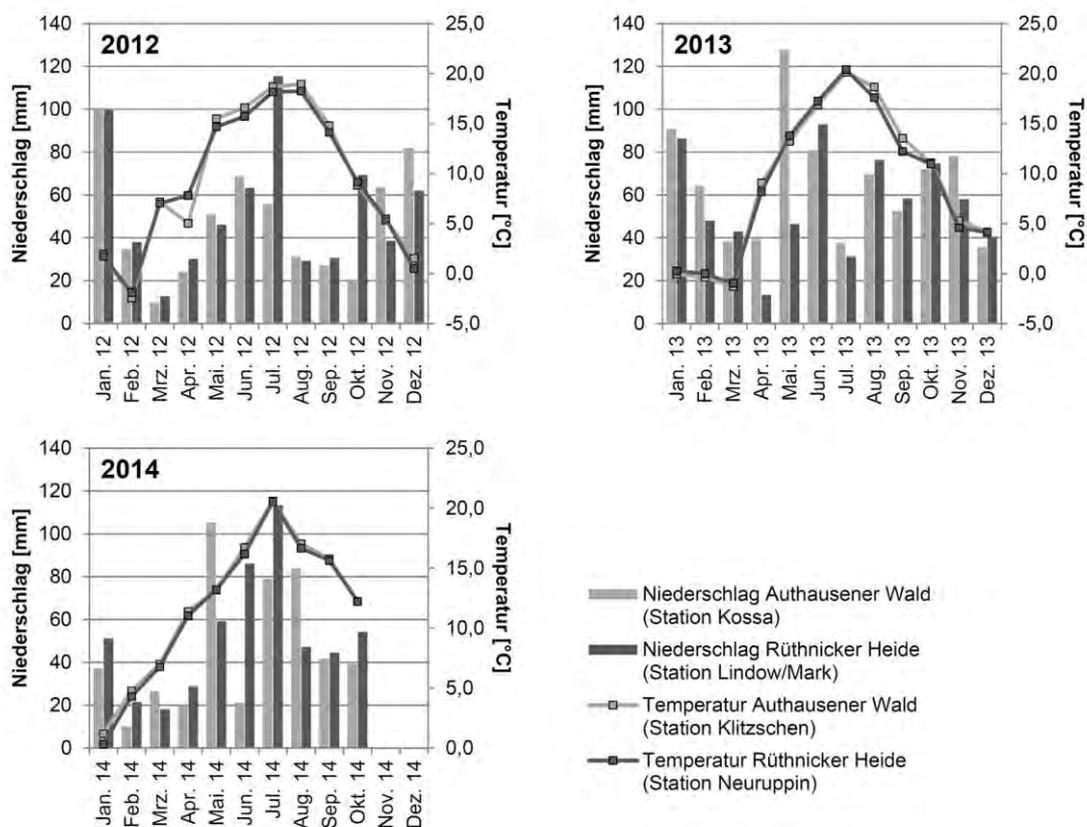


Abbildung 47: Wetterentwicklung in den Jahren der Untersuchung 2012-14

Erfassung von Temperatur und Luftfeuchtigkeit

Um die Wirkung der in Rede stehenden Waldbestände auf das Innenklima zu prüfen, wurden im dritten Versuchsjahr alle Versuchs- und Referenzflächen mit Datenloggern der Firma TINYTAG (TGP-4500) ausgestattet. Um den direkten Effekt des Dominanzbestands aus Spätblühender Traubenkirsche auf das Waldinnenklima zu ergründen, wurde in der Nähe der Versuchsflächen R1 und R2 jeweils ein zusätzlicher Datenlogger im Kiefernaltbestand außerhalb des Dominanzbestands platziert. Der Abstand zwischen den Datenlogger-Paaren der

jeweiligen Versuchsfläche ist mit rund zweihundert Metern anzugeben. Die Charakteristika des Kiefernoberstands waren innerhalb der Paare vergleichbar.

Die Datenlogger wurden in einem Meter Höhe nach Norden ausgerichtet an Holzpfählen fixiert. Auf den Versuch- und Referenzflächen erfolgte die Platzierung im Zentrum der Fläche. Über den Zeitraum vom 11. April bis 11. August 2014 wurden die Luftfeuchtigkeit und die Lufttemperatur in einem dreißigminütigen Messintervall erfasst.

5.2.2 PFLANZVERSUCH

Versuchsaufbau

Der Pflanzversuch wurde im April 2012 mit den fünf Baumarten Winterlinden (*Tilia cordata* MILL.), Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L.), Traubeneichen (*Quercus petraea* MATT.), Hainbuchen (*Carpinus betulus* L.) und Ebereschen (*Sorbus aucuparia* L.) angelegt. Die Einbringung der Baumarten erfolgte auf jeder Versuchsflächen in je vier randomisierten Pflanzplots zu je 25 Pflanzen. Damit kann die Pflanzenanzahl pro Versuchsfläche mit 500 Pflanzen angegeben werden. Entsprechend umfasst der gesamte Versuch 3.500 Pflanzen.

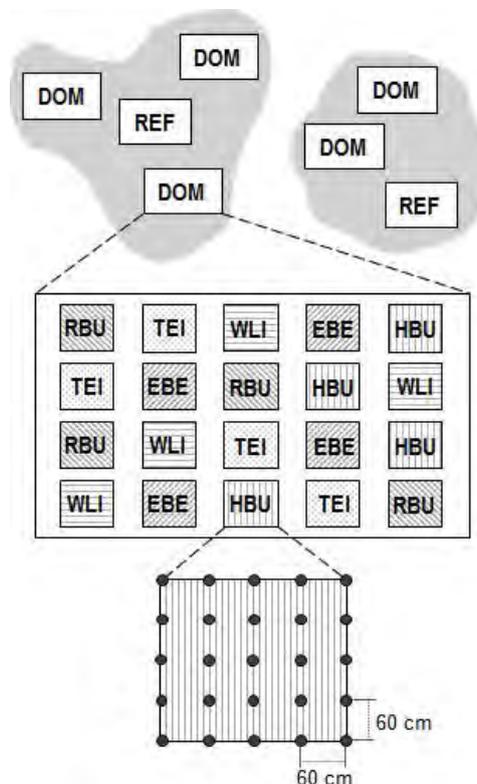


Abbildung 48: Aufbau des Pflanzversuchs mit einer räumlich geschachtelten Versuchsanlage: Pflanzplot (III) in Versuchsfläche (II) in Untersuchungsgebiet (I)

Aus dem Versuchsaufbau ergibt sich für jede Baumart eine charakteristische räumliche Schachtelung der Versuchsanlage (Abbildung 48). Die Wiederholung findet hierbei auf der Ebene

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
MATERIAL UND METHODEN

des Pflanzplots statt, welcher wiederum damit die kleinste Ebene der räumlichen Schachtelung darstellt. Jeder Pflanzplot ist einer Versuchsfläche und jede Versuchsfläche einem Untersuchungsgebiet zugeordnet. Aus dieser räumlichen Schachtelung können sich zufällige Effekte ergeben, die das Pflanzenwachstum beeinflussen. Dem wird im Rahmen der statistischen Auswertung durch die Verwendung linearer gemischter Modelle Rechnung getragen (vgl. Abschnitt 3.3.1).

Es wurde wurzelnacktes Pflanzenmaterial geeigneter Herkünfte verwendet (Tabelle 14). Die Pflanzen waren zum Zeitpunkt der Versuchsanlage zwei Jahre alt. Die Einbringung erfolgte wurzelschonend durch Lochpflanzung. Der Pflanzenverband innerhalb des Pflanzplots betrug 0,6 Meter mal 0,6 Meter. Zwischen den einzelnen Pflanzplots wurde ein Abstand von mindestens einem Meter belassen. Das Pflanzgut wies im Allgemeinen eine gute Qualität auf. Lediglich die Traubeneichen zeigten durch das Fehlen von Feinwurzeln eine unzureichende Bewurzelung. Die Einzelpflanzen wurden mit fortlaufend nummerierten Schlaufenetiketten versehen, wodurch das Wiederauffinden der Einzelpflanzen sicherstellen werden konnte.

Tabelle 14: Im Pflanzversuch verwendetes Pflanzenmaterial

Baumart	Herkunfts- kennung	Herkunft	Sortiment	Pflanzengröße	Sonstiges
Eberesche (<i>S. aucuparia</i> L.)	-	-	2/0	30-50 cm	-
Hainbuche (<i>C. betulus</i> L.)	HKG 80602	Mittel- und ostdeutsches Tief- und Hügelland	2/0 #	30-50 cm	unterschnitten
Rotbuche (<i>F. sylvatica</i> L.)	HKG 81005	Märkisch-Lausitzer Tiefland	2/0 #	20-40 cm	unterschnitten
Traubeneiche (<i>Q. petraea</i> MATT.)	HKG 81804	Ostdeutsches Tiefland	2/0 #	30-50 cm	unterschnitten
Winterlinde (<i>T. cordata</i> MILL.)	HKG 82303	Mittel- und ostdeutsches Tief- und Hügelland	2/0 #	30-50 cm	unterschnitten

Versuchsbegleitende Datenerhebung

Die Vitalitätsentwicklung und das Wachstum der Einzelpflanzen wurden über die gesamte dreijährige Projektlaufzeit beobachtet. Hierbei erfolgten vier Vollaufnahmen des Pflanzversuchs im:

Frühjahr 2012: Ausgangsgrößen für Sprosslänge [l_0 in cm] und Wurzelhalsdurchmesser [WHD₀ in mm] direkt nach der Pflanzung

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

Herbst 2012/13/14: Mortalität, Sprosslänge [$l_{1/2/3}$ in cm] und Wurzelhalsdurchmesser [$WHD_{1/2/3}$ in mm]

Die Herbstaufnahmen erfolgten jeweils außerhalb der Vegetationszeit. Damit hatten die Pflanzen zum Zeitpunkt der Aufnahmen das jährliche Höhen- und Durchmesserwachstums abgeschlossen. An allen lebenden Pflanzen wurden die Sprosslänge und der Wurzelhalsdurchmesser vermessen (Abbildung 49). Abgestorbene Pflanzen wurden mit dem entsprechenden Jahr des Absterbens erfasst.

Als Sprosslänge wird der Abstand zwischen Wurzelhals und Spitze der Terminalknospe definiert. Die Erfassung erfolgte mit einer Genauigkeit von 0,5 cm. Die Vermessung des Wurzelhalses erfolgte im Herbst 2011 direkt am Übergang zwischen Wurzel und Spross. Aufgrund methodischer Probleme im Rahmen der Wiederholungsmessung wurden im Jahr 2012 alle Pflanzen mit einer Markierung in 3 cm Höhe über dem Wurzelhals versehen. Diese Markierung diente zur Erhebung der Wurzelhalsdurchmesser im Rahmen der Herbstaufnahmen 2012, 2013 und 2014. Aufgrund der unterschiedlichen Messstellen waren die Wiederholungsaufnahmen der Wurzelhalsdurchmesser nicht mit den Ausgangsdurchmessern vergleichbar. Die Erfassung der Wurzelhalsdurchmesser erfolgte mit einem digitalen Messschieber (PREISLER Messtechnik GmbH, 1226 IP 67) mit einer Genauigkeit von 0,02 mm.



Abbildung 49: Datenerhebung im Pflanzversuch: (a, b) Vermessung des Wurzelhalsdurchmessers auf Höhe einer dauerhaften Markierung 3 cm über dem Wurzelhals und (c) Vermessung der Sprosslänge als Abstand zwischen Wurzelhals und Spitze der Terminaltriebknospe

Abschließende Datenerhebung

Im Herbst 2014 erfolgte die Entnahme von Pflanzen zur Bestimmung von Trockengewichten. Hierfür wurden auf jedem Pflanzplot die drei bestwüchsigen Bäume entnommen (Abbildung 50). Als Weiser für die Wüchsigkeit diente die Sprosslänge. Hierbei wurde unterstellt, dass sich die wüchsigsten Pflanzen einerseits am besten mit den Wachstumsbedingungen arrangieren konnten und andererseits die geringste Wuchsdepression infolge der Pflanzung erfuhren (Verpflanzschock vgl. VALLADARES et al. 2002). Unter Berücksichtigung der mortalitätsbedingten Verfügbarkeit wurden 413 Pflanzen für die abschließende Datenerhebung ausgewählt.



Abbildung 50: (a, b) Entnahme der vitalsten Pflanzen zur Bestimmung der ober- und unterirdischen Trockenmasse durch weiträumiges Ausstechen und sorgfältigen Aushub des Wurzelwerkes sowie (c) Zerlegung und Verpackung der entnommenen Pflanzen

Die Entnahme der ober- und unterirdischen Pflanzenteile erfolgte durch das weiträumige Ausstechen der Bäume mit einem Spaten. Das sandige und wenig bindige Substrat der Versuchsfelder begünstigte dabei eine schonende Entnahme. Nach der Aufbereitung wurden die Pflanzen in folgende fünf Bestandteile zerlegt:

Haupttrieb: längster möglicher Abstand zwischen Wurzelhals und Terminalknospe

Seitentriebe: sämtliche vom Haupttrieb abgehenden Verzweigungsstrukturen

Hauptwurzel: Wurzelwerk mit einem Durchmesser größer 2 mm, bei Pfahlwurzel meist in einer Achse und bei Herzwurzel zumeist mit einer intensiven Verzweigung

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
MATERIAL UND METHODEN

Nebenwurzeln: sämtliche von der Hauptwurzel abgehende Wurzelverzweigung mit einem Durchmesser kleiner 2 mm

Blätter: gesamtes Blattwerk

Die Bestandteile wurden bei 104 °C in einem Trockenschrank der Firma SANYO bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Schließlich wurden die Trockengewichte mit einer Feinwaage der Firma SARTORIUS, Modell M2P mit einer Genauigkeit von 0,01 Gramm bestimmt.

Um Unterschiede in den Biomasseallokationen feststellen zu können, wurden in Anlehnung an AMMER et al. (2004) folgende Analysevariablen berechnet:

Tabelle 15: Verwendete Analysevariablen und deren Berechnung (AMMER et al. 2004)

Kenngroße	Bezeichnung	Einheit	Berechnung	Beschreibung
LW	Leaf weight	[g]		Trockengewicht des gesamten Blattwerks
SW	Stem weight	[g]		Trockengewicht der Haupt- und Nebensprosse
RW	Root weight	[g]		Trockengewicht der Haupt- und Nebenwurzeln
SRR	Shoot-root-ratio		$(LW + SW) / RW$	Quotient aus ober- und unterirdischem Trockengewicht
LWF	Leaf weight fraction		$LW / (LW + SW + RW)$	Quotient aus Blattgewicht und gesamtem Trockengewicht
SWF	Stem weight fraction		$SW / (LW + SW + RW)$	Quotient aus Sprossgewicht und gesamtem Trockengewicht
RWF	Root weight fraction		$RW / (LW + SW + RW)$	Quotient aus Wurzelgewicht und gesamtem Trockengewicht

Wiederholungsaufnahme durch POLZIN (2017)

Im Frühjahr 2017 erfolgte eine Wiederholungsaufnahme durch POLZIN im Rahmen einer Masterarbeit an der Technischen Universität Dresden, Professur für Waldbau. Dankenswerterweise wurden die Daten für ergänzende Auswertungen zur Verfügung gestellt. Im Rahmen dieser Aufnahmen wurden folgende Parameter erfasst:

Frühjahr 2017: Mortalität, Sprosslänge [ls in cm] und Wurzelhalsdurchmesser [WHDs in mm]

Die erhobenen Parameter zeigten die Entwicklung des Pflanzversuchs nach fünf Vegetationsperioden. Für die Berechnung der jährlichen Zuwächse für die vierte und fünfte

Vegetationsperiode wurde der zweijährige Zuwachs von Sprosslänge und Wurzelhals gleichmäßig auf die Vegetationsperioden verteilt.

Leider war der Zustand der gepflanzten Traubeneichen so schlecht, dass die Baumart in der Wiederholungsaufnahme 2017 nicht berücksichtigt werden konnte. Weiterhin wurde der Kiefernoberstand der Referenzfläche (AR) im Untersuchungsgebiet Authausener Wald infolge eines starken Schneebruchereignisses derart geschädigt, dass eine Wiederholungsaufnahme unmöglich war. Demnach erfolgte die Datenerhebung 2017 lediglich auf den fünf Versuchsflächen. Die beiden Referenzflächen wurden bei der Erhebung nicht berücksichtigt.

5.2.3 AUSSAATVERSUCH

Versuchsaufbau

In Ergänzung zum Pflanzversuch wurde im Frühjahr 2013 ein Aussaatversuch mit den fünf Baumarten Winterlinden (*Tilia cordata* MILL.), Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L.), Traubeneichen (*Quercus petraea* MATT.), Hainbuchen (*Carpinus betulus* L.) und Ebereschen (*Sorbus aucuparia* L.) angelegt. Das Ziel des Aussaatversuchs war es, die Keimung der Baumarten unter Ausschluss der Beeinflussung durch Vogel- und Mäusefraß beobachten zu können. Hierfür wurden aus imprägnierten Holzlatten und Volierendraht sogenannte Mäuseschutzkäfige gefertigt (Abbildung 51).

Die Maschenweite des Drahtgeflechts betrug sechs Millimeter. Jeder Käfig wurde aus je zwei dreieckigen Seitenteilen und je zwei quadratischen Dachteilen zusammengesetzt. Der Aufbau fand vor Ort statt, indem die Einzelteile durch Holzschrauben verbunden wurden. Ein Dachteil wurde durch Scharniere fixiert, dies sollte das Öffnen des Käfigs zur Aussaat und zur Datenaufnahme ermöglichen. Die umschlossene Grundfläche betrug etwa 1,3 Quadratmeter. Das Drahtgeflecht wurde ringsum dreißig Zentimeter eingegraben, was gegen das Eindringen von Mäusen schützen sollte.

Die Maschenweite des Drahtgeflechts betrug sechs Millimeter. Jeder Käfig wurde aus je zwei dreieckigen Seitenteilen und je zwei quadratischen Dachteilen zusammengesetzt. Der Aufbau fand vor Ort statt, indem die Einzelteile durch Holzschrauben verbunden wurden. Ein Dachteil wurde durch Scharniere fixiert, dies sollte das Öffnen des Käfigs zur Aussaat und zur Datenaufnahme ermöglichen. Die umschlossene Grundfläche betrug etwa 1,3 Quadratmeter. Das Drahtgeflecht wurde ringsum dreißig Zentimeter eingegraben, was gegen das Eindringen von Mäusen schützen sollte.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH MATERIAL UND METHODEN



Abbildung 51: Aufbau der Mäuseschutzkäfige: (a) Montage der Mäuseschutzkäfige im Untersuchungsgebiet, (b) Schablone zur Markierung des Saatplatzes und ausgehobener Graben, (c) fertig aufgebauter Mäuseschutzkäfig und (d) unterirdisch zusammengefügt Volierendraht zum Schutz gegen das Untergraben durch Mäuse

Die Maschenweite des Drahtgeflechts betrug sechs Millimeter. Jeder Käfig wurde aus je zwei dreieckigen Seitenteilen und je zwei quadratischen Dachteilen zusammengesetzt. Der Aufbau fand vor Ort statt, indem die Einzelteile durch Holzschrauben verbunden wurden. Ein Dachteil wurde durch Scharniere fixiert, dies sollte das Öffnen des Käfigs zur Aussaat und zur Datenaufnahme ermöglichen. Die umschlossene Grundfläche betrug etwa 1,3 Quadratmeter. Das Drahtgeflecht wurde ringsum dreißig Zentimeter eingegraben, was gegen das Eindringen von Mäusen schützen sollte.

Der Aufbau der Mäuseschutzkäfige auf den Versuchsflächen fand im März 2013 statt. Auf jeder Versuchsfläche wurden vier Saatplätze eingerichtet. Die Wahl der Saatplätze orientierte sich an den örtlichen Gegebenheiten. Es wurde auf eine Verteilung der Käfige auf der Versuchsfläche geachtet. Mithilfe einer Schablone wurde die Grundfläche des Schutzkäfigs ausgestochen und anschließend etwa 30 cm tief umgraben. Anschließend wurde der zusammengesetzte Käfig auf den vorbereiteten Saatplatz gesetzt. Der überstehende Volierendraht der Einzelteile wurde an den Ecken durch Kabelbinder zusammengefügt. Zuletzt wurde der Graben geschlossen und die lockere Erde verdichtet.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

Die Aussaat fand im April 2013 statt. Das stratifizierte Saatgut der Baumarten Winterlinde, Rotbuche und Hainbuche wurde von der Staatsdarre Flöha des Staatsbetriebs Sachsenforst bezogen. Das Herkunftsgebiet des Saatguts der Winterlinde (HKG 80606) und der Hainbuche (HKG 80603) ist das südostdeutsche Hügel- und Bergland. Das Vermehrungsgut der Rotbuche (HKG 81015) stammt aus dem Herkunftsgebiet Erzgebirge und Erzgebirgsvorland. Das Saatgut der Traubeneiche wurde über die Firma SCHRADER in Eichhorst bezogen, wobei die Aufbereitung und Lagerung des Saatguts durch das Referat 42, Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung, des Staatsbetriebs Sachsenforst erfolgten. Das Herkunftsgebiet des Traubeneichensaatguts (HKG 81804) ist das ostdeutsche Tiefland. Das Saatgut der Eberesche wurde durch die Mitarbeiter des Lehrstuhls für Waldbau der TU Dresden geerntet, aufbereitet und stratifiziert.



Abbildung 52: (a) Oberfläche des Saatplatzes vor der Homogenisierung der Oberfläche, (b) Homogenisierung der Oberfläche durch Entfernen der Laubstreu und (c) vorbereiteter Saatplatz nach mit homogener Substratoberfläche. (d) Aussaat des Freilandversuchs und (e) Saatplot mit den eingesäten Saatrillen

In der Abbildung 52 ist die Vorbereitung der Saatplätze dargestellt. Vor der Aussaat wurden die Saatplätze homogenisiert, indem die Streuauflage abgetragen wurde. Die Aussaat erfolgte in etwa einen Meter langen, parallel verlaufenden Saatrillen. Orientiert an WINKLER (1955), wurden Rillentiefen für die Traubeneiche von fünf Zentimetern, für Rotbuche drei Zentimeter,

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
MATERIAL UND METHODEN

für Winterlinde und Hainbuche zwei Zentimeter sowie für Eberesche von einem halben Zentimeter gewählt. Nach der Aussaat wurde das Saatgut mit Bodensubstrat abgedeckt.

Die ausgebrachte Saatgutmenge war für die Baumarten verschieden und orientierte sich im Wesentlichen an der jeweiligen Gesamtmenge des verfügbaren Saatguts. Unter Beachtung der Lebensfähigkeits- oder Keimfähigkeitsprüfung ergeben sich für die Baumarten damit unterschiedliche maximale Keimlingszahlen pro Pflanzplot (Tabelle 16).

Tabelle 16: Lebens- und Keimfähigkeit des verwendeten Saatguts und Ausbringungsmenge pro Saatplatz (¹ entspricht der prozentualen Lebensfähigkeit des Saatguts; ² entspricht der prozentualen Keimfähigkeit des Saatguts)

	Winterlinde	Rotbuche	Traubeneiche	Hainbuche	Eberesche
Lebens ¹ - oder Keimfähigkeit ²	76 % ¹	87 % ¹	45 % ²	87 % ¹	-
Ausbringungsmenge	13 g	62 g	-	17,2 g	2,5 g
Ausbringungsmenge	130 Samen	155 Samen	80 Samen	172 Samen	-
lebens ¹ - oder keimfähige ² Samenanzahl	99 Samen ¹	135 Samen ¹	36 Samen ²	150 Samen ¹	-

Versuchsbegleitende Datenerhebung

Ziel war es, die quantitative Entwicklung der einzelnen Versuchsbaumarten im Aussaatversuch zu erfassen. Hierfür wurden die Keimlingszahlen auf den Saatrillen stichprobenartig erhoben. Die Datenerhebung fand über zwei Jahre jeweils im Frühjahr und im Spätsommer an den folgenden Terminen statt:

- I. Erhebung:* 28.–29. Mai 2013
- II. Erhebung:* 15.–16. August 2013
- III. Erhebung:* 07.–08. April 2014
- IV. Erhebung:* 11.–23. August 2014

Für die stichprobenartige Erhebung der Keimlingszahlen kam ein Rasterrahmen zur Anwendung. Auf diesem waren vier Abschnitte für die stichprobenartige Erhebung der Keimlingszahlen gekennzeichnet (Abbildung 53). Jeder Abschnitt hatte eine Breite von zehn Zentimetern. Innerhalb dieser Abschnitte wurden die Keimlinge ausgezählt. Durch eine Bohrung im Rasterrahmen und die Fixierung der Position durch einen Bambusstab konnte eine positionsgenaue Wiederholungsmessung der Abschnitte gewährleistet werden. Für die Auswertung wurden die Keimlingszahlen auf einen Laufmeter Saatrille normiert.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
MATERIAL UND METHODEN



Abbildung 53: (a) Saatplatz mit keimten Rotbuchen, Hainbuchen und Winterlinden sowie (b) Rasterrahmen zur stichprobenartigen Erfassung des Auflaufferfolgs

5.3 ERGEBNISSE

5.3.1 VORBEMERKUNG

Im Projektzeitraum zwischen 2012 und 2014 wurden insgesamt drei Vollaufnahmen des Pflanzversuchs auf allen Versuchs- und Referenzflächen unter Einbeziehung aller fünf Versuchsbaumarten durchgeführt.

Die Wiederholungsaufnahme des Versuchs durch POLZIN (2017) eröffnete die Möglichkeit, die Entwicklung des Versuchs über zwei weitere Vegetationsperioden zu betrachten. Jedoch führten der Totalausfall der Baumart Traubeneiche und der Verlust der Referenzflächen zu einem reduzierten Datenumfang der Wiederholungsaufnahme. Weiterhin wurden im Zuge der abschließenden Datenaufnahme im Herbst 2014 auf jedem Pflanzplot die drei bestwüchsigen Pflanzen entnommen. Da ein Ausfall dieser vitalen Individuen als unwahrscheinlich erschien, erfolgt die Berechnung der Ausfallraten unter der Fiktion, dass die Entnahmebäume von hoher Vitalität im Jahr 2017 noch an den jeweiligen Pflanzplots vorhanden gewesen sind. Bei der Berechnung der Wachstumsgrößen können die entnommenen Pflanzen jedoch nicht berücksichtigt werden. Was dazu führt, dass die Wachstumsgrößen der fünften Vegetationsperiode das Potenzial der Baumarten im Vergleich zur dritten Vegetationsperiode unterschätzen. Eine Anpassung des Datensatzes ist demnach unvermeidbar.

Daher erfolgt die Auswertung getrennt für die unterschiedlichen Datengrundlagen. Die Ergebnisse der „*Vegetationsperioden I-III*“ umfassen den kompletten Datensatz der Jahre 2012 bis 2014 mit allen Baumarten auf allen Versuchs- und Referenzflächen. Hingegen umfassen die Ergebnisse für die „*Vegetationsperioden IV-V*“ lediglich den reduzierten Datensatz für nur vier Baumarten, beschränkt auf die Versuchsflächen und unter Vernachlässigung der Entnahmebäume.

5.3.2 KLIMATISCHE WIRKUNG DER VERSUCHS- UND REFERENZBESTÄNDE

Um die Wirkung der in Rede stehenden Waldbestände auf das Innenklima zu prüfen, wurden im dritten Versuchsjahr alle Versuchs- und Referenzflächen mit Datenloggern ausgestattet.

Lufttemperatur

In der Tabelle 17 sind die monatlichen Mittelwerte der Temperaturen im Erhebungszeitraum dargestellt. Die mittleren Temperaturen waren zwischen den Untersuchungsgebieten, aber auch zwischen den Versuchsflächen vergleichbar. Die Temperaturdifferenzen lagen auf einem geringen Niveau. Nach dem vollen Laubaustrieb der Dominanzbestände im Monat Mai konnten

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

auf den Referenzflächen in der Regel höhere Durchschnittstemperaturen festgestellt werden als auf den Versuchsflächen. Abweichend hiervon waren die mittleren Temperaturen im Juli und August auf den Flächen A1 und AR sowie auf den Flächen R2 und RR auf dem gleichen Niveau. Zudem waren die mittleren Temperaturen in der Rüthnicker Heide im Juni und August auf der Versuchsfläche R2 am höchsten. Im Vergleich der im Nahbereich der Versuchsflächen R1 und R2 platzierten Referenzlogger konnten nach dem Laubaustrieb der Spätblühenden Traubenkirsche in allen Fällen höhere Durchschnittstemperaturen im Kiefernaltbestand ohne Traubenkirscheneinfluss gegenüber dem Dominanzbestand festgestellt werden.

Tabelle 17: Durchschnittliche monatliche Temperaturen auf den Versuchs- und Referenzflächen des Pflanzversuchs sowie zweier Datenlogger im Kiefernaltbeständen ohne Dominanzbestand im Nahbereich der Versuchsflächen R1 (R1R) und R2 (R2R). Der Erhebungszeitraum reichte vom 11. April bis 11. August 2014.

	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug
A1	11,5 °C	12,4 °C	15,8 °C	19,3 °C	18,5 °C
A2	10,8 °C	11,9 °C	15,3 °C	18,7 °C	18,2 °C
AR	11,2 °C	12,5 °C	16,0 °C	19,3 °C	18,5 °C
R1	11,1 °C	12,3 °C	15,2 °C	19,4 °C	18,9 °C
R2	11,4 °C	12,6 °C	15,7 °C	19,9 °C	19,2 °C
R3	11,3 °C	12,5 °C	15,4 °C	19,6 °C	18,9 °C
RR	11,5 °C	12,7 °C	15,6 °C	19,9 °C	19,0 °C
R1R	11,2 °C	12,7 °C	15,7 °C	19,9 °C	19,3 °C
R2R	11,3 °C	12,8 °C	16,1 °C	20,2 °C	19,5 °C

Weiterhin sollen die Temperaturmaxima nach dem vollen Laubaustrieb der Spätblühenden Traubenkirsche im Monat Mai betrachtet werden (Tabelle 18). Die monatlichen Höchstwerte wurden in den Monaten Mai (25.05.), Juni (22.06.) und Juli (20.07.) in beiden Untersuchungsgebieten an denselben Tagen erfasst. Hingegen trat der heißeste Tag im August (02.08./03.08.) einen Tag versetzt auf. Innerhalb der Untersuchungsgebiete wurden in beinahe allen Fällen höhere Maximaltemperaturen auf den Referenzflächen gegenüber den Versuchsflächen festgestellt. Abweichend war die Maximaltemperatur im Monat Mai auf R2 und RR identisch und im Monat August auf der Versuchsfläche R1 höher als auf den weiteren Versuchs- und Referenzflächen der Rüthnicker Heide. Die maximale Temperaturdifferenz zwischen den Versuchs- und Referenzflächen wurde im Juni im Authausener Wald beobachtet. Dort kann der Temperaturunterschied zwischen A1 und AR mit fünf Kelvin angegeben werden. Im Bereich der Versuchsflächen R1 und R2 konnten in den Kiefernbeständen ohne zweite Baumschicht aus Spätblühender Traubenkirsche in allen Fällen höhere Temperaturmaxima

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

festgestellt werden. Die maximale Temperaturdifferenz von sechs Kelvin konnte Anfang August im Bereich der Versuchsfläche R2 festgestellt werden.

Tabelle 18: Monatliche Temperaturmaxima auf den Versuchs- und Referenzflächen des Pflanzversuchs sowie zweier Datenlogger im Kiefernaltbeständen ohne Dominanzbestand im Nahbereich der Versuchsflächen R1 (R1R) und R2 (R2R). Der Erhebungszeitraum reichte vom 11. April bis 11. August 2014. Auf einigen Flächen wurden Temperaturmaxima an einem anderen Tag festgestellt (¹ 30. April: 23,3 Grad Celsius; ² 26. April: 22,1 Grad Celsius; ³ 26. April: 25,1 Grad Celsius; ⁴ 06. Juli: 33,9 Grad Celsius; ⁵ 02. August: 26,0 Grad Celsius).

	25. Apr	22. Mai	08. Jun	20. Jul	02./03. Aug
A1	24,0 °C	27,0 °C	30,0 °C	30,7 °C	26,3 °C
A2	21,8 °C	26,9 °C	30,2 °C	29,8 °C	26,5 °C
AR	22,5 °C ¹	33,2 °C	35,0 °C	33,2 °C ⁴	29,9 °C
R1	21,7 °C	27,5 °C	30,7 °C	29,2 °C	26,3 °C
R2	21,4 °C ²	29,1 °C	31,8 °C	30,6 °C	25,8 °C
R3	21,8 °C	28,0 °C	30,7 °C	29,9 °C	25,5 °C
RR	22,4 °C	29,1 °C	32,0 °C	31,1 °C	25,1 °C ⁵
R1R	22,2 °C	29,6 °C	32,6 °C	30,7 °C	28,2 °C
R2R	24,7 °C ³	33,5 °C	36,1 °C	33,9 °C	31,8 °C

Relative Luftfeuchte

In der Tabelle 19 sind die monatlichen Mittelwerte der relativen Luftfeuchte auf den Versuchs- und Referenzflächen dargestellt. Nach dem vollständigen Laubaustrieb im Monat Mai war die Wassersättigung der Luft in nahezu allen Fällen auf den Versuchsflächen mit Spätblühender Traubenkirsche höher als auf den Referenzflächen ohne den Neophyten. Abweichend hiervon war die mittlere relative Luftfeuchte im Authausener Wald vom April bis Juni auf der Versuchsfläche A1 am geringsten. Der Vergleich der monatlichen Mittelwerte zwischen den nicht mit Spätblühender Traubenkirsche besiedelten Kiefernaltbeständen und den Versuchsflächen R1 und R2 zeigte in allen Fällen eine höhere Wassersättigung der Luft unter dem Einfluss des Neophyten.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ERGEBNISSE

Tabelle 19: Durchschnittliche monatliche relative Luftfeuchte (%RH) auf den Versuchs- und Referenzflächen des Pflanzversuchs sowie zweier Datenlogger im Kiefernaltbeständen ohne Dominanzbestand im Nahbereich der Versuchsflächen R1 (R1R) und R2 (R2R). Der Erhebungszeitraum reichte vom 11. April bis 11. August 2014.

	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug
A1	82,3 %RH	88,4 %RH	83,8 %RH	83,7 %RH	94,7 %RH
A2	87,9 %RH	92,2 %RH	89,2 %RH	89,8 %RH	94,1 %RH
AR	87,2 %RH	88,8 %RH	84,7 %RH	79,7 %RH	82,2 %RH
R1	84,1 %RH	87,0 %RH	86,8 %RH	87,9 %RH	92,5 %RH
R2	89,5 %RH	92,8 %RH	93,0 %RH	93,1 %RH	96,9 %RH
RR	81,8 %RH	84,2 %RH	84,8 %RH	82,1 %RH	91,7 %RH
R1R	83,2 %RH	85,3 %RH	85,1 %RH	84,8 %RH	90,7 %RH
R2R	86,3 %RH	88,0 %RH	86,8 %RH	86,8 %RH	92,6 %RH

5.3.3 MORTALITÄT DER BAUMARTEN IM PFLANZVERSUCH

Vegetationsperioden I–III

Die nach drei Vegetationsperioden zu beobachtenden Ausfälle waren zwischen den Baumarten verschieden (Tabelle 20). Die geringsten Abgänge wurden mit lediglich fünf abgestorbenen Bäumen im Gesamtversuch bei Winterlinde beobachtet. Die Mortalitätsrate lag damit unter einem Prozent. Vergleichsweise geringe Ausfälle von neun Prozent konnten ebenfalls bei der Baumart Hainbuche beobachtet werden. Mit Mortalitätsraten von 19 % und 27 % waren die Abgänge bei Rotbuche und Eberesche auf einem hohen Niveau. Die mit Abstand höchsten Ausfälle wurden bei der Baumart Traubeneiche festgestellt, dort lag die Mortalitätsrate bei 65 %. Werden die Ausfälle auf der zeitlichen Ebene betrachtet, ist bei allen Baumarten eine verstärkte Mortalität im Jahr 2013 am Ende der zweiten Vegetationsperiode zu beobachten. Bei der Eberesche wurden 82 % aller Ausfälle bis zum Ende der zweiten Vegetationsperiode festgestellt. Bei der Rotbuche fanden sogar 89 % aller Ausfälle in den ersten beiden Versuchsjahren statt.

Tabelle 20: Mortalität der Baumarten im Gesamtversuch (Ausgangspflanzenzahl: 700 Stück/Baumart)

		Winterlinde	Hainbuche	Rotbuche	Eberesche	Traubeneiche
abgestorben	n_{gesamt} [Stück]	5 (< 1 %)	65 (9 %)	133 (19 %)	190 (27 %)	457 (65 %)
	n_{2012} [Stück]	1	14	5	14	40
	n_{2013} [Stück]	3	49	119	156	378
	n_{2014} [Stück]	1	2	9	20	39

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

Winterlinde und Hainbuche zeigten keine Unterschiede im Auftreten der mortalitätsbedingten Abgänge zwischen den einzelnen Versuchsfeldern (Abbildung 54). Nur auf den Versuchsfeldern A2 und RR konnten bei der Hainbuche tendenziell höher Ausfälle beobachtet werden.

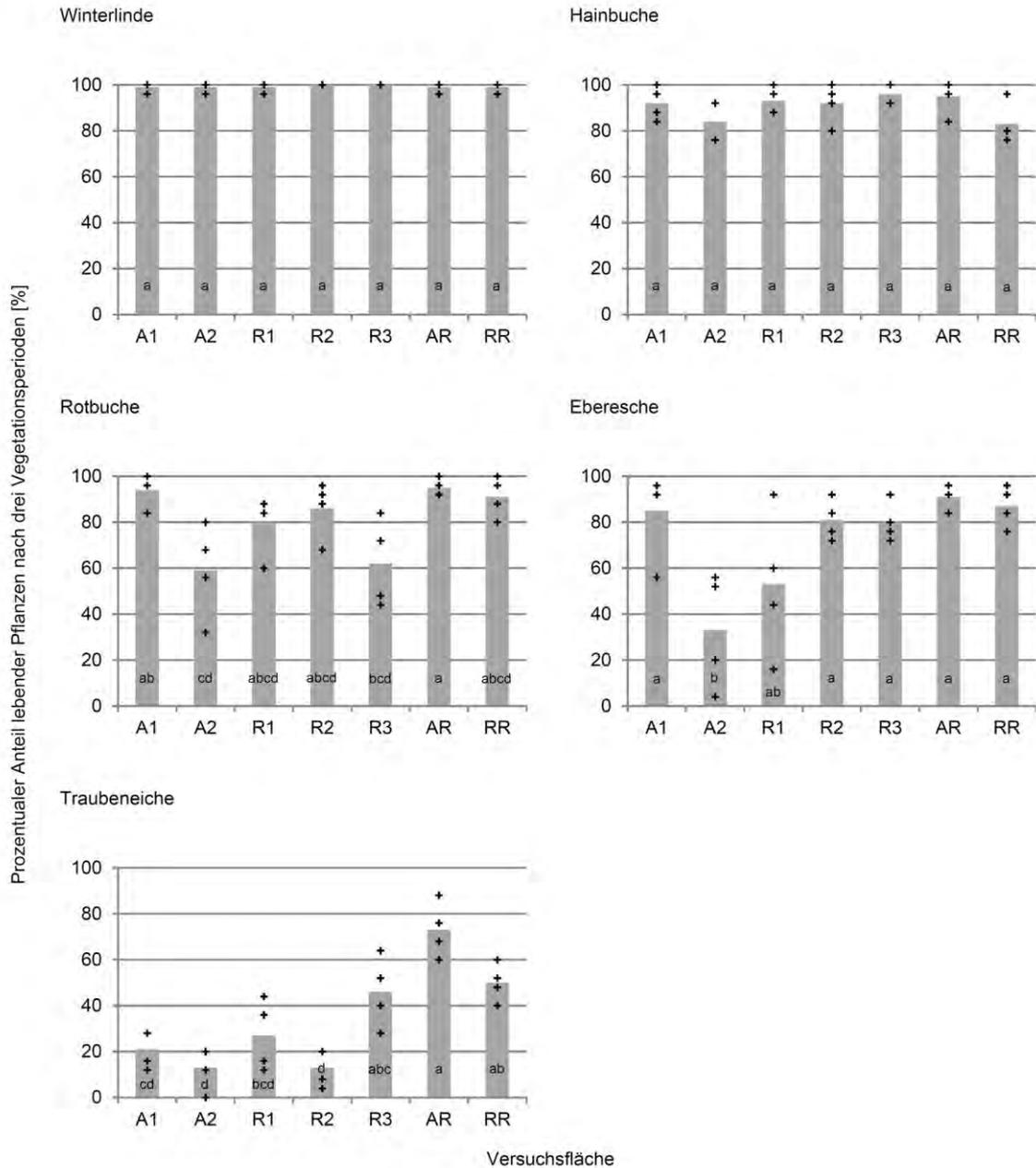


Abbildung 54: Mittlere Überlebensrate und Streuung der Einzelwerte auf Plotebene der fünf Versuchsbaumarten nach drei Vegetationsperioden, getrennt nach Versuchsfeldern. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsfeldern geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis d gekennzeichnet.

Das Überleben der Verjüngungspflanzen der Rotbuchen wurde in der Rühnicker Heide durch einen starken Befall mit Buchenblatt-Baumläusen (*Phyllaphis fagi*) in den Jahren 2012 und 2013 beeinflusst. Die hohen Ausfälle auf der Versuchsfeldern R3 sind auf einen sehr starken Lausbefall zurückzuführen. Somit waren die Ausfälle auf R3 signifikant höher als auf der

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

Referenzfläche AR ($p = 0,048^*$). Des Weiteren zeigten die Rotbuchen auf der dunkelsten Versuchsfäche A2 hohe Ausfallraten, die sich signifikant von denen der Versuchsfächen A1 ($p = 0,029^*$) und AR ($p = 0,023^*$) unterschieden. Auch die Ausfallraten der Pionierbaumart Eberesche waren auf den schlechter strahlungsversorgten Versuchsfächen A2 und R1 tendenziell höher als auf den übrigen Flächen. Jedoch erwiesen sich lediglich die Unterschiede von Versuchsfäche A2 zu A1 ($p = 0,011^*$), zu R2 ($p = 0,024^*$), zu R3 ($p = 0,029^*$) und zu den Referenzflächen AR ($p = 0,004^{**}$) und RR ($p = 0,008^{**}$) als signifikant. Die Traubeneichen zeigten die geringste Mortalität auf der Referenzfläche AR. Hier war die Mortalität signifikant geringer als auf den Versuchsfächen A1 ($p = 0,000^{***}$), A2 ($p = 0,000^{***}$), R1 ($p = 0,000^{***}$) und R2 ($p = 0,000^{***}$). Des Weiteren erwies sich die Mortalität der Traubeneichen auf den Versuchsfächen A1 ($p = 0,037^*$), A2 ($p = 0,003^{**}$) und R2 ($p = 0,003^{**}$) als signifikant höher als auf der Referenzfläche RR. Zudem stellte sich die Mortalität der Traubeneichen auf der Versuchsfäche R3 signifikant geringer dar als auf den Flächen A2 ($p = 0,011^*$) und R2 ($p = 0,011^*$).

Für die Baumarten Rotbuche, Traubeneiche und Eberesche erwies sich die Strahlung über dem Pflanzplot als ein entscheidender Einflussfaktor auf die Mortalität. Der Einfluss der Strahlung auf die Ausfallrate (p_{Ausfall}) konnte durch das folgende lineare Regressionsmodell dargestellt werden:

$$p_{\text{Ausfall}} = a \cdot \log_{10}(\text{DIFFSF}) + b$$

In der Abbildung 55 sind die Ausfallraten in Abhängigkeit von der Strahlung über dem Pflanzplot als beobachtete Werte und als Vorhersage des linearen Regressionsmodells dargestellt.

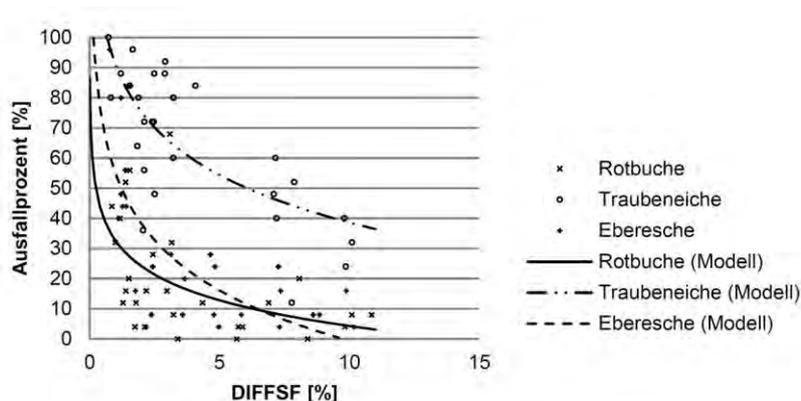


Abbildung 55: Ausfallprozent der Rotbuche, Traubeneiche und Eberesche in Abhängigkeit von der Strahlung über dem Pflanzplot. Dargestellt sind sowohl die beobachteten Werte als Punktdaten als auch die Vorhersage des jeweiligen Regressionsmodells als Kurve.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
ERGEBNISSE

Sowohl das Interzept (b) als auch der Modellparameter für die Strahlung (a) waren in jedem der Modelle signifikant (Tabelle 21). Demnach konnte die Strahlungsverfügbarkeit als signifikanter Einflussfaktor auf die Mortalitätsrate der drei genannten Baumarten nachgewiesen werden. Eine Erhöhung der Ressourcenverfügbarkeit führt zu einer Abnahme der Mortalität. Hierbei konnten in den Bereichen niedrigster Strahlungsverfügbarkeit von unter einem Prozent der Freilandstrahlung die höchsten Ausfallraten bei den Traubeneichen und Ebereschen festgestellt werden, die bis zum Totalausfall der Baumarten auf dem jeweiligen Pflanzplot reichten. Hingegen fielen bei einer vergleichbar niedrigen Strahlungsverfügbarkeit lediglich fünfzig Prozent der Rotbuchen aus. Dabei ist fraglich, inwieweit der Befall durch die Buchenblatt-Baumlaus (*Phyllaphis fagi*) zu einer Schwächung der Rotbuchen führte und damit die Ausfallraten vor allem unter ungünstigsten Strahlungsbedingungen erhöhte.

Tabelle 21: Ergebnisse des linearen Regressionsmodells ($p_{\text{Ausfall}} = a * \log_{10}(\text{DIFFSF}) + b$) für die Ausfallraten der Rotbuchen, Traubeneichen und Ebereschen in Abhängigkeit von der Strahlung über dem Pflanzplot (DIFFSF)

	Rotbuche		Traubeneiche		Eberesche	
	Wert	p	Wert	p	Wert	p
a	-28,374	0,000***	-52,405	0,000***	-55,505	0,000***
b	32,621	0,005**	91,001	0,000***	54,868	0,000***

Vegetationsperioden IV–V

Am Ende der fünften Vegetationsperiode wurde bei allen Baumarten eine Zunahme der Ausfälle festgestellt. Zwischen den Baumarten zeigten sich wiederholt deutliche Unterschiede in der Überlebensfähigkeit (Tabelle 22). So waren auf den fünf Versuchsflächen bis zum Frühjahr 2017 lediglich 7,4 % der Winterlinden und 11,4 % der Hainbuchen ausgefallen. Die Ausfallrate war bei Rotbuche mit 28,2% und Eberesche mit 44,0% vergleichsweise höher. Einzig bei der Winterlinde nahm die Mortalität in der vierten und fünften Vegetationsperiode mit insgesamt 34 Abgängen (6,8 %) im Vergleich zum vorhergehenden Betrachtungszeitraum deutlich zu. Hierbei konzentrierten sich die Ausfälle auf die jüngeren Versuchsflächen A1 und A2. Ebendiese Häufung von Abgängen auf den jüngeren Versuchsflächen konnte auch bei den Baumarten Hainbuche und Eberesche beobachtet werden. Jedoch waren bei Hainbuche und Eberesche – wie auch bei der Rotbuche – die Ausfälle in den Jahren 2015 und 2016 deutlich geringer als in den ersten drei Vegetationsperioden. Bei der Rotbuche wurden in letzten beiden Vegetationsperioden IV und V vergleichsweise geringere Abgänge auf der Versuchsfläche R1 als auf den übrigen Versuchsflächen festgestellt.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ERGEBNISSE

Tabelle 22: Entwicklung der Mortalität der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Eberesche über fünf Vegetationsperioden auf den durch Traubeneiche geprägten Versuchsflächen A1 bis R3 (Ausgangspflanzenzahl: 500 Stück/Baumart)

Vegetations- periode	Winterlinde			Hainbuche			Rotbuche			Eberesche		
	I-III	IV-V	I-V	I-III	IV-V	I-V	I-III	IV-V	I-V	I-III	IV-V	I-V
n_{gesamt} [Stück]	3 0,6%	34 6,8%	37 7,4%	43 8,6%	14 2,8%	57 11,4%	113 22,6%	28 5,6%	141 28,2%	178 35,6%	42 8,4%	220 44,0%
n_{A1} [Stück]	1	15	16	8	5	13	6	6	12	15	22	37
n_{A2} [Stück]	1	17	18	16	7	23	41	7	48	73	12	85
n_{R1} [Stück]	1	2	3	7	1	8	14	9	23	51	3	54
n_{R2} [Stück]	-	-	-	8	-	8	14	1	15	19	3	22
n_{R3} [Stück]	-	-	-	4	1	5	38	5	43	20	2	22

5.3.4 WACHSTUM DER BAUMARTEN IM PFLANZVERSUCH

5.3.4.1 SPROSSLÄNGE

Vegetationsperiode I-III

Die mittlere Sprosslänge der Einzelpflanzen war zum Versuchsbeginn bei Winterlinden ($l_0 = 45,1$ cm), Traubeneichen ($l_0 = 43,2$ cm), Ebereschen ($l_0 = 43,2$ cm) und Hainbuchen ($l_0 = 41,4$ cm) vergleichbar (siehe Anhang 1, S. ii). Hingegen war die Sprosslänge der gepflanzten Rotbuche mit durchschnittlich 27,5 cm geringer als bei den übrigen Baumarten. Innerhalb der einzelnen Baumarten wurde die Vergleichbarkeit der Ausgangsbedingungen zwischen den Versuchs- und Referenzflächen geprüft. Die Varianzanalyse (ANOVA) konnte keine signifikanten Unterschiede zwischen den Sprosslängen zum Versuchsbeginn aufzeigen. Demnach kann die Ausgangssituation auf den Pflanzplots für jede der fünf Baumarten als vergleichbar angesehen werden.

Das Sprosslängenwachstum wurde im Gesamtversuch über drei Vegetationsperioden beobachtet. Aus den Einzelmessungen lassen sich die jährlichen absoluten Sprosslängenzuwächse Δl_1 (2012), Δl_2 (2013) und Δl_3 (2014), aber auch der durchschnittliche Sprosslängenzuwachs für die ersten drei Vegetationsperioden Δl_{1-3} (2012–2014) ermitteln. Es konnten bei allen Baumarten Unterschiede zwischen den Sprosslängenzuwächsen der einzelnen Vegetationsperioden festgestellt werden.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ERGEBNISSE

Zuallererst soll der jährliche Sprosslängenzuwachs der Baumarten aus Ebene des Gesamtversuches betrachtet werden. Die durchschnittlichen jährlichen Sprosslängenzuwächse (Δ_{1-3}) zeigen für den dreijährigen Versuchszeitraum Unterschiede in der baumartenspezifischen Wuchsdynamik auf (Tabelle 23). Die Hainbuchen und Ebereschen realisierten mit durchschnittlichen rund $11 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ die größten Sprosslängenzuwächse. Geringer stellte sich der jährliche Sprosslängenzuwachs der Winterlinden ($\Delta_{1-3} = 9,5 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$) und Rotbuchen ($\Delta_{1-3} = 7,8 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$) dar. Das mit Abstand schlechteste durchschnittliche Sprosslängenwachstum wurde mit $2 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ bei der Traubeneiche festgestellt.

Bei Winterlinde und Hainbuche wurde eine jährliche Steigerung der Sprosslängenzuwächse beobachtet. Die Hainbuche konnte den Zuwachs im vorgenannten Zeitraum von $4,7 \text{ cm}$ im Jahr 2012 auf $15,8 \text{ cm}$ im Jahr 2014 verdreifachen. Im selben Zeitraum verdoppelte die Winterlinde den Sprosslängenzuwachs von $5,4 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ auf $13,0 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$. Eine deutliche Reduktion der Sprosslängenzuwächse zeigten hingegen die Baumarten Rotbuche, Eberesche und Traubeneiche in der zweiten Vegetationsperiode. So erreichte die Rotbuche im zweiten Jahr mit $3,7 \text{ cm}$ nur annähernd die Hälfte des Vorjahreszuwachses von $7,2 \text{ cm}$. Bei den Ebereschen, die im ersten Versuchsjahr einen Sprosslängenzuwachs von durchschnittlich $15,9 \text{ cm}$ leisteten, entsprach die Zuwachsreduktion auf $4,3 \text{ cm}$ im zweiten Versuchsjahr nahezu einem Viertel. Die schlechte Vitalität der Traubeneichen spiegelte sich im Sprosswachstum wider, sodass in der zweiten Vegetationsperiode durch Rücktrocknung der Triebe sogar ein negativer durchschnittlicher Sprosslängenzuwachs festgestellt wurde ($\Delta_2 = -0,2 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$). Im dritten Versuchsjahr 2014 konnte im Vergleich zur vorangegangenen Vegetationsperiode bei allen Versuchsbaumarten eine Steigerung der durchschnittlichen Sprosslängenzuwächse festgestellt werden. Diese lagen bei der Rotbuche mit $2,5 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ und der Traubeneiche mit $3,6 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ über dem Niveau der ersten Vegetationsperiode. Hingegen steigerte sich der durchschnittliche Sprosslängenzuwachs bei der Eberesche im dritten Versuchsjahr erneut, blieb mit $10,8 \text{ cm}$ jedoch unter dem Niveau des ersten Versuchsjahrs zurück.

Mithilfe von Varianzanalysen (ANOVA) konnten Unterschiede zwischen den durchschnittlichen jährlichen Sprosslängenzuwächsen (Δ_{1-3}) der Versuchs- und Referenzflächen festgestellt werden (Tabelle 23).

Die Winterlinden der Versuchsflächen A1 mit $11,3 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,018^*$), R1 mit $13,2 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,001^{***}$) und R2 mit $11,3 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,018^*$) realisierten einen signifikant höheren durchschnittlichen Sprosslängenzuwachs als die Winterlinden auf A2 mit $5,0 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$. Zudem

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

erwies sich der durchschnittliche Sprosslängenzuwachs der Winterlinden auf der Versuchsfläche R2 als signifikant höher als auf der Referenzfläche RR mit $6,1 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,006^{**}$).

Tabelle 23: Durchschnittlicher jährlicher Sprosslängenzuwachs [Δl_{a1-3} in $\text{cm} \cdot \text{a}^{-1}$] in den drei Vegetationsperioden 2012, 2013 und 2014 der Versuchsbaumarten, getrennt nach Versuchs- und Referenzflächen. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis c gekennzeichnet. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{\min}) und Maximalwerts (x_{\max}).

Δl_{a1-3} [$\text{cm} \cdot \text{a}^{-1}$]	Winterlinde		Hainbuche		Rotbuche		Eberesche		Traubeneiche	
	\bar{x} <i>p</i> (ANOVA)	s $x_{\min} - x_{\max}$	\bar{x} <i>p</i> (ANOVA)	s $x_{\min} - x_{\max}$	\bar{x} <i>p</i> (ANOVA)	s $x_{\min} - x_{\max}$	\bar{x} <i>p</i> (ANOVA)	s $x_{\min} - x_{\max}$	\bar{x} <i>p</i> (ANOVA)	s $x_{\min} - x_{\max}$
Ges	9,5 (0,000 ^{***})	3,5 4,0–15,7	10,9 (0,000 ^{***})	5,3 2,9–25,9	7,8 (0,000 ^{***})	3,4 2,9–15,6	10,8 (0,000 ^{***})	6,6 2,9–25,9	2,0 (0,607 ns)	1,8 -2,3–5,3
A1	11,3 ^{ab}	3,1 8,8–15,7	10,8 ^{abc}	3,7 6,7–15,3	9,3 ^{ab}	3,5 4,6–13,1	14,5 ^b	5,1 11,2–22,0	3,2 ^a	1,5 -0,2–3,2
A2	5,0 ^c	0,4 4,4–5,4	4,7 ^c	2,9 2,9–9,1	3,5 ^c	0,6 2,9–4,1	5,3 ^c	3,5 2,4–9,7	0,6 ^a	1,2 0,2–2,6
R1	13,2 ^a	2,0 10,5–14,9	11,3 ^{abc}	1,1 10,4–12,8	6,5 ^{bc}	1,6 4,2–7,7	6,9 ^c	1,4 5,3–8,5	1,4 ^a	2,4 -0,3–5,3
R2	11,3 ^{ab}	1,4 9,4–12,4	13,8 ^{ab}	4,0 9,7–19,0	8,9 ^b	1,0 7,6–9,8	7,4 ^{bc}	0,8 6,8–8,6	6,4 ^a	2,3 -2,3–2,6
R3	9,1 ^{abc}	3,8 5,2–14,1	9,8 ^{bc}	4,5 6,5–16,4	5,9 ^{bc}	1,6 4,3–8,0	9,4 ^{bc}	1,1 7,8–10,2	2,0 ^a	1,5 0,0–3,3
AR	11,6 ^{abc}	2,2 8,1–12,7	18,9 ^a	4,7 16,4–25,9	13,4 ^a	2,2 10,7–15,6	23,8 ^a	3,5 18,7–26,2	7,7 ^a	2,1 -0,2–4,2
RR	6,1 ^{bc}	6,1 4,0–7,5	7,3 ^{bc}	1,7 5,8–9,6	7,2 ^{bc}	0,4 6,8–7,6	8,5 ^{bc}	2,5 5,2–10,6	3,1 ^a	1,0 1,4–3,6

Die Winterlinden der Versuchsflächen A1 mit $11,3 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,018^*$), R1 mit $13,2 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,001^{***}$) und R2 mit $11,3 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,018^*$) realisierten einen signifikant höheren durchschnittlichen Sprosslängenzuwachs als die Winterlinden auf A2 mit $5,0 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$. Zudem erwies sich der durchschnittliche Sprosslängenzuwachs der Winterlinden auf der Versuchsfläche R2 als signifikant höher als auf der Referenzfläche RR mit $6,1 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,006^{**}$).

Auch bei der Hainbuche erwies sich das Sprosswachstum auf A2 mit $4,7 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ als signifikant geringer als auf der Versuchsfläche R2 mit $13,8 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,028^*$) und der Referenzfläche AR mit $18,9 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,000^{***}$). Durch das gute Wachstum der Hainbuchen auf der Referenzfläche AR konnten dort signifikant höhere Sprosslängenzuwächse gegenüber der

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ERGEBNISSE

Versuchsfläche R3 mit $9,8 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,029^*$) und der Referenzfläche RR mit $7,3 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,002^{**}$) festgestellt werden.

Noch deutlicher zeigten sich Unterschiede in den Wachstumsbedingungen bei der Baumart Rotbuche. Auf der Referenzfläche AR wurde ein durchschnittlicher Sprosslängenzuwachs von $13,4 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ festgestellt. Dieser erwies sich als signifikant höher als auf den Versuchsflächen A2 mit $3,5 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,000^{***}$), R1 mit $6,5 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,001^{***}$), R2 mit $8,9 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,047^*$), R3 mit $5,9 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,000^{***}$) und der Referenzfläche RR mit $7,2 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,002^{**}$). Zudem zeigten die Rotbuchen auf der Versuchsfläche A2 ein signifikant schlechteres Sprosslängenwachstum als auf den Versuchsflächen A1 ($p = 0,005^{**}$) und R2 ($p = 0,009^{**}$).

Schließlich realisierten die Ebereschen auf der Referenzfläche AR mit $23,8 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ signifikant höhere durchschnittliche Sprosslängenzuwächse als auf allen weiteren Versuchs- und Referenzflächen (A1: $p = 0,005^{**}$, sonst $p = 0,000^{***}$). Zudem erwies sich das durchschnittliche Sprosslängenwachstum der Ebereschen auf A1 mit $14,5 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ dem Zuwachs der Versuchsflächen A2 mit $5,3 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,005^{**}$) und R1 mit $6,9 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,030^*$) überlegen.

In der Abbildung 56 ist die Entwicklung der Sprosslängenzuwächse der Baumarten auf den Versuchs- und Referenzflächen dargestellt. Die Sprosslängenzuwächse der einzelnen Baumarten lagen nach dem ersten Versuchsjahr 2012 sehr nah beieinander. Durch varianzanalytische Vergleiche (ANOVA) konnten keine Zuwachsunterschiede zwischen den Versuchs- und Referenzflächen aufgezeigt werden. In den folgenden zwei Versuchsjahren 2013 und 2014 konnte bei den Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Eberesche eine deutliche Differenzierung der jährlichen Sprosslängenzuwächse zwischen den Versuchs- und Referenzflächen beobachtet werden. Auf der Referenzfläche AR zeigten die vorgenannten Baumarten in der Regel das stärkste Sprosslängenwachstum. Auch der Einbruch des Sprosslängenzuwachses in der zweiten Vegetationsperiode war auf der Referenzfläche AR kaum ausgeprägt. Die drei Schattbaumarten Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche realisierten im dritten Versuchsjahr die höchsten Sprosslängenzuwächse. Entgegen dem allgemeinen Trend wurde im dritten Versuchsjahr bei den Baumarten Winterlinde und Hainbuche auf der Versuchsfläche A1 und der Referenzfläche AR ein Rückgang des Sprosslängenzuwachses beobachtet. Bei der Baumart Traubeneiche wurde in keiner der drei Vegetationsperioden eine

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

Differenzierung der jährlichen Sprosslängenzuwächse zwischen den Versuchs- und Referenzflächen festgestellt.

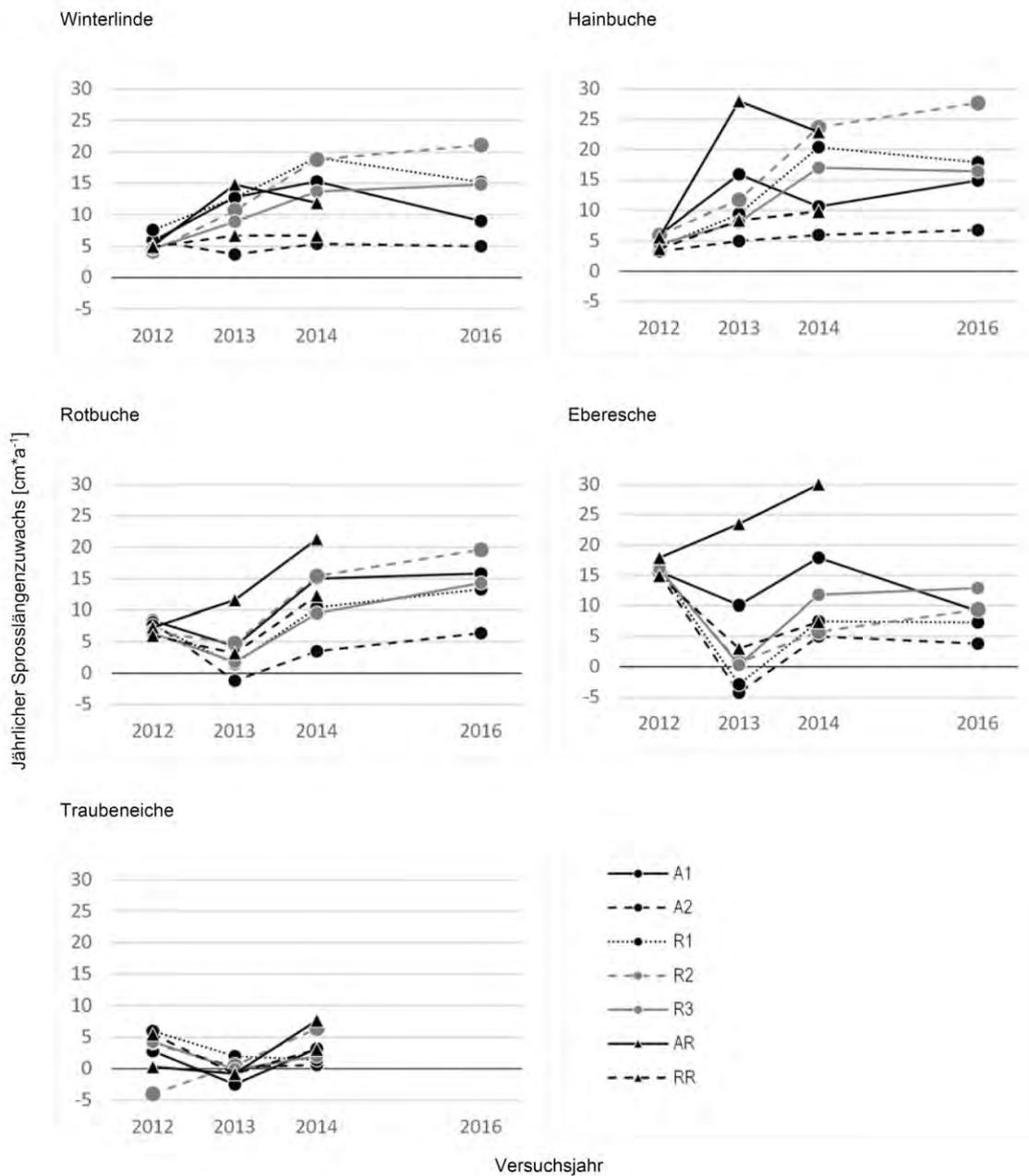


Abbildung 56: Entwicklung des jährlichen Sprosslängenzuwachses [Δl_a in $\text{cm} \cdot \text{a}^{-1}$] in den Vegetationsperioden 2012, 2013, 2014 und 2016¹ der Versuchsbaumarten auf den Versuchs- und Referenzflächen. (¹ rechnerisch erhoben aus der Halbierung des Sprosslängenzuwachses der Vegetationsperioden 2015 und 2016; Aufnahmen durch POLZIN 2017)

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

Vegetationsperiode IV–V

Nach fünf Vegetationsperioden wies die Hainbuche auf den Versuchsflächen mit durchschnittlich 103,9 cm die höchsten Sprosslängen auf (Tabelle 24). Die Sprosse der Winterlinden waren zum selben Zeitpunkt durchschnittlich 96,0 cm lang. Die Sprosslängen der Ebereschen betragen im Mittel 85,5 cm und die der Rotbuchen im Mittel 76,0 cm.

Tabelle 24: Mittlere Sprosslänge [l_{s5} in cm] der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Eberesche nach fünf Vegetationsperioden auf den durch Traubenkirsche geprägten Versuchsflächen A1 bis R3. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis c gekennzeichnet. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{min}) und Maximalwerts (x_{max}).

l_s [cm]	Winterlinde		Hainbuche		Rotbuche		Eberesche	
	\bar{x} p(ANOVA)	s $x_{min} - x_{max}$						
Ges	96,0 (0,001***)	24,3 56,9–128,9	103,9 (0,001***)	28,8 51,5–177,4	76,0 (0,003***)	16,8 41,4–111,3	85,5 (0,155 ns)	13,2 63,6–118,0
A1	87,4 ^{bc}	13,7 73,7–105,6	108,9 ^a	9,7 101,5–123,0	86,5 ^a	21,6 58,8–111,3	92,5 ^a	18,7 74,1–118,0
A2	65,3 ^c	3,7 61,9–69,5	64,1 ^b	18,1 51,5–90,6	50,3 ^b	9,0 41,4–62,9	74,7 ^a	10,5 67,3–82,1
R1	108,9 ^{ab}	12,6 91,3–119,2	107,7 ^a	4,2 103,6–113,3	76,2 ^{ab}	7,8 64,5–80,9	73,8 ^a	8,9 63,6–80,1
R2	122,8 ^a	5,8 116,4–127,9	139,7 ^a	26,3 116,7–177,4	92,1 ^a	5,3 88,4–99,7	84,0 ^a	7,5 77,7–94,8
R3	95,8 ^{abc}	26,0 68,3–128,9	99,4 ^{ab}	21,4 83,2–130,9	75,2 ^{ab}	11,8 63,4–86,7	94,0 ^a	8,2 82,4–101,1

Für die Baumarten Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche konnten durch Varianzanalysen (ANOVA) zwischen den Versuchsflächen signifikante Unterschiede der realisierten mittleren Sprosslängen festgestellt werden (Tabelle 24). Hierbei wiesen die Baumarten auf der Versuchsfläche R2 generell sehr hohe mittlere Sprosslängen auf. Umgekehrt waren die auf A2 festgestellten mittleren Sprosslängen geringer als auf den übrigen Versuchsflächen. Für die mittleren Sprosslängen der Eberesche konnten nach fünf Vegetationsperioden keine Unterschiede zwischen den Versuchsflächen festgestellt werden.

Bei der Baumart Winterlinde war die mittlere Sprosslänge auf R2 mit 122,8 cm signifikant höher als auf den Versuchsflächen A1 mit 87,4 cm ($p = 0,038^*$) und A2 mit 65,3 cm ($p = 0,001^{***}$). Zudem wiesen die Winterlinden auf A2 eine signifikant geringere Sprosslänge als auf der Versuchsfläche R1 mit 108,9 cm ($p = 0,007^{**}$). Mit annähernd 130 cm wurden die

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ERGEBNISSE

höchsten Plotmittelwerte auf den Versuchsflächen R2 und R3 festgestellt. Auf ebendiesen Versuchsflächen waren auch die absolut größten Winterlinden mit Sprosslängen von 182,4 cm (R3, lfd. Nr. 542) und 181,2 cm (R2, lfd. Nr. 3) zu finden (Ausgangssprosslänge im Jahr 2011: 55,1 cm und 79,2 cm).

Für die Hainbuchen konnten signifikante Unterschiede zwischen den hohen mittleren Sprosslängen auf den Versuchsflächen R2 mit 139,7 cm ($p = 0,000^{***}$), A1 mit 108,9 cm ($p = 0,029^*$) sowie R1 mit 107,7 cm ($p = 0,035^*$) gegenüber der Versuchsfläche A2 festgestellt werden. Auf der Versuchsfläche A2 erreichten die Hainbuchen nur Sprosslängen von durchschnittlich 64,1 cm. Die größte Hainbuche (lfd. Nr. 333) befand sich auf der Versuchsfläche R2 und wies eine absolute Sprosslänge von 230,3 cm auf (Ausgangssprosslänge im Jahr 2011: 51,0 cm).

Auch die mittleren Sprosslängen der Rotbuchen auf den Versuchsflächen R2 mit 92,1 cm ($p = 0,003^{**}$) und A1 mit 86,5 cm ($p = 0,009^{**}$) waren signifikant größer als auf der Versuchsfläche A2 mit lediglich 50,3 cm. Auf der Versuchsfläche A1 wurde die größte Rotbuche mit einer absoluten Sprosslänge von 145,7 cm vorgefunden (Ausgangssprosslänge im Jahr 2011: 25,8 cm). Auf ebendieser Versuchsfläche befand sich auch die größte Eberesche mit einer absoluten Sprosslänge von 146,6 cm (Ausgangslänge im Jahr 2011: 35,9 cm).

Die durch POLZIN (2017) erhobenen Sprosslängen eröffnen die Möglichkeit, die mittleren Sprosslängenzuwächse der vier vorgenannten Baumarten auf den Versuchsflächen für die fünfte Vegetationsperiode zu analysieren (Tabelle 25). Die Hainbuchen wiesen im Jahr 2016 mit 16,7 cm den größten durchschnittlichen jährlichen Sprosslängenzuwachs aller Versuchsbaumarten auf. Mit $13,8 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ und $13,0 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ waren die Sprosslängenzuwächse der Rotbuchen und Winterlinden auf demselben Niveau. Der geringste Zuwachs wurde mit $9,1 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ bei der Baumart Eberesche festgestellt.

Im Vergleich der baumartenspezifischen Zuwächse der Versuchsflächen zeichnete sich im Allgemeinen ein sehr gutes Wachstum auf der Versuchsfläche R2 und ein schlechtes Wachstum auf der Versuchsfläche A2 ab (Abbildung 56, S. 126). So konnte der höchste jährliche Sprosslängenzuwachs der Winterlinde mit 21,1 cm auf R2 festgestellt werden. Dieser Zuwachs entsprach mehr als dem vierfachen Zuwachs der Winterlinden auf der Versuchsfläche A2 mit $5,0 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,000^{***}$) und mehr als dem doppelten Zuwachs der Winterlinden auf der Versuchsfläche A1 mit $9,0 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,001^{***}$). Außerdem konnte auf den Versuchsflächen

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

R1 mit $15,2 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,006^{**}$) und R3 mit $14,8 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,008^{**}$) ein signifikant besseres Wachstum der Winterlinden gegenüber A2 festgestellt werden.

Tabelle 25: Durchschnittlicher Sprosslängenzuwachs [Δl_{a3-5} in $\text{cm} \cdot \text{a}^{-1}$] der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Eberesche in den Vegetationsperioden 2014, 2015 und 2016 für die durch Traubenkirsche geprägten Versuchsflächen A1 bis R3. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis c gekennzeichnet. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{\min}) und Maximalwerts (x_{\max}).

Δl_{a3-5} [$\text{cm} \cdot \text{a}^{-1}$]	Winterlinde		Hainbuche		Rotbuche		Eberesche	
	\bar{x} p(ANOVA)	s $x_{\min} - x_{\max}$	\bar{x} p(ANOVA)	s $x_{\min} - x_{\max}$	\bar{x} p(ANOVA)	s $x_{\min} - x_{\max}$	\bar{x} p(ANOVA)	s $x_{\min} - x_{\max}$
Ges	13,0 (0,000 ^{***})	6,4 4,9–22,1	16,7 (0,000 ^{***})	7,8 4,4–37,7	13,8 (0,001 ^{***})	5,3 3,9–22,7	9,1 (0,004 ^{**})	3,3 2,4–14,6
A1	9,0 ^{bc}	1,7 7,2–11,2	14,9 ^{bc}	2,4 11,5–17,0	15,8 ^a	5,4 9,2–21,5	9,1 ^{ab}	2,3 6,5–11,5
A2	5,0 ^c	0,2 4,9–5,2	6,8 ^c	3,0 4,4–11,1	6,4 ^b	2,4 3,9–8,9	3,8 ^b	2,0 2,4–5,2
R1	15,2 ^{ab}	2,7 11,6–17,6	17,9 ^b	1,0 16,6–19,0	13,3 ^{ab}	2,2 10,2–15,6	7,3 ^b	0,5 6,8–7,6
R2	21,1 ^a	1,1 19,9–22,1	27,7 ^a	6,9 22,0–37,7	19,6 ^a	2,2 17,6–22,7	9,4 ^{ab}	2,6 6,9–13,1
R3	14,8 ^{ab}	6,6 8,1–21,7	16,4 ^{bc}	4,8 13,2–23,5	14,3 ^a	3,5 11,3–18,2	12,9 ^a	2,0 10,0–14,6

Die Hainbuchen zeigten auf R2 mit $27,7 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ein signifikant höheres jährliches Sprosslängenwachstum als auf allen weiteren Versuchsflächen (A1: $p = 0,006^{**}$; A2: $p = 0,000^{***}$; R1: $p = 0,046^*$; R2: $p = 0,016^*$). Gegenüber der Versuchsfläche A2 mit $6,8 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ war der Sprosslängenzuwachs der Hainbuchen auf R2 annähernd viermal so hoch. Weiterhin war das durchschnittliche Sprosslängenwachstum der Hainbuche auf den Versuchsflächen R1 mit $17,9 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,017^*$) signifikant günstiger als auf A2.

Ein anderes Bild zeichnete sich für die Baumart Rotbuche ab. Hier waren die jährlichen Sprosslängenzuwächse auf R2 mit $19,6 \text{ cm}$ ($p = 0,001^{***}$), A1 mit $15,8 \text{ cm}$ ($p = 0,013^*$) und R3 mit $14,3 \text{ cm}$ ($p = 0,047^{***}$) signifikant höher als auf der Versuchsfläche A2 mit $6,4 \text{ cm}$.

Bei der Baumart Eberesche konnten auf der Versuchsfläche R3 mit $12,9 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,003^{**}$) ein mehr als dreimal so hoher Sprosslängenzuwachs gegenüber der Versuchsfläche A2 mit $3,8 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ festgestellt werden.

5.3.4.2 WURZELHALSDURCHMESSER

Vegetationsperiode I–III

Als ein weiterer Wachstumsparameter wurde der Wurzelhalsdurchmesser der Bäume zunächst über drei Vegetationsperioden erhoben. Die Ausgangsmessung (WHD₀) erfolgte direkt nach der Pflanzung (siehe Anhang 2, S. iii). Als Messstelle wurde hierbei der Wurzelhals angenommen. Aufgrund methodischer Probleme bei der Wiederholungsmessung wurden alle Pflanzen mit einer Messstellenmarkierung in 3 cm Höhe über dem Wurzelhals versehen. Für die Erhebungen des Wurzelhalsdurchmessers 2012 (WHD₁), 2013 (WHD₂) und 2014 (WHD₃) wurde ebendiese Messstelle angenommen. Aufgrund der unterschiedlichen Messstellen ist die Ausgangsmessung nicht mit den Folgemessungen vergleichbar. Durch die Varianzanalysen (ANOVA) konnten für keine der Versuchsbaumarten signifikanten Unterschiede der Ausgangsdurchmesser WHD₀ zwischen den Versuchsflächen festgestellt werden.

Tabelle 26: Mittlerer Wurzelhalsdurchmesser der Versuchsbaumarten nach der ersten Vegetationsperiode [WHD₁ in mm; gemessen in 3 cm Höhe über dem Wurzelhals], getrennt nach Versuchsflächen. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a und b gekennzeichnet. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{min}) und Maximalwerts (x_{max}).

WHD ₁ [mm]	Winterlinde		Hainbuche		Rotbuche		Eberesche		Traubeneiche	
	\bar{x} p(ANOVA)	s x _{min} – x _{max}								
Ges	5,5 (0,464 ns)	0,50 4,3–6,3	3,8 (0,045*)	0,40 2,7–4,6	4,7 (0,053 ns)	0,37 3,9–5,3	5,3 (0,019*)	0,64 3,2–6,3	5,1 (0,304 ns)	1,03 3,2–7,9
A1	5,3 ^a	0,58 4,7–6,0	3,8 ^{ab}	0,43 3,3–4,3	4,6 ^a	0,17 4,4–4,8	5,2 ^{ab}	0,26 5,0–5,6	5,1 ^a	1,18 4,3–6,8
A2	5,3 ^a	0,73 4,3–6,0	3,3 ^b	0,44 2,7–3,7	4,3 ^a	0,62 3,9–5,2	4,6 ^b	1,12 3,2–5,9	4,6 ^a	1,15 3,8–5,9
R1	5,7 ^a	0,32 5,4–6,0	4,0 ^{ab}	0,12 3,9–4,1	4,8 ^a	0,26 4,5–5,1	4,8 ^{ab}	0,51 4,1–5,3	5,1 ^a	0,57 4,4–5,8
R2	5,5 ^a	0,41 4,9–5,9	4,1 ^a	0,38 3,7–4,6	4,6 ^a	0,29 4,3–5,0	5,6 ^{ab}	0,36 5,1–5,9	4,7 ^a	1,44 3,2–6,3
R3	5,3 ^a	0,41 4,8–5,7	3,7 ^{ab}	0,33 3,3–4,1	4,8 ^a	0,26 4,5–5,1	5,4 ^{ab}	0,25 5,3–5,8	4,7 ^a	0,24 4,4–4,9
AR	5,9 ^a	0,54 5,1–6,3	3,8 ^{ab}	3,9 3,3–4,2	5,1 ^a	0,23 4,9–5,3	6,0 ^a	0,26 5,7–6,3	6,3 ^a	1,35 5,1–7,9
RR	5,6 ^a	0,36 5,1–5,9	3,9 ^{ab}	0,19 3,6–4,0	4,9 ^a	0,15 4,7–5,0	5,4 ^{ab}	0,25 5,1–5,7	5,4 ^a	0,23 5,0–5,5

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ERGEBNISSE

Bereits im Zuge der ersten Wiederholungsmessung konnten signifikante Unterschiede zwischen den Wurzelhalsdurchmessern auf den Versuchs- und Referenzflächen bei den Baumarten Hainbuche und Eberesche festgestellt werden (Tabelle 26). Dabei erwies sich der Wurzelhalsdurchmesser der Hainbuchen auf R2 mit 4,1 mm als signifikant höher als auf der Versuchsfläche A2 mit 3,3 mm ($p = 0,036^*$). Auf der Referenzfläche AR war der Wurzelhalsdurchmesser der Ebereschen mit 6,0 mm signifikant höher als auf der Versuchsfläche A2 mit 4,6 mm ($p = 0,026^*$).

Aus den Einzelmessungen der Wurzelhalsdurchmesser wurden Durchmesserzuwächse berechnet. Der durchschnittliche Zuwachs des Wurzelhalsdurchmessers (ΔWHD_{a2-3}) der Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche war mit rund $1,1 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ auf einem ähnlich hohen Niveau (Tabelle 27). Während der Durchmesserzuwachs bei Winterlinde in beiden Vegetationsperioden gleich war, konnte bei Hainbuche und Rotbuche eine Steigerung des Durchmesserwachstums beobachtet werden. Geringer zeigten sich die durchschnittlichen Zuwachsraten der Eberesche mit $0,6 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$. Hingegen waren die Zuwachsraten der Baumart Traubeneiche mit $0,3 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ wiederholt mit Abstand am geringsten.

Die Winterlinden zeigten auf den Versuchsflächen A1 mit $1,2 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,039^*$), R1 mit $1,5 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,001^{***}$), R2 mit $1,7 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,000^{***}$), R3 mit $1,3 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,016^*$) und der Referenzfläche AR mit $1,4 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,007^{**}$) einen signifikant höheren Durchmesserzuwachs als auf der Versuchsfläche A2 mit $0,5 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$. Zudem war der durchschnittliche Durchmesserzuwachs auf den Flächen R1 ($p = 0,003^{**}$), R2 ($p = 0,000^{***}$), R3 ($p = 0,039^*$) und AR ($p = 0,016^*$) signifikant höher als auf der Referenzfläche RR mit $0,6 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$.

Das Dickenwachstum der Hainbuchen war auf der Versuchsfläche R2 mit $1,5 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ signifikant größer als auf A2 mit $0,4 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,002^{**}$). Des Weiteren war der Durchschnittszuwachs der Hainbuchen auf der Referenzfläche AR mit $2,1 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ signifikant höher als den Versuchsflächen A1 mit $0,8 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,000^{***}$), A2 mit $0,4 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,000^{***}$), R1 mit $1,0 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,002^{**}$), R3 mit $0,9 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,001^{***}$) und der Referenzfläche RR mit $0,8 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,000^{***}$).

Eine ähnliche Beziehung konnte für den durchschnittlichen Durchmesserzuwachs der Rotbuche beobachtet werden. Hier war das Dickenwachstum der Bäume auf der Referenzfläche AR mit $1,9 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ebenfalls signifikant größer als auf den Versuchsflächen A1 mit $0,9 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$, A2 mit $0,4 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$, R1 mit $0,8 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$, R3 mit $0,8 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ und der Referenzfläche RR mit

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

0,9 mm*a⁻¹ (jeweils p = 0,000***). Der durchschnittliche Durchmesserzuwachs der Rotbuchen auf R2 mit 1,4 mm*a⁻¹ unterschied sich signifikant von den Versuchsflächen A2 mit 0,4 mm*a⁻¹ (p = 0,000***), R1 mit 0,8 mm*a⁻¹ (p = 0,020*) und R3 mit 0,8 mm*a⁻¹ (p = 0,013***). Nicht zuletzt konnte ein signifikant höherer Durchmesserzuwachs der Rotbuchen der Referenzfläche RR mit 0,9 mm*a⁻¹ gegenüber denen auf der Versuchsfläche A2 mit 0,4 mm*a⁻¹ festgestellt werden (p = 0,042*).

Tabelle 27: Durchschnittlicher jährlicher Durchmesserzuwachs [ΔWHD_{a2-3} in mm*a⁻¹] im zweiten und dritten Versuchsjahr (2013 und 2014), getrennt nach Versuchsflächen. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis c gekennzeichnet. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{min}) und Maximalwerts (x_{max}).

ΔWHD_{a2-3} [mm*a ⁻¹]	Winterlinde		Hainbuche		Rotbuche		Eberesche		Traubeneiche	
	\bar{x} p(ANOVA)	s x _{min} - x _{max}								
Ges	1,1 (0,000***)	0,50 0,3-1,9	1,1 (0,000***)	0,61 0,3-2,6	1,0 (0,000***)	0,50 0,3-2,2	0,6 (0,000***)	0,36 0,1-1,5	0,3 (0,524 ns)	0,15 0,1-0,8
A1	1,2 ^{ab}	0,34 0,8-1,6	0,8 ^{bc}	0,26 0,4-1,0	0,9 ^{bcd}	0,34 0,5-1,3	0,8 ^b	0,15 0,7-1,0	0,3 ^a	0,05 0,3-0,4
A2	0,5 ^c	0,05 0,4-0,5	0,4 ^c	0,19 0,3-0,7	0,4 ^d	0,05 0,3-0,4	0,3 ^c	0,13 0,1-0,4	0,2 ^a	0,06 0,1-0,2
R1	1,5 ^a	0,21 1,3-1,8	1,0 ^{bc}	0,05 1,0-1,1	0,8 ^{cd}	0,33 0,3-1,0	0,4 ^c	0,17 0,2-0,6	0,4 ^a	0,13 0,2-0,5
R2	1,7 ^a	0,06 1,6-1,7	1,5 ^{ab}	0,57 1,1-2,3	1,4 ^{ab}	0,17 1,2-1,6	0,4 ^{bc}	0,00 0,4	0,4 ^a	0,21 0,1-0,6
R3	1,3 ^a	0,59 0,6-1,9	0,9 ^{bc}	0,39 0,7-1,5	0,8 ^{cd}	0,21 0,5-1,0	0,6 ^{bc}	0,06 0,5-0,6	0,4 ^a	0,00 0,4
AR	1,4 ^a	0,13 1,2-1,5	2,1 ^a	0,32 1,9-2,6	1,9 ^a	0,20 1,8-2,2	1,4 ^a	0,19 1,1-1,5	0,4 ^a	0,29 0,1-0,8
RR	0,6 ^{bc}	0,24 0,3-0,8	0,8 ^{bc}	0,19 0,6-1,0	0,9 ^{bc}	0,05 0,9-1,0	0,5 ^{bc}	0,10 0,4-0,6	0,3 ^a	0,08 0,2-0,4

Der durchschnittliche Durchmesserzuwachs der Ebereschen auf der Referenzfläche AR mit 1,4 mm*a⁻¹ war allen weiteren Flächen höchst signifikant überlegen (jeweils p = 0,000***). Zudem war das Dickenwachstum der Eberesche auf A1 mit 0,8 mm*a⁻¹ signifikant größer als auf den Versuchsflächen A2 mit 0,3 mm*a⁻¹ (p = 0,000***), R1 mit 0,4 mm*a⁻¹ (p = 0,020*) und R2 mit 0,4 mm*a⁻¹ (p = 0,011*).

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

Für die Baumart Traubeneiche konnten zwischen den Versuchs- und Referenzflächen keine Unterschiede in den durchschnittlichen jährlichen Zuwächsen der Wurzelhalsdurchmesser festgestellt werden.

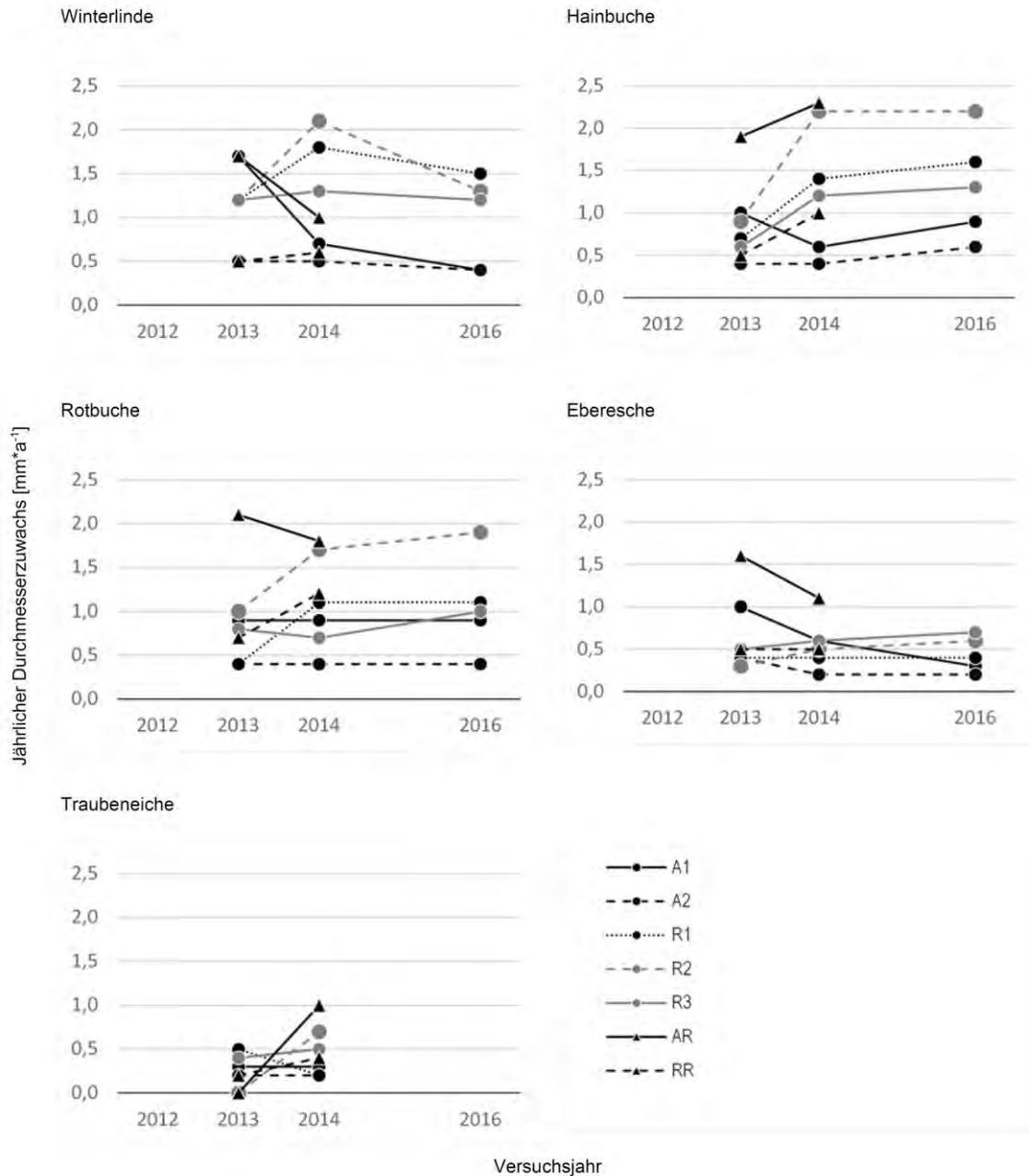


Abbildung 57: Entwicklung des jährlichen Durchmesserzuwachses [ΔWHD_a in $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$] in den Vegetationsperioden 2013, 2014 und 2016¹ der Versuchsbaumarten auf den Versuchs- und Referenzflächen. (¹ rechnerisch erhoben aus dem Durchschnitt des Sprosslängenzuwachses in den Vegetationsperioden 2015 und 2016; Aufnahmen durch POLZIN 2017)

In der Abbildung 57 ist Entwicklung der mittleren Durchmesserzuwächse der fünf Versuchsbaumarten auf den Versuchs- und Referenzflächen dargestellt. Bei allen Baumarten zeigt sich in den Jahren 2013 und 2014 eine Differenzierung der Zuwachswerte. Auf der Referenzfläche AR zeigten Hainbuche, Rotbuche und Eberesche in beiden Jahren die höchsten Durchmesserzuwächse. Weiterhin waren die Durchmesserzuwächse der Winterlinde im Jahr

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ERGEBNISSE

2013 und die der Traubeneiche im Jahr 2014 auf der Referenzfläche AR am höchsten. Die Durchmesserzuwächse der Baumarten Hainbuche und Rotbuche erreichten im Jahr 2014 ein ähnliches Niveau wie die Durchmesserzuwächse der Referenzfläche AR. Hingegen wurden im Jahr 2014 auf den Versuchsflächen R1, R2 und R3 zum Teil deutlich höhere Durchmesserzuwächse der Winterlinde gegenüber der Referenzfläche AR festgestellt. Im dritten Versuchsjahr wurde ein deutlicher Rückgang der Durchmesserzuwächse bei Winterlinde, Rotbuche und Eberesche auf der Referenzfläche AR sowie bei Winterlinde, Hainbuche und Eberesche auf der Versuchsfläche A1 beobachtet. Die geringsten Zuwächse wurden erneut auf der Versuchsfläche A2 festgestellt.

Vegetationsperiode IV–V

Nach fünf Vegetationsperioden wies die Baumart Winterlinde mit 9,2 mm den höchsten mittleren Wurzelhalsdurchmesser (WHD₅) auf (Tabelle 28). Der mittlere Wurzelhalsdurchmesser der Hainbuchen und Rotbuchen erreichte zum selben Zeitpunkt durchschnittlich 8,3 mm. Mit 7,1 mm wurden im fünften Versuchsjahr die geringsten Wurzelhalsdurchmesser bei der Baumart Eberesche festgestellt.

Für jede der vier Versuchsbaumarten konnten signifikante Unterschiede (ANOVA) zwischen den realisierten mittleren Wurzelhalsdurchmessern auf den Versuchsflächen festgestellt werden (Tabelle 28). Auf der Versuchsflächen R2 wiesen die Bäume generell sehr hohe mittlere Wurzelhalsdurchmesser auf. Hingegen waren die auf A2 festgestellten mittleren Wurzelhalsdurchmesser geringer als auf den übrigen Versuchsflächen.

Bei der Baumart Winterlinde war der mittlere Wurzelhalsdurchmesser auf R1 mit 11,1 mm signifikant höher als auf der Versuchsfläche A2 mit 6,8 mm ($p = 0,003^{**}$). Zudem wiesen die Winterlinden auf A2 einen signifikant geringeren Wurzelhalsdurchmesser als auf der Versuchsfläche R2 mit 10,3 mm ($p = 0,016^*$) auf. Die Winterlinde mit dem absolut höchsten Wurzelhalsdurchmesser (lfd. Nr. 548) befand sich mit 18,4 mm auf der Versuchsflächen R3 (WHD₁ im Jahr 2012: 7,5 mm).

Der mittlere Wurzelhalsdurchmesser der Hainbuchen auf R2 war mit 11,4 mm signifikant höher als auf A1 mit 7,3 mm ($p = 0,007^{**}$), A2 mit 5,3 mm ($p = 0,000^{***}$) und R3 mit 8,1 mm ($p = 0,037^*$). Auch der Wurzelhalsdurchmesser der Hainbuchen auf R1 war mit 9,2 mm signifikant höher als auf A2 ($p = 0,009^{**}$). Die Hainbuche mit der absolut größten Sprosslänge

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

(Ifd. Nr. 333) realisierte auf der Versuchsfläche R2 mit 18,7 mm ebenfalls den größten Wurzelhalsdurchmesser (WHD₁ im Jahr 2012; 5,8 mm).

Tabelle 28: Mittlerer Wurzelhalsdurchmesser [WHD₅ in mm] der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Eberesche nach fünf Vegetationsperioden auf den durch Traubenkirsche geprägten Versuchsflächen A1 bis R3. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis c gekennzeichnet. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{min}) und Maximalwerts (x_{max}).

WHD ₅ [mm]	Winterlinde		Hainbuche		Rotbuche		Eberesche	
	\bar{x} p(ANOVA)	s X _{min} – X _{max}						
Ges	9,2 (0,002**)	1,96 6,4–12,4	8,3 (0,000***)	2,39 4,3–14,1	8,3 (0,000***)	1,91 5,1–12,0	7,1 (0,006**)	0,72 5,6–8,3
A1	8,1 ^{abc}	1,41 6,6–9,9	7,3 ^{bc}	0,54 6,8–7,9	7,9 ^{bc}	1,30 6,5–9,5	7,1 ^{ab}	0,47 6,6–7,7
A2	6,8 ^c	0,44 6,4–7,3	5,3 ^c	0,90 4,3–6,2	5,9 ^c	0,93 5,1–7,2	6,0 ^b	0,57 5,6–6,4
R1	11,1 ^a	1,12 9,6–12,3	9,2 ^{ab}	0,54 8,5–9,8	8,4 ^b	0,81 7,5–9,2	6,5 ^b	0,15 6,4–6,7
R2	10,3 ^{ab}	0,59 9,5–10,9	11,4 ^a	1,97 9,4–14,1	11,1 ^a	0,65 10,5–12,0	7,4 ^{ab}	0,51 6,9–8,1
R3	9,7 ^{abc}	2,14 7,9–12,4	8,1 ^{bc}	1,95 6,8–11,0	8,3 ^b	0,90 7,3–9,2	7,8 ^a	0,54 7,1–8,3

Die Rotbuchen auf der Versuchsfläche R2 wiesen mit 11,1 mm signifikant höhere Wurzelhalsdurchmesser als auf allen weiteren Versuchsflächen auf (A1: p = 0,002**; A2: p = 0,000***; R1: p = 0,010*; R2: p = 0,008**). Des Weiteren konnten auf der Versuchsfläche A2 mit 5,9 mm signifikant geringere Wurzelhalsdurchmesser als bei den Rotbuchen auf R1 mit 8,4 mm (p = 0,018*) und R2 mit 8,3 mm (p = 0,023*) festgestellt werden. Mit einem Wurzelhalsdurchmesser von 16,6 mm befand sich die stärkste Rotbuche auf der Versuchsfläche R2 (Ifd. Nr. 14; WHD₁ im Jahr 2012; 4,1 mm).

Die Ebereschen der Versuchsfläche R3 hatten mit 7,8 mm signifikant größere Wurzelhalsdurchmesser als auf A2 mit 6,0 mm (p = 0,010**) und R1 mit 6,5 mm (p = 0,049*). Auf der Versuchsfläche R3 befand sich nach fünf Vegetationsperioden die stärkste Eberesche mit 11,4 mm (Ifd. Nr. 917; WHD₁ im Jahr 2012; 6,2 mm).

Aus dem Wurzelhalsdurchmessern der Jahre 2014 und 2016 wurde rechnerisch der durchschnittliche jährliche Durchmesserzuwachs für die fünfte Vegetationsperiode (Δ WHD_{a3-s}) ermittelt (Tabelle 29). Die Hainbuchen wiesen mit 1,3 mm von allen Versuchsbaumarten den

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

größten durchschnittlichen jährlichen Zuwachs am Wurzelhals auf. Mit $1,0 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ und $0,9 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ waren die Durchmesserzuwächse der Rotbuchen und Winterlinden auf demselben Niveau. Der geringste Zuwachs wurden mit $0,5 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ bei der Baumart Eberesche festgestellt.

Tabelle 29: Durchschnittlicher Durchmesserzuwachs [ΔWHD_{a3-5} in $\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$] der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Eberesche am Wurzelhals in den Vegetationsperioden 2014, 2015 und 2016 für die durch Traubenkirsche geprägten Versuchsflächen A1 bis R3. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis c gekennzeichnet.

ΔWHD_{a3-5} [$\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$]	Winterlinde		Hainbuche		Rotbuche		Eberesche	
	\bar{x} p(ANOVA)	s $X_{\min} - X_{\max}$						
Ges	0,9 (0,000***)	0,55 0,2–1,9	1,3 (0,000***)	0,64 0,4–2,9	1,0 (0,000***)	0,54 0,3–2,3	0,5 (0,001***)	0,20 0,1–0,9
A1	0,4 ^{bc}	0,22 0,2–0,7	0,9 ^{bc}	0,14 0,7–1,0	0,9 ^{bc}	0,26 0,6–1,2	0,3 ^{bc}	0,05 0,3–0,4
A2	0,4 ^{bc}	0,10 0,3–0,5	0,6 ^c	0,29 0,4–1,0	0,4 ^c	0,12 0,3–0,5	0,2 ^c	0,07 0,1–0,2
R1	1,5 ^a	0,37 1,0–1,9	1,6 ^{ab}	0,13 1,4–1,7	1,1 ^b	0,15 0,9–1,2	0,4 ^{abc}	0,06 0,4–0,5
R2	1,3 ^a	0,22 0,6–1,8	2,2 ^a	0,54 1,6–2,9	1,9 ^a	0,27 1,7–2,3	0,6 ^{ab}	0,13 0,4–0,7
R3	1,2 ^{abc}	0,55 0,6–1,8	1,3 ^{bc}	0,47 1,0–2,0	1,0 ^b	0,26 0,7–1,3	0,7 ^a	0,17 0,5–0,9

Werden die baumartenspezifischen Zuwächse der Versuchsflächen verglichen, so zeichnete sich wiederholt ein sehr gutes Wachstum auf der Versuchsfläche R2 ab (Abbildung 57, S. 133). Die niedrigsten Durchmesserzuwächse wurden bei allen Baumarten auf der Versuchsfläche A2 – gefolgt von A1 – festgestellt.

Die jährlichen Durchmesserzuwächse der Winterlinde waren mit 1,5 mm auf der Versuchsfläche R1 und 1,3 mm auf Versuchsfläche R2 signifikant höher als auf den Versuchsflächen A1 (R1: $p = 0,004^{**}$; R2: $p = 0,019^*$) und A2 (R1: $p = 0,003^{**}$; R2: $p = 0,012^*$) mit jeweils 0,4 mm. Zudem war der Durchmesserzuwachs der Winterlinden auf der Versuchsfläche R3 mit $1,2 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ signifikant höher als auf der Versuchsfläche A2. In allen Fällen gingen die Durchmesserzuwächse der Winterlinde im Vergleich zum Jahr 2014 zurück.

Für die Hainbuchen auf der Versuchsfläche R2 konnten mit $2,2 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ signifikant höhere Durchmesserzuwächse als auf den Versuchsflächen A1 mit $0,9 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,001^{***}$), A2 mit $0,6 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,000^{***}$) und R3 mit $1,3 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,026^*$) festgestellt werden. Auch bei den Hainbuchen auf der Versuchsfläche R1 mit $1,6 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ war der Zuwachs am Wurzelhals

signifikant höher als auf der Versuchsfläche A2 ($p = 0,017^*$). In allen Fällen blieben die jährlichen Zuwächse des Wurzelhalsdurchmessers verglichen mit dem Jahr 2014 auf einem gleichbleibenden oder steigenden Niveau.

Die signifikant höchsten Durchmesserzuwächse der Rotbuche wurden mit $1,5 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ auf der Versuchsfläche R2 festgestellt (A1: $p = 0,000^{***}$; A2: $p = 0,000^{***}$; R1: $p = 0,001^{***}$; R3: $p = 0,001^{***}$). Weiterhin waren die Durchmesserzuwächse auf der Versuchsfläche A2 mit $0,4 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ signifikant geringer als auf den Versuchsflächen R1 ($p = 0,007^{**}$) und R3 ($p = 0,007^{**}$). Die Durchmesserzuwächse der Rotbuche waren verglichen mit dem Jahr 2014 auf allen Versuchsflächen auf einem gleichbleibenden oder steigenden Niveau.

Die Ebereschen auf der Versuchsfläche A2 wiesen mit $0,2 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ signifikant geringere Durchmesserzuwächse als auf den Versuchsflächen R2 mit $0,6 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,016^*$) und R3 mit $0,7 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,002^{**}$) auf. Der Zuwachs der Ebereschen auf der Versuchsfläche R3 war zudem signifikant höher als auf der Versuchsfläche A1 mit $0,3 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,010^{**}$). In allen Fällen – ausgenommen auf der Versuchsfläche A2 – waren die Durchmesserzuwächse der Eberesche im Vergleich zum Jahr 2014 gleichbleibend oder steigend.

5.3.4.3 TROCKENMASSE

Am Ende des dreijährigen Versuchszeitraums wurden auf jedem Pflanzplot die drei vitalsten Bäume entnommen, und es wurde deren Trockenmasse bestimmt. In der Tabelle 30 sind die erhobenen mittleren Gesamttrockenmassen als Summe des Einzelgewichts aller ober- und unterirdischen Pflanzenorgane aufgeführt. Die Akkumulationsfähigkeit der Baumarten stellte sich verschieden dar. Nach drei Vegetationsperioden erreichten die Winterlinden mit einem durchschnittlichen Pflanzengewicht von 28,4 g die höchste Trockenmasse. Etwas niedriger stellte sich die mittlere Trockenmasse der Ebereschen ($m_{\text{ges}} = 25,8 \text{ g}$), Rotbuchen ($m_{\text{ges}} = 23,2 \text{ g}$) und Hainbuchen ($m_{\text{ges}} = 22,9 \text{ g}$) dar. Die geringste durchschnittliche Trockenmasse wurde von den Traubeneichen mit 18,0 g realisiert.

Die Verjüngungsbedingungen der Versuchs- und Referenzflächen hatten zum Teil einen deutlichen Einfluss auf die Trockenmasseentwicklung. Die Winterlinden der Versuchsflächen R1 mit 37,0 g und R2 mit 39,5 g waren signifikant schwerer als die Bäume der Versuchsfläche A2 mit 12,6 g und der Referenzfläche RR mit 19,2 g (jeweils $p \leq 0,001^{***}$). Des Weiteren waren die Trockenmassen der Winterlinden auf den Flächen A1 mit 29,7 g ($p = 0,001^{***}$), R3 mit 28,9 g ($p = 0,003^{**}$) und AR mit 31,9 g ($p = 0,000^{***}$) signifikant höher als auf der Versuchsfläche A2.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

Tabelle 30: Mittlere Gesamttrockenmasse [m_{ges} in g] als Summe der Gewichte aller ober- und unterirdischen Pflanzenorgane der Baumarten, getrennt nach den Versuchsflächen. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis d gekennzeichnet. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{min}) und Maximalwerts (x_{max}).

[g]	Winterlinde		Hainbuche		Rotbuche		Eberesche		Traubeneiche	
	\bar{x} $p(ANOVA)$	s $x_{min} - x_{max}$								
Ges	28,4 (0,000***)	10,7 11,4–49,4	22,9 (0,000***)	13,5 7,3–59,2	23,2 (0,000***)	11,0 6,1–54,6	25,8 (0,000***)	18,3 2,6–81,7	18,0 (0,000***)	10,4 6,6–43,0
A1	29,7 ^{ab}	7,7 23,7–40,1	17,9 ^c	8,2 15,6–33,7	25,2 ^{abc}	10,9 16,9–40,7	23,6 ^b	8,2 15,6–33,7	13,0 ^b	4,4 8,1–18,8
A2	12,6 ^c	1,2 11,4–16,7	9,8 ^c	2,5 7,3–12,7	9,7 ^d	3,7 6,1–14,9	13,1 ^b	9,4 2,6–19,8	10,4 ^b	3,9 7,3–14,7
R1	37,0 ^a	2,8 34,4–40,8	18,1 ^c	1,3 16,8–19,9	19,7 ^{cd}	2,4 16,8–22,7	11,5 ^b	4,9 5,2–16,9	14,4 ^b	7,3 6,8–20,8
R2	39,5 ^a	10,4 26,0–49,4	31,7 ^b	13,6 20,4–51,0	31,5 ^{ab}	11,2 22,5–47,8	21,3 ^b	3,6 17,4–26,0	16,2 ^b	6,6 7,2–21,1
R3	29,9 ^{ab}	8,5 21,2–37,4	14,9 ^c	8,3 7,9–26,3	16,7 ^{cd}	4,9 12,0–22,8	21,3 ^b	2,1 18,8–24,0	13,5 ^b	2,8 10,4–16,8
AR	31,9 ^{ab}	4,2 28,7–38,1	45,3 ^a	9,9 37,1–59,2	36,0 ^a	12,5 28,0–54,6	64,1 ^a	13,9 48,1–81,7	38,9 ^a	7,1 28,3–43,0
RR	19,2 ^{bc}	5,3 11,9–24,1	17,5 ^c	5,2 11,4–23,3	23,5 ^{bc}	2,6 20,6–26,1	23,5 ^b	8,1 13,6–30,8	17,0 ^b	2,9 13,9–20,8

Die Hainbuchen der Referenzfläche AR waren mit 45,3 g signifikant schwerer als auf allen weiteren Flächen ($p = 0,000^{***}$, Ausnahme R2: $p = 0,01^*$). Auch die Hainbuchen der Versuchsfläche R2 besaßen mit 31,7 g signifikant höhere Gesamttrockenmassen als die Pflanzen auf den Versuchsflächen A1 mit 17,9 g ($p = 0,012^*$), A2 mit 9,8 g ($p = 0,000^{***}$), R1 mit 18,1 g ($p = 0,014^*$) und R3 mit 14,9 g ($p = 0,001^{***}$) sowie auf der Referenzfläche RR mit 17,5 g ($p = 0,008^{**}$).

Die Rotbuchen auf der Referenzfläche AR realisierten mit 36,0 g die höchsten mittleren Trockenmassen und waren damit signifikant schwerer als die Pflanzen auf den Versuchsflächen A2 mit 9,7 g ($p = 0,001^{***}$), R1 mit 19,7 g ($p = 0,001^{***}$) und R3 mit 16,7 g ($p = 0,000^{***}$) sowie der Referenzfläche RR mit 23,5 g ($p = 0,020^*$). Auch die Rotbuchen der Versuchsfläche R2 wiesen mit 31,5 g eine signifikant höhere Trockenmasse auf als auf den Versuchsflächen A2 ($p = 0,000^{***}$), R1 ($p = 0,039^*$) und R3 ($p = 0,002^{**}$). Zudem besaßen die Rotbuchen auf der Versuchsfläche A2 signifikant geringere Trockenmassen als auf der Versuchsfläche A1 mit 25,2 g ($p = 0,001^{***}$) und der Referenzfläche RR mit 23,5 g ($p = 0,006^{**}$).

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ERGEBNISSE

Bei den Baumarten Eberesche und Traubeneiche waren die Trockenmassen auf der Referenzfläche AR drei- bis viermal höher als auf den sonstigen Flächen (jeweils $p = 0,000^{***}$). Zwischen den übrigen Versuchsflächen konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Trockenmassen der Ebereschen und Traubeneichen festgestellt werden.

Die Referenzfläche AR bot für alle Baumarten sehr günstige Wachstumsbedingungen (Abbildung 58). Es konnten für alle Baumarten besonders hohe Trockenmassen festgestellt werden, die sich in den meisten Fällen von allen anderen Versuchsflächen sowie der zweiten Referenzfläche RR signifikant unterschieden. Im Vergleich der Versuchsflächen waren die Trockenmassen der Schattbaumarten Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche auf der Versuchsfläche R2 tendenziell höher als auf den übrigen Versuchsflächen. Die geringsten Trockenmassen wurden bei nahezu allen Baumarten auf der Versuchsfläche A2 festgestellt. Für alle weiteren Versuchsflächen stellte sich das Bild differenzierter dar. So wiesen die Winterlinden auf der Versuchsfläche R1 besonders hohe Trockenmassen auf, hingegen waren die Trockenmassen der Hainbuchen und Rotbuchen auf dieser Versuchsfläche vergleichsweise gering.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ERGEBNISSE

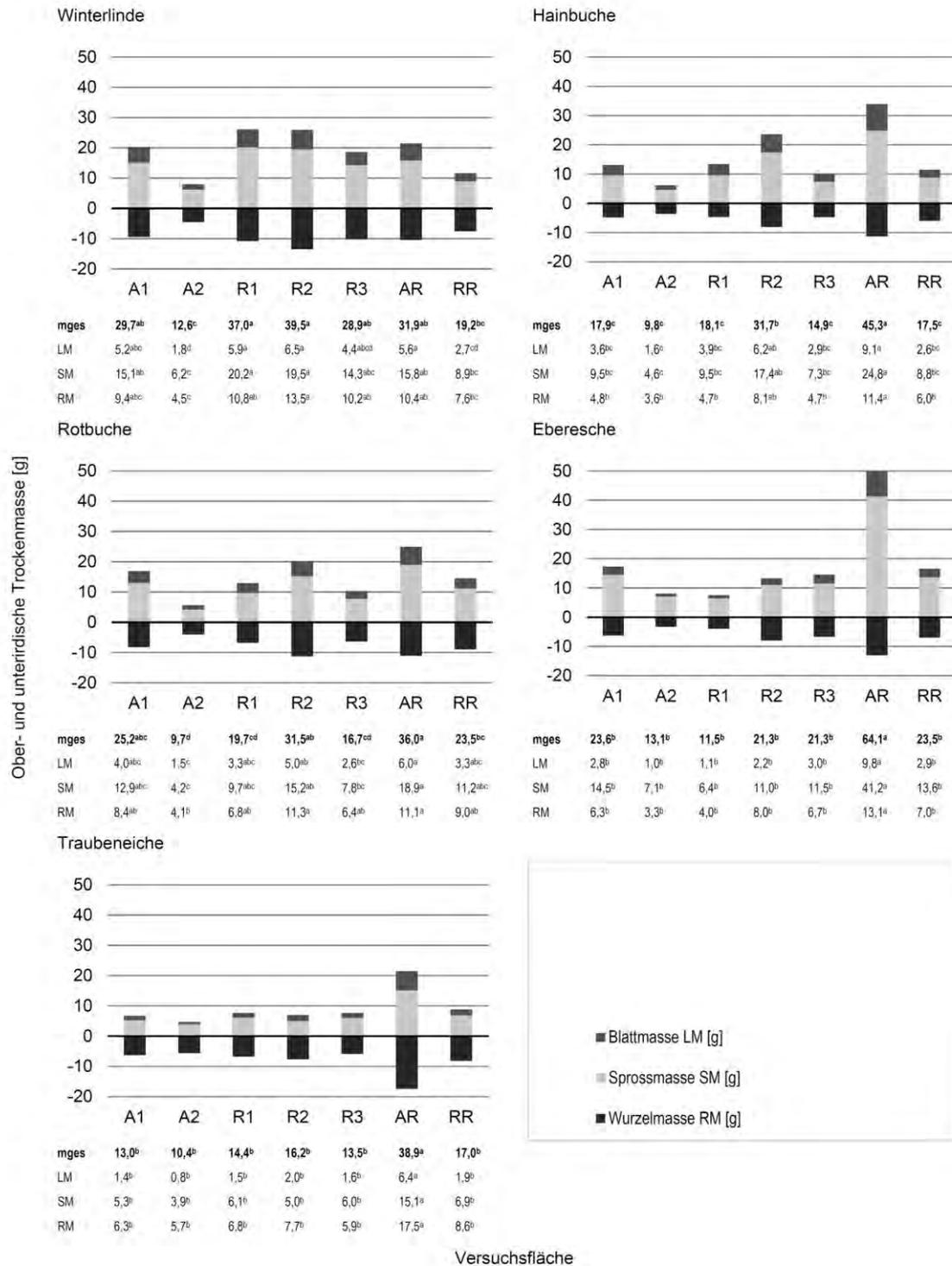


Abbildung 58: Mittlere Gesamttrockenmasse [mges in g] als Summe der Gewichte aller ober- und unterirdischen Pflanzenorgane, mittlere Blattmasse [LM in g], mittlere Sprossmasse [SM in g] und mittlere Wurzelmasse [RM in g] der Baumarten, getrennt nach den Versuchsflächen. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis d gekennzeichnet.

5.3.4.4 ALLOKATIONEN

Die Wachstumsbedingungen auf den Versuchs- und Referenzflächen begrenzen die Baumarten in der Fähigkeit, Trockenmasse aufzubauen. Bei günstigeren Rahmenbedingungen konnten alle Baumarten höhere Trockenmassen akkumulieren. Durch sogenannte Analysevariablen kann die Verteilung der Trockenmasse auf die Pflanzenbestandteile Blattwerk, Spross und Wurzel untersucht werden (Tabelle 31).

Die Akkumulationsfähigkeit der Baumarten, in ober- und unterirdischer Trockenmasse zu investieren, findet im Spross/Wurzel-Verhältnis (SRR) Ausdruck. Es zeichnen sich unterschiedliche Strategien zwischen den Baumarten ab. Die Baumarten Eberesche (SRR = 2,45) und Hainbuche (SRR = 2,43) realisierten hohe Spross/Wurzel-Verhältnisse. Demnach investieren diese Bauarten einen vergleichsweise hohen Anteil ihrer Gesamttrockenmasse in die oberirdische Wuchsräumerschließung. Hingegen entsprach der Anteil an oberirdischer Trockenmasse bei der Winterlinde (SRR = 1,96) und der Rotbuche (SRR = 1,79) nur in etwa der doppelten unterirdischen Trockenmasse. Die Traubeneichen (SRR = 1,11) wiesen ein annähernd ausgeglichenes Verhältnis zwischen ober- und unterirdischer Trockenmasse auf.

Generell hatten die Wachstumsbedingungen auf den Versuchs- und Referenzflächen einen entscheidenden Einfluss auf die Akkumulation in ober- und unterirdische Trockenmasse. Demnach bewirkten die günstigeren Wachstumsbedingungen auf der Referenzfläche AR und den Versuchsflächen A1, R1 und R2 eine Erhöhung des SRR, was durch eine Verschiebung des Trockenmasseverhältnisses zugunsten der oberirdischen Biomasse begründet ist. Dieser Effekt war bei allen Baumarten zu beobachten. Demnach war es den Bäumen möglich, auf die günstigen Wachstumsbedingungen mit einer verstärkten Erschließung des oberirdischen Wuchsräume zu reagieren. Im Gegensatz dazu führten die ungünstigen Wachstumsbedingungen auf der Versuchsfläche A2 und der Referenzfläche RR zu einem vergleichsweise niedrigen SRR. Damit verschob sich das Trockenmasseverhältnis bei ungünstigen Wachstumsbedingungen zugunsten der unterirdischen Trockenmasse, was auf eine prioritäre Erschließung des unterirdischen Wuchsräume schließen lässt.

Innerhalb der Versuchsbaumarten wurden – mit Ausnahme der Eberesche – zwischen den einzelnen Versuchsflächen kaum Unterschiede im relativen Anteil der Belaubung an der Gesamtbiomasse (LWR) festgestellt. Hingegen konnten Unterschiede zwischen dem relativen Anteil des Sprosses (SWR) und der Wurzel (RWR) gefunden werden. Demnach lassen sich die

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

Unterschiede im Spross/Wurzel-Verhältnis vor allem auf die unterschiedliche Trockenmasseakkumulation in Spross und Wurzel zurückführen. Auf Versuchsfeldern mit günstigen Wachstumsbedingungen investierten die Versuchsbaumarten demnach mehr Trockenmasse in den Auf- und Ausbau des Sprosses. Dies geschah zu Ungunsten des Wurzelbaus.

Tabelle 31: Die Analysevariablen mittleres Spross/Wurzel-Verhältnis [SRR] sowie mittlerer Blatt- [LWR], Spross- [SWR] und Wurzelanteil [RWR] an der Gesamtmasse der Baumarten, getrennt nach den Versuchsfeldern. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsfeldern geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis d gekennzeichnet.

	Mittelwert	A1	A2	R1	R2	R3	AR	RR
Winterlinde								
SRR	1,96 (0,006**)	2,14 ^{ab}	1,78 ^{ab}	2,42 ^a	1,92 ^{ab}	1,81 ^{ab}	2,08 ^{ab}	1,55 ^b
LWR	0,16 (0,043*)	0,18 ^a	0,14 ^a	0,16 ^a	0,16 ^a	0,15 ^a	0,18 ^a	0,14 ^a
SWR	0,50 (0,054 ns)	0,50 ^a	0,50 ^a	0,55 ^a	0,49 ^a	0,49 ^a	0,49 ^a	0,47 ^a
RWR	0,34 (0,004**)	0,32 ^{ab}	0,36 ^{ab}	0,29 ^b	0,34 ^{ab}	0,35 ^{ab}	0,33 ^{ab}	0,39 ^a
Hainbuche								
SRR	2,43 (0,000**)	2,66 ^{ab}	1,72 ^c	2,83 ^{ab}	2,84 ^{ab}	2,15 ^{bc}	3,0 ^a	1,85 ^c
LWR	0,19 (0,015*)	0,19 ^{ab}	0,16 ^{ab}	0,21 ^a	0,20 ^{ab}	0,19 ^{ab}	0,20 ^{ab}	0,15 ^b
SWR	0,51 (0,001***)	0,53 ^{ab}	0,47 ^c	0,53 ^{abc}	0,54 ^{ab}	0,49 ^{bc}	0,55 ^a	0,50 ^{abc}
RWR	0,30 (0,000***)	0,28 ^{bc}	0,37 ^a	0,26 ^{bc}	0,26 ^{bc}	0,32 ^b	0,25 ^c	0,35 ^a
Rotbuche								
SRR	1,79 (0,002**)	1,99 ^{ab}	1,39 ^b	1,90 ^{ab}	1,76 ^{ab}	1,63 ^b	2,26 ^a	1,62 ^b
LWR	0,16 (0,094 ns)	0,16 ^a	0,15 ^a	0,16 ^a	0,16 ^a	0,15 ^a	0,17 ^a	0,14 ^a
SWR	0,48 (0,005**)	0,50 ^a	0,42 ^b	0,49 ^{ab}	0,48 ^{ab}	0,46 ^{ab}	0,52 ^a	0,48 ^{ab}
RWR	0,36 (0,002**)	0,34 ^b	0,42 ^a	0,35 ^{ab}	0,38 ^{ab}	0,38 ^{ab}	0,31 ^b	0,38 ^{ab}
Eberesche								
SRR	2,45 (0,000***)	2,74 ^b	2,36 ^{bc}	1,87 ^{bc}	1,67 ^c	2,19 ^{bc}	3,89 ^a	2,41 ^{bc}
LWR	0,12 (0,001***)	0,12 ^{abc}	0,07 ^c	0,09 ^{bc}	0,10 ^{abc}	0,14 ^{ab}	0,15 ^a	0,13 ^{ab}
SWR	0,58 (0,001***)	0,60 ^{ab}	0,63 ^a	0,55 ^{ab}	0,52 ^b	0,54 ^b	0,64 ^a	0,58 ^{ab}
RWR	0,30 (0,000***)	0,28 ^{bc}	0,30 ^{ab}	0,36 ^{ab}	0,38 ^a	0,32 ^{ab}	0,21 ^c	0,29 ^{ab}
Traubeneiche								
SRR	1,11 (0,021*)	1,14 ^{ab}	0,83 ^b	1,19 ^{ab}	0,94 ^{ab}	1,31 ^a	1,23 ^{ab}	1,10 ^{ab}
LWR	0,12 (0,059 ns)	0,11 ^a	0,08 ^a	0,11 ^a	0,14 ^a	0,12 ^a	0,16 ^a	0,11 ^a
SWR	0,40 (0,004**)	0,42 ^{ab}	0,37 ^{ab}	0,43 ^a	0,34 ^b	0,44 ^a	0,39 ^{ab}	0,41 ^{ab}
RWR	0,48 (0,008**)	0,47 ^{ab}	0,54 ^a	0,46 ^{ab}	0,52 ^{ab}	0,44 ^b	0,45 ^b	0,48 ^{ab}

5.3.5 MODELLIERUNG DES PFLANZENWACHSTUMS

5.3.5.1 MODELLVORAUSSETZUNGEN

Die Modellierung des Sprosslängen- und Durchmesserwachstums wird im folgenden Abschnitt für die Baumarten Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche durchgeführt. Aufgrund der hohen Ausfallraten der Eberesche auf den Versuchsflächen A2 und R1 und des nahezu vollständigen Ausfalls der Traubeneiche auf allen Versuchs- und Referenzflächen werden diese Baumarten in der folgenden Auswertung nicht weiter berücksichtigt.

Als Zielgröße für die Modellierung des Pflanzenwachstums werden die durchschnittlichen Zuwächse der Sprosslänge (Δl_{a1-3} und Δl_{a3-5}) und des Wurzelhalsdurchmessers (ΔWHD_{a2-3} und ΔWHD_{a3-5}) herangezogen. Als eine Modellvoraussetzung gilt die Normalverteilung der abhängigen Variablen, die durch den SHAPIRO-WILK-Test überprüft wurde (Tabelle 32). Durch den SHAPIRO-WILK-Test konnte die Normalverteilung der durchschnittlichen Sprosslängenzuwächse Δl_{a1-3} und Durchmesserzuwächse ΔWHD_{a3-5} für alle Baumarten bestätigt werden. Auch die durchschnittlichen Sprosslängenzuwächse Δl_{a3-5} der Hain- und Rotbuchen sowie der Durchmesserzuwachs ΔWHD_{a2-3} der Rotbuchen liegen als Normalverteilung vor. Hingegen erfüllen die Durchmesserzuwächse ΔWHD_{a2-3} von Winterlinde ($W = 0,917$; $p = 0,029^*$) und Hainbuche ($W = 0,895$; $p = 0,019^*$) sowie der Sprosslängenzuwachs der Winterlinde Δl_{a3-5} ($W = 0,882$; $p = 0,009^{**}$) die Normalverteilungsvoraussetzung nicht. Nach ZUUR et al. (2009) ist eine Verletzung der Normalverteilungsannahme der abhängigen Variablen jedoch möglich, wenn die Modellresiduen in Normalverteilung vorliegen. Aus diesem Grund werden die letztgenannten Zielgrößen ungeachtet der Verletzung der Normalverteilungsannahme für die weitere Modellierung herangezogen.

Tabelle 32: Die Zielgrößen der Modellierung Δl_{a1-3} , Δl_{a3-5} , ΔWHD_{a1-3} und ΔWHD_{a3-5} wurden mittels SHAPIRO-WILK-Test auf das Vorliegen einer Normalverteilung der Ausgangsdaten überprüft (W = Wert der Teststatistik).

	Δl_{a1-3}		Δl_{a3-5}		ΔWHD_{a2-3}		ΔWHD_{a3-5}	
	W	p	W	p	W	p	W	p
Winterlinde	0,958	0,307 ns	0,882	0,019*	0,917	0,029*	0,926	0,128 ns
Hainbuche	0,954	0,242 ns	0,948	0,339 ns	0,895	0,009**	0,945	0,293 ns
Rotbuche	0,947	0,170 ns	0,970	0,762 ns	0,940	0,108 ns	0,946	0,307 ns

5.3.5.2 EINFLUSS DES BESTANDESTYPS

In einem ersten Modell soll das Wachstum der Verjüngungsbaumarten unter den Dominanzbeständen der Versuchsflächen A1, A2, R1, R2 und R3 mit dem Wachstum unter den Referenzbeständen AR und RR verglichen werden. Ein vollständiger Datensatz mit allen Versuchs- und Referenzflächen liegt nur bis zum dritten Versuchsjahr vor. Daher wurden der Sprosslängen- (Δl_{a1-3}) und der Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a2-3}) der ersten drei Vegetationsperioden als Zielgrößen für die Modellierung herangezogen. Das Ziel der Modellierung ist es, den Einfluss der Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche auf die Entwicklung des Sprosslängen- und des Durchmesserwachstums quantifizieren zu können.

Modellformulierung

In diesem ersten Modell wurde die Strahlung (*DIFFSF*), die über einem jeden Pflanzplot erhoben wurde, als erklärende Variable für das Wachstum der Verjüngungsbaumarten herangezogen. Die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche wurde durch den Faktor *Bestandestyp* im Modell integriert. Hierbei umfasst dieser Faktor zwei Faktorstufen, die die unterschiedlichen Bestandessituationen auf den Versuchsfläche mit Spätblühender Traubenkirsche einerseits und den Referenzflächen ohne Spätblühende Traubenkirsche andererseits in das Modell abbilden.

Durch die räumlich geschachtelte Versuchsanlage (Plot in Fläche in Gebiet) müssen im Modell zufällig auftretende Einflüsse Beachtung finden. Hierfür wurde ein Zufallsterm für das Untersuchungsgebiet (*Gebiet*) in der Modellformulierung berücksichtigt. Zufällige Effekte, die sich unter Umständen aus der Versuchsflächenwahl (*Fläche*) ergeben, konnten jedoch nicht berücksichtigt werden. Begründung findet dies in der Informationsredundanz zwischen dem Faktor *Bestandestyp* und den zufälligen Effekt *Fläche*. Das gemischte lineare Modell für den durchschnittlichen jährlichen Sprosslängen- (Δl_{a1-3}) und Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a2-3}) hat dann folgende Form:

$$\left. \begin{array}{l} \Delta l_{a1-3} \\ \Delta WHD_{a2-3} \end{array} \right\} = \beta_0 + \beta_1 \cdot DIFFSF + b_{1,i} \cdot Bestandestyp + b_{2,j} \cdot Gebiet + \varepsilon_{i,j,k}$$

Bei der Baumart Winterlinde erwies sich die mittlere Ausgangsprosslänge der Pflanzen auf Plotebene (l_0) als eine weitere erklärende Variable für die Zuwachsgrößen. Damit werden die Zuwachsmodelle für die Baumart Winterlinde wie folgt erweitert:

$$\left. \begin{array}{l} \Delta l_{a1-3} \\ \Delta WHD_{a2-3} \end{array} \right\} = \beta_0 + \beta_1 \cdot DIFFSF + \beta_2 \cdot l_0 + b_{1,i} \cdot Bestandestyp + b_{2,j} \cdot Gebiet + \varepsilon_{i,j,k}$$

wobei durch β_0 das Interzept, durch β_{1-2} die Modellkoeffizienten der festen Effekte, durch b_1 der Modellkoeffizient für den Faktor Bestandestyp, b_2 der Modellkoeffizient für den zufälligen Effekt und durch den Index i die Bestandestypen Traubenkirsche und Kiefer, j die Untersuchungsgebiete und k jeder einzelne Probepunkt darstellt werden. Durch den Term $\varepsilon_{i,j,k}$ werden die Modellresiduen angegeben.

Die Varianzstruktur der Eingangsdaten wurde für alle Modelle geprüft. Hierbei konnte keine Verletzung der Homoskedastizitätsannahme festgestellt werden. Damit wird angenommen, dass die Modellfehler jeweils unkorreliert vorliegen (FARAWAY 2014). Zudem wurde in jedem Modell die Annahme der räumlich unkorrelierten Messfehler überprüft. Es konnte keine Verletzung dieser Annahme festgestellt werden.

Modellberechnung

Die Modelle zum Vergleich der Bestandestypen, Versuchsbestand mit Spätblühender Traubenkirsche und Referenzbestand ohne Spätblühende Traubenkirsche, wurden wie vorgestellt akzeptiert. In der Tabelle 33 sind die Ergebnisse der Modellierung dargestellt. Im Folgenden sollen die einzelnen errechneten Modellparameter interpretiert werden.

Das Interzept (β_0) stellt jeweils den Schnittpunkt der Modellvorhersage mit der y-Achse dar. Es kann demnach als jährlicher Zuwachs bei einer theoretisch vorliegenden Strahlung von 0 % unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirschen (Bestandestyp: Traubenkirsche) interpretiert werden. Für die Modelle des Sprosslängenzuwachses von Hainbuche mit $2,2 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,348 \text{ ns}$) und Rotbuche mit $3,3 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,000^{***}$) ergeben sich positive Schnittpunkte mit der y-Achse. Im Falle der Winterlinde muss das Interzept von $-5,2 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,269 \text{ ns}$) um den Einfluss der mittleren Ausgangsprosslänge korrigiert werden. Hieraus ergibt sich für die Modellvorhersage der Winterlinden ein Schnittpunkt mit der y-Achse bei $7,6 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$. Auch für den modellierten Durchmesserzuwachs von Hainbuche mit $0,1 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,718 \text{ ns}$) und Rotbuche mit $0,3 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,000^{***}$) ergibt sich unter den oben genannten Voraussetzungen ein positiver Schnittpunkt der Modellvorhersage mit der y-Achse. Bei der Winterlinde ergibt sich nach der Korrektur des Interzept von $-0,8 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ gegenüber dem Einfluss des mittleren Ausgangsdurchmessers ein positiver Schnittpunkt mit der y-Achse bei $1,0 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$. Durch die fehlende Signifikanz des Interzepts bei Winterlinde und Hainbuche muss jedoch auf eine begrenzte Aussagekraft des Koeffizienten hingewiesen werden. Da eine Vernachlässigung des Interzepts zu einer deutlichen Verschlechterung der Modellqualität führte, wurde dieses als Koeffizient in allen Modellen beibehalten.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
ERGEBNISSE

Tabelle 33: Ergebnisse des gemischten linearen Modells für das Sprosslängenwachstum [Δl_{a1-3} in $\text{cm}\cdot\text{a}^{-1}$] und das Durchmesserwachstum [ΔWHD_{a2-3} in $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$] der Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche in Abhängigkeit von der Strahlung über dem Pflanzplot und dem Bestandestyp Dominanzbestand aus Spätblühender Traubenkirsche oder Kiefernreinbestand (Df = Freiheitsgrade des Modells)

	festе Effekte	Modellwert	Standard- fehler	Df	t-Wert	p-Wert
Winterlinde (Sprosslängenzuwachs: Δl_{a1-3})						
β_0	Interzept	-5,221	4,885	23	-1,069	0,269
β_1	DIFFSF	0,918	0,109	23	2,621	0,015*
β_2	l_0	0,284	0,313	23	2,928	0,007**
$b_{1,2}$	Bestandestyp: Kiefer	-7,464	2,124	23	-3,515	0,002**
Hainbuche (Sprosslängenzuwachs: Δl_{a1-3})						
β_0	Interzept	2,231	2,329	24	0,958	0,348
β_1	DIFFSF	3,519	0,952	24	3,697	0,001***
$b_{1,2}$	Bestandestyp: Kiefer	-17,757	5,880	24	-3,020	0,006**
Rotbuche (Sprosslängenzuwachs: Δl_{a1-3})						
β_0	Interzept	3,314	0,810	24	4,093	0,000***
β_1	DIFFSF	1,498	0,282	24	5,305	0,000***
$b_{1,2}$	Bestandestyp: Kiefer	-5,337	1,884	24	-2,832	0,009**
Winterlinde (Durchmesserzuwachs: ΔWHD_{a2-3})						
β_0	Interzept	-0,756	0,674	23	-1,122	0,273
β_1	DIFFSF	0,093	0,014	23	2,804	0,010*
β_2	l_0	0,039	0,034	23	2,746	0,012*
$b_{1,2}$	Bestandestyp: Kiefer	-1,009	0,246	23	-4,094	0,000***
Hainbuche (Durchmesserzuwachs: ΔWHD_{a2-3})						
β_0	Interzept	0,097	0,264	24	0,366	0,718
β_1	DIFFSF	0,373	0,108	24	3,462	0,002**
$b_{1,2}$	Bestandestyp: Kiefer	-1,689	0,666	24	-2,538	0,018*
Rotbuche (Durchmesserzuwachs: ΔWHD_{a2-3})						
β_0	Interzept	0,311	0,150	24	2,067	0,049*
β_1	DIFFSF	0,220	0,045	24	4,921	0,000***
$b_{1,2}$	Bestandestyp: Kiefer	-0,708	0,293	24	-2,419	0,024*

In allen Modellen wurde ein positiver Koeffizient (β_1) festgestellt. Demnach wirkt sich eine Zunahme der Strahlung (*DIFFSF*) über den Pflanzplots bei allen Baumarten signifikant positiv auf den Sprosslängen- und Durchmesserzuwachs aus. Der Koeffizient (β_1) bestimmt demnach den Anstieg der linearen Modellvorhersage und verdeutlicht das unterschiedliche Potenzial der Versuchsbaumarten, auf ein höheres Strahlungsangebot mit einer Zuwachssteigerung zu

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ERGEBNISSE

reagieren. So bewirkt die Steigerung des Strahlungsangebotes um ein Prozent bei Winterlinde einen jährlichen Mehrzuwachs an Sprosslänge von 0,9 cm ($p = 0,015^*$) und am Wurzelhals von 0,09 mm ($p = 0,010^*$). Hingegen zeigt die Baumart Rotbuche unter den gleichen Bedingungen einen höheren jährlichen Mehrzuwachs von 1,5 cm am Spross ($p = 0,001^{***}$) und 0,22 mm am Wurzelhals ($p = 0,000^{***}$). Das größte Zuwachspotenzial zeigte die Hainbuche. Hier betrug der Mehrzuwachs bei einer Erhöhung der Strahlungsverfügbarkeit um ein Prozent sogar $3,5 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ am Spross ($p = 0,000^{***}$) und $0,37 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ am Wurzelhals ($p = 0,002^{**}$).

Ein wesentliches Anliegen der Modellierung war es, den Einfluss des Bestandestyps auf die Zuwachsgrößen darzustellen. In allen Modellen konnte ein signifikanter Effekt der Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche auf den Zuwachs der Baumarten festgestellt werden. Demnach wuchsen die Baumarten unter vergleichbaren Strahlungsbedingungen auf den Referenzflächen ohne Spätblühende Traubenkirsche schlechter als auf den Versuchsflächen mit Spätblühender Traubenkirsche, was sich jeweils im negativen Modellkoeffizienten $b_{1,2}$ widerspiegelt (Tabelle 33). In der grafischen Darstellung wird dieser Effekt im parallelen Verlauf der Modellvorhersagen deutlich (Abbildung 59). Unter denselben Strahlungsbedingungen war der jährliche Sprosslängenzuwachs in den Referenzbeständen aus reiner Kiefer bei Hainbuche um 7,6 cm ($p = 0,006^{**}$), bei Winterlinde um 7,5 cm ($p = 0,002^{**}$) und bei Rotbuche um 5,3 cm ($p = 0,009^{**}$) geringer als unter den Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche. Dieses Verhältnis stellte sich in ähnlicher Weise für den Durchmesserzuwachs der Versuchsbaumarten dar. Hier konnten unter den Referenzbeständen bei vergleichbaren Strahlungsbedingungen bei Hainbuche um $1,69 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,018^*$), bei Winterlinde um $1,01 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,000^{***}$) und bei Rotbuche um $0,71 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ($p = 0,024^*$) geringere Durchmesserzuwächse festgestellt werden. Demnach benötigen die Baumarten zur Realisierung des gleichen Zuwachses unter den Referenzbeständen aus reiner Kiefer deutlich mehr Strahlung als unter den Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

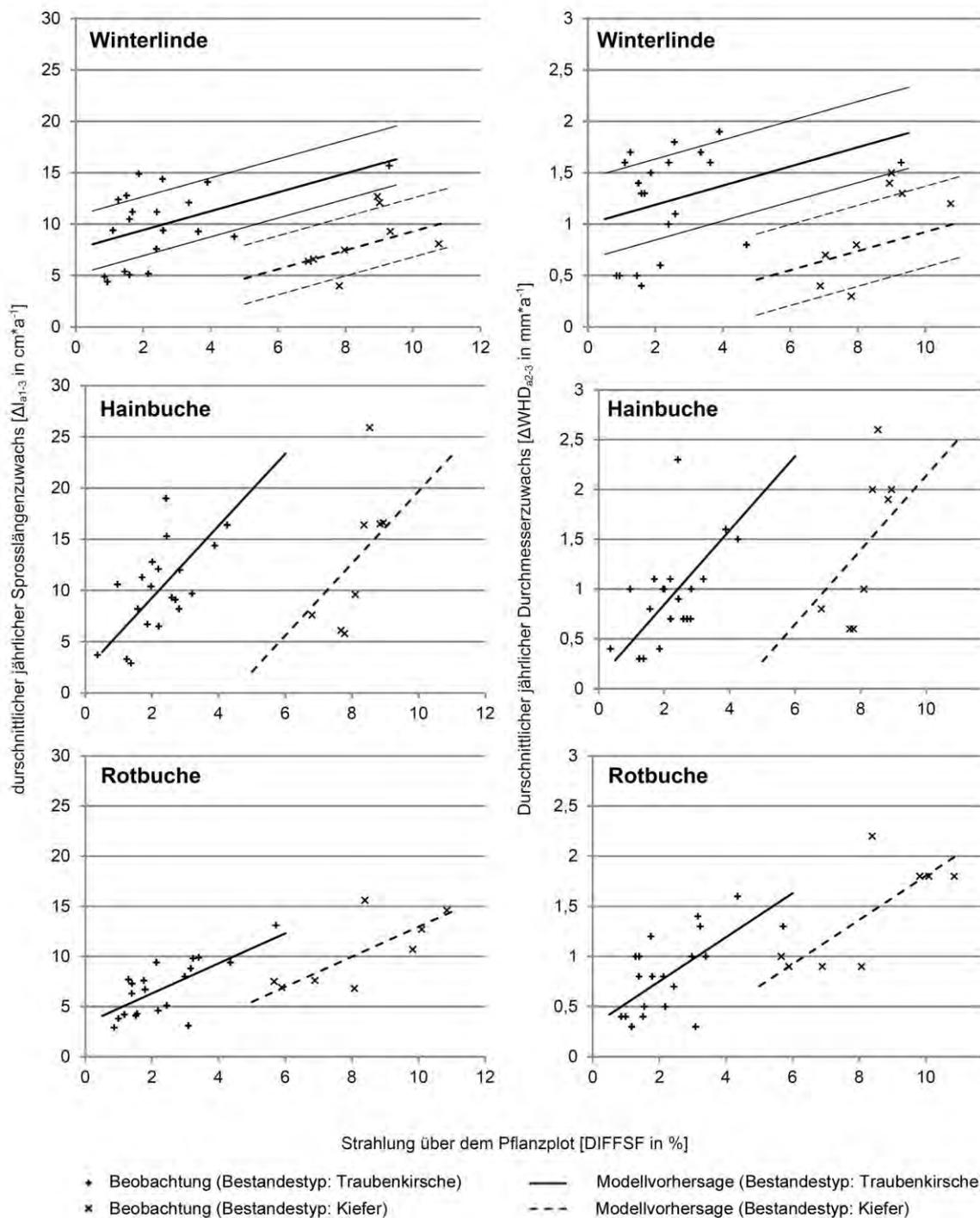


Abbildung 59: Vorhersage der gemischten linearen Modelle für den durchschnittlichen jährlichen Sprosszuwachs (Δl_{a1-3} in $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$) und Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a2-3} in $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$) der Baumarten Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche in Abhängigkeit von der Strahlung (DIFFSF) und dem Bestandestyp (Dominanzbestand oder Kiefernreinbestand)

Bei der Baumart Winterlinde konnte ein signifikanter Einfluss der Sprosslänge zum Zeitpunkt der Versuchsanlage (l_0) auf die Zuwachsgrößen festgestellt werden. Die Spannweite der mittleren Ausgangsprosslängen der Pflanzplots reichte von minimal 36,3 cm bis maximal 56,5 cm. Allein diese unterschiedliche Ausgangssituation führte in der Modellvorhersage zu Zuwachsunterschieden der Sprosslänge von $5,7 \text{ cm}\cdot\text{a}^{-1}$ ($p = 0,007^{**}$) und des Wurzelhalsdurchmessers von $0,79 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ ($p = 0,012^*$) zwischen den kleinsten und den

größten Winterlinden. Für die Baumarten Hainbuche und Rotbuche konnte kein Effekt der Sprosslänge zu Zeitpunkt der Pflanzung auf die Zuwachsgrößen festgestellt werden.

Die Wirkung des zufälligen Effekts für das Untersuchungsgebiet wurde geprüft. Demnach konnte sowohl für den Sprosslängenzuwachs der Winterlinde ($s = 1,254 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$) als auch für den Durchmesserzuwachs der Rotbuche ($s = 0,109 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$) ein Einfluss des Untersuchungsgebiets diagnostiziert werden. Für die Berechnung der Modellvorhersage erfolgte jeweils eine entsprechende Korrektur dieses Einflussfaktors, der sich aus der räumlich geschachtelten Versuchsanlage ergibt. Alle übrigen Modelle wiesen keinen zufälligen Einfluss des Untersuchungsgebiets auf.

Bewertung der Modellgüte

Die Aussagekraft der Zuwachsmodelle wurde im Zuge der iterativen Modellentwicklung durch den Vergleich der Informationskriterien (AIC und BIC) verbessert. Die Modellgüte kann zudem an der Normalverteilung der Modellresiduen bemessen werden (ZUUR et al. 2009). Durch den SHAPIRO-WILK-Test wird die Normalverteilung der Sprosslängenzuwachsmodelle für Winterlinde ($p = 0,593 \text{ ns}$), Hainbuche ($p = 0,120 \text{ ns}$) und Rotbuche ($p = 0,964 \text{ ns}$), aber auch für die Durchmesserzuwachsmodelle von Hainbuche ($p = 0,063 \text{ ns}$) und Rotbuche ($p = 0,807 \text{ ns}$) bestätigt. Einzig die Residuen des Modells für den Durchmesserzuwachs der Winterlinde erwiesen sich als nicht normalverteilt ($p = 0,017^*$). Durch eine Vernachlässigung der Ausgangsprosslänge konnte jedoch die Normalverteilung der Modellresiduen erreicht werden ($p = 0,061 \text{ ns}$), wenngleich sich hierdurch die Werte der Informationskriterien (AIC und BIC) verschlechterten.

5.3.5.3 EINFLUSS DES ALTERS DES DOMINANZBESTANDS

5.3.5.3.1 VORBEMERKUNG

In einem zweiten Modell soll der Einfluss verschiedenalter Dominanzbestände der Versuchsflächen A1, A2, R1, R2 und R3 auf das Wachstum der Verjüngungsbaumarten überprüft werden. Unter der Annahme, dass sich die Verjüngungsbedingungen mit der Alterung der Dominanzbestände verbessern, werden Bestandeskenngößen der Dominanzbestände als erklärende Variablen für das Wachstum der Verjüngungsbaumarten herangezogen. Die Wiederholungsaufnahme von POLZIN (2017) eröffnet die Möglichkeit, das Modell über die Datengrundlage der ersten drei Vegetationsperioden hinausgehend für zwei weitere

Vegetationsperioden zu berechnen. Die Datengrundlage erlaubt lediglich die Modellierung der Zuwachsgrößen für die Baumarten Hainbuche und Winterlinde.

5.3.5.3.2 BETRACHTUNGSZEITRAUM DER VEGETATIONSPERIODEN I–III

Modellformulierung

Im Strahlungsmodell erwies sich der Brusthöhendurchmesser der 5 % vorherrschenden und herrschenden Traubenkirschen ($BHD_{5\%}$) als entscheidende Einflussgröße für die Verjüngungsbedingungen am Waldboden (vgl. Kapitel 4). Bedingt durch unterschiedliche Aufnahmemethoden konnte die Berechnung eines vergleichbaren Parameters aus den Stammverteilungsplänen nicht mit einer hinreichenden Genauigkeit erfolgen. Alternativ wurde der Brusthöhendurchmesser der stärksten Traubenkirsche im 5-m-Radius um den jeweiligen Pflanzplotmittelpunkt ($maxBHD_{TKI}$) zum Zeitpunkt 2012 aus den Stammverteilungsplänen ermittelt und als erklärende Variable herangezogen.

Durch die räumlich geschachtelte Versuchsanlage müssen im Modell zufällige Effekte beachtet werden, die sich aus dem Einfluss des Untersuchungsgebiets (*Gebiet*) und der Versuchsflächen (*Fläche*) ergeben.

Im Rahmen einer iterativen Modellentwicklung zeigte die als Polynom zweiten Grades eingehende Variable einen guten Erklärungswert. Durch die logarithmische Transformation konnte das Modell zusätzlich verbessert werden. Damit hatte das gemischte lineare Modell für den durchschnittlichen jährlichen Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a2-3}) folgende Grundform:

$$\Delta WHD_{a2-3} = \beta_0 + \beta_1 \cdot \log_{10}(maxBHD_{TKI})^2 + \beta_2 \cdot \log_{10}(maxBHD_{TKI}) + b_{1,i} \cdot Gebiet + b_{2,j} \cdot Fläche + \varepsilon_{i,j,k}$$

Für die Baumart Winterlinde erwies sich erneut die mittlere Ausgangsprosslänge der Pflanzen auf Plotebene (l_0) als eine weitere erklärende Variable für den durchschnittlichen jährlichen Sprosslängen- (Δl_{a1-3}) und Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a2-3}). Demnach erfolgt für diese Baumart folgende Erweiterung des gemischten linearen Modells:

$$\left. \begin{array}{l} \Delta l_{a1-3} \\ \Delta WHD_{a2-3} \end{array} \right\} = \beta_0 + \beta_1 \cdot \log_{10}(maxBHD_{TKI})^2 + \beta_2 \cdot \log_{10}(maxBHD_{TKI}) + \beta_3 \cdot l_0 + b_{1,i} \cdot Gebiet + b_{2,j} \cdot Fläche + \varepsilon_{i,j,k}$$

wobei durch β_0 das Interzept, durch β_{1-3} die Modellkoeffizienten der festen Effekte, durch b_1 und b_2 die Modellkoeffizienten für die zufälligen Effekte angegeben werden. Der Index i

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

bezeichnet die Untersuchungsgebiete, j die Versuchsfelder und k die einzelnen Probepunkte. Der Term $\varepsilon_{i,j,k}$ entspricht den Modellresiduen. Die Anpassung der Varianzstruktur durch die Funktion `varPower()` in R führte bei allen Modellen zu einer signifikanten Verbesserung der Aussagekraft.

Modellberechnung

Die Modelle wurden nach der Anpassung der Varianzstruktur akzeptiert (Tabelle 34). Der durchschnittliche jährliche Sprosslängen- (Δl_{a1-3}) und Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a2-3}) der ersten drei Vegetationsperioden wurde bei der Baumart Winterlinde signifikant von der dimensionsstärksten Traubenkirsche am Pflanzplot beeinflusst. Damit wird das Wachstum der Winterlinden maßgeblich von den vorherrschenden Individuen des Dominanzbestands gesteuert. Der Einfluss des Dominanzbestands auf das Wachstum der Hainbuchen konnte nach drei Vegetationsperioden lediglich als statistischer Trend für das Durchmesserwachstum nachgewiesen werden. Für die Baumart Winterlinde erwies sich weiterhin die Pflanzengröße zum Zeitpunkt der Versuchsanlage (l_0) als signifikante Einflussgröße für die Entwicklung des Sprosslängen- und Durchmesserwachstums der Verjüngungspflanzen.

Tabelle 34: Ergebnisse der gemischten linearen Modelle für den Sprosslängen- (Δl_{a1-3} in $\text{cm}\cdot\text{a}^{-1}$) und Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a2-3} in $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$) der Winterlinde sowie den Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a2-3} in $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$) der Hainbuche in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser der stärksten Traubenkirsche am Pflanzplot ($\max\text{BHD}_{\text{TKI}}$), (Df = Freiheitsgrade des Modells)

	feste Effekte	Modellwert	Standard- fehler	Df	t-Wert	p-Wert
Winterlinde (Sprosslängenzuwachs: Δl_{a1-3})						
β_0	Interzept	86,897	23,928	12	3,632	0,003**
β_1	$\log_{10}(\max\text{BHD}_{\text{TKI}})^2$	79,112	18,904	12	4,185	0,001***
β_2	$\log_{10}(\max\text{BHD}_{\text{TKI}})$	-168,553	42,395	12	-3,976	0,002**
β_3	l_0	0,236	0,090	12	2,627	0,022*
Winterlinde (Durchmesserzuwachs: ΔWHD_{a2-3})						
β_0	Interzept	9,003	3,286	12	2,739	0,018*
β_1	$\log_{10}(\max\text{BHD}_{\text{TKI}})^2$	9,864	2,766	12	3,566	0,004**
β_2	$\log_{10}(\max\text{BHD}_{\text{TKI}})$	-19,235	5,986	12	-3,213	0,007**
β_3	l_0	0,027	0,014	12	1,969	0,073°
Hainbuche (Durchmesserzuwachs: ΔWHD_{a2-3})						
β_0	Interzept	5,931	2,809	13	2,112	0,055°
β_1	$\log_{10}(\max\text{BHD}_{\text{TKI}})^2$	5,720	2,838	13	2,016	0,065°
β_2	$\log_{10}(\max\text{BHD}_{\text{TKI}})$	-10,970	5,695	13	-1,926	0,076°

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ERGEBNISSE

Die Entwicklung der Dominanzbestände führt zu einer Veränderung der Wachstumsbedingungen am Waldboden. Die Dimension der vorherrschenden Traubenkirschen korreliert eng mit dem Alter des Dominanzbestands. Damit kann der Brusthöhendurchmesser der stärksten Bestandesglieder als einfach zu erhebender Indikator für die Verjüngungsbedingungen des Dominanzbestands herangezogen werden.

Auf die veränderten Bedingungen reagieren die Verjüngungspflanzen der Winterlinden und Hainbuchen mit einem unterschiedlich starken Wachstum. Mit dem steigenden Durchmesser der vorherrschenden Traubenkirschen erfolgt zunächst eine rasche Reduktion der durchschnittlichen Zuwächse, was eine Verschlechterung der Wachstumsbedingungen widerspiegelt. Erreichen die stärksten Traubenkirschen einen Brusthöhendurchmesser von etwa 10 cm, so werden bei beiden Baumarten die geringsten Zuwächse festgestellt. Die Wachstumsbedingungen in den Dominanzbeständen sind dann besonders ungünstig. Überschreiten die vorherrschenden Traubenkirschen einen kritischen Durchmesser von 10 cm, dann verbessern sich die Wachstumsbedingungen unter den Dominanzbeständen, worauf die Verjüngungspflanzen mit einer kontinuierlichen Zunahme der durchschnittlichen jährlichen Zuwächse reagieren.

Auf Basis der Zuwachsdaten der ersten drei Vegetationsperioden kann das Wachstum der Winterlinden und Hainbuchen wie folgt beschrieben werden. Der durchschnittliche jährliche Sprosslängenzuwachs der Winterlinden war in den jüngeren Dominanzbeständen ($\max\text{BHD}_{\text{TKI}} \approx 7 \text{ cm}$) und ältesten Dominanzbeständen ($\max\text{BHD}_{\text{TKI}} \approx 22 \text{ cm}$) mit 15 cm vergleichbar. Erreichten die Dominanzbestände den kritischen Durchmesser von 10 cm, dann halbiert sich der Sprosslängenzuwachs der Winterlinden auf etwa $\Delta l_{a1-3} = 7,5 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$. Einen ähnlichen Wachstumsgang zeigte auch das Durchmesserwachstum der Winterlinden und Hainbuchen. Im Bereich des kritischen Brusthöhendurchmessers der Dominanzbestände war der Durchmesserzuwachs der Verjüngungspflanzen minimal. Die Winterlinden erreichten dann einen Durchmesserzuwachs von $\Delta\text{WHD}_{a2-3} = 1 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$. Bei den Hainbuchen war der Durchmesserzuwachs mit $\Delta\text{WHD}_{a2-3} = 0,8 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ dann noch geringer. Auf die Verbesserung der Wachstumsbedingungen in den älteren Dominanzbeständen reagierten beide Baumarten mit einer Verdopplung des Durchmesserzuwachses. Der Zusammenhang stellte sich bei der Hainbuche jedoch lediglich als statistischer Trend dar.

Bei der Baumart Winterlinde konnte ein signifikanter Einfluss der Ausgangspflanzengröße auf den durchschnittlichen jährlichen Sprosslängen- und Durchmesserzuwachs nachgewiesen

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

werden. Wiesen die Pflanzen zum Zeitpunkt der Versuchsanlage eine große Sprosslänge auf, so wurden von diesen auch nach drei Vegetationsperioden noch höhere Zuwächse realisiert. Die mittleren Ausgangssprosslängen der Winterlinden variierten auf den Pflanzplots zwischen 36,3 cm und 56,5 cm. Hieraus resultierte eine Zuwachsdifferenz von $4,2 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ für das Sprosswachstum und $0,5 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ für das Durchmesserwachstum.

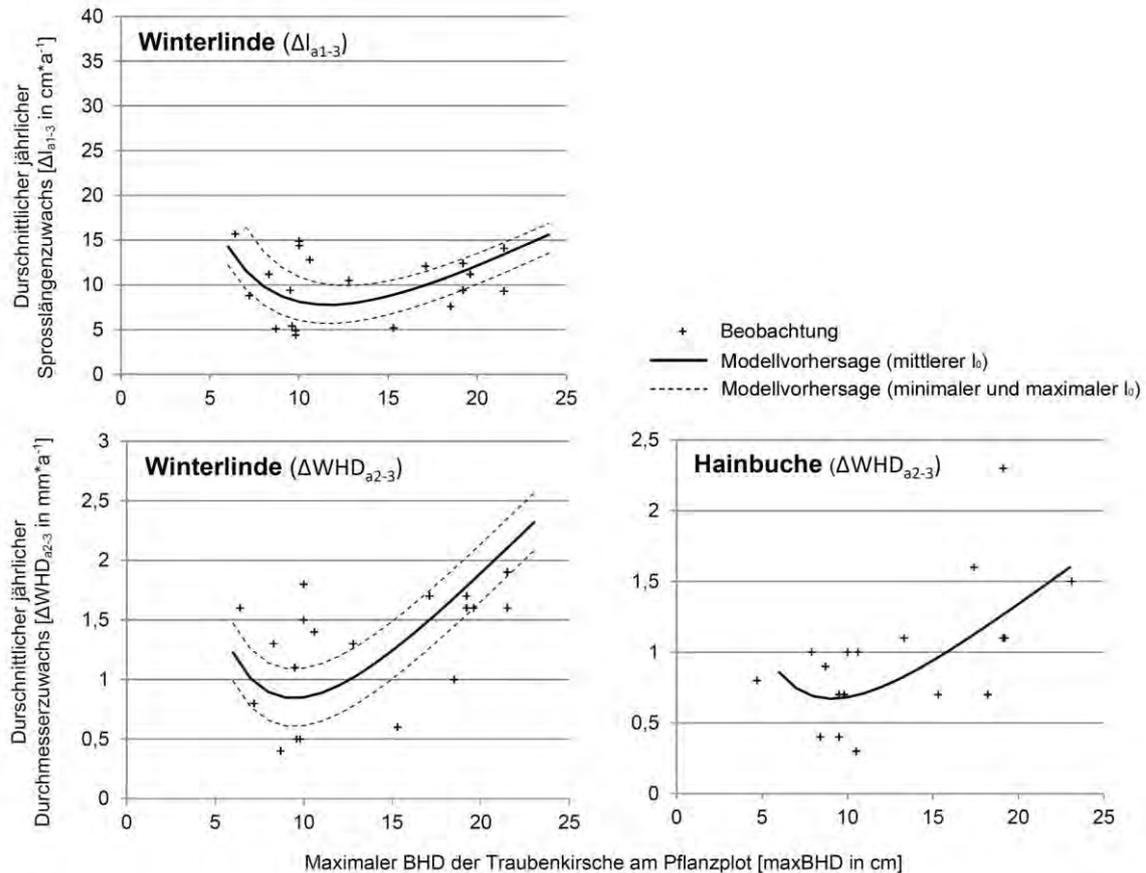


Abbildung 60: Vorhersage der gemischten linearen Modelle für den Sprosslängen- (Δl_{a1-3}) und Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a2-3}) der Winterlinde sowie den Durchmesserzuwachs der Hainbuche in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser der stärksten Traubenkirsche am Pflanzplot ($\text{maxBHD}_{\text{TKI}}$)

In keinem der Modelle konnte ein zufälliger Effekt des Untersuchungsgebiets nachgewiesen werden, was sich in einer Standardabweichung nahe null widerspiegelt. Im Gegensatz dazu wurden durch die Versuchsflächenwahl zufällige Effekte festgestellt. So bewirkte der zufällige Effekt Fläche im Sprosslängenzuwachsmo- dell der Winterlinde eine Standardabweichung von $s = 3,670 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$. In den Zuwachsmo- delln des Wurzelhalsdurchmessers der Winterlinde wird der Einfluss mit $s = 0,426 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ und bei der Hainbuche mit $s = 0,280 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ angegeben. In der Modellvorhersage erfolgte eine Korrektur des zufälligen Effekts Fläche.

Bewertung der Modellgüte

Im Zuge einer iterativen Modellentwicklung erfolgte die schrittweise Verbesserung der Aussagekraft der Zuwachsmodelle durch den Vergleich der Informationskriterien (AIC und BIC). Die Normalverteilung der Modellresiduen stellt einen weiteren Indikator für die Modellgüte dar (ZUUR et al. 2009). Der Test auf Normalverteilung nach SHAPIRO-WILK konnte eine Normalverteilung der Residuen für alle Modelle nachweisen (Winterlinde ΔI_{a2-3} : $p = 0,920$ ns und ΔWHD_{a2-3} : $p = 0,998$ ns, Hainbuche ΔWHD_{a2-3} : $p = 0,069$ ns).

5.3.5.3.3 BETRACHTUNGSZEITRAUM DER VEGETATIONSPERIODEN IV–V

Die Wiederholungsaufnahme von POLZIN (2017) eröffnete die Möglichkeit, die im vorhergehenden Abschnitt vorgestellten Modelle mit den Zuwachswerten bis zur fünften Vegetationsperiode zu rechnen. Mit zunehmendem zeitlichem Abstand zur Verpflanzung schwindet der Einfluss des Pflanzereignisses auf das Wachstum der Verjüngungspflanzen. Die negative Beeinflussung des Wachstums durch den Verpflanzschock geht verloren. Doch schwindet auch die positive Wirkung von Düngegaben aus der Baumschule. Entsprechend wird an diese Zuwachswerte die Erwartung geknüpft, dass sie die Wachstumsbedingungen verschiedenalter Dominanzbestände deutlicher abbilden als die bisher einbezogenen Daten der ersten drei Vegetationsperioden. Daher werden zur Modellierung die Zuwächse in den folgenden Modellen die Daten der dritten bis fünften Vegetationsperiode herangezogen.

Modellformulierung

Die Grundform des bereits vorgestellten Wachstumsmodells erwies sich auch für die Modellierung des jährlichen Sprosslängen- und Durchmesserzuwachses der dritten bis fünften Vegetationsperiode am geeignetsten. Das lineare gemischte Modell hat demnach die folgende Form:

$$\left. \begin{array}{l} \Delta I_{a3-5} \\ \Delta WHD_{a3-5} \end{array} \right\} = \beta_0 + \beta_1 \cdot \log_{10}(\max BHD_{TKI})^2 + \beta_2 \cdot \log_{10}(\max BHD_{TKI}) + b_{1,i} \cdot \text{Gebiet} \\ + b_{2,j} \cdot \text{Fläche} + \varepsilon_{i,j,k}$$

wobei durch β_0 das Interzept, durch β_{1-2} die Modellkoeffizienten der festen Effekte, durch b_1 und b_2 die Modellkoeffizienten für die zufälligen Effekte angegeben werden. Der Index i bezeichnet die Untersuchungsgebiete, j die Versuchsflächen und k die einzelnen Probepunkte. Durch den Term $\varepsilon_{i,j,k}$ sind die Modellresiduen dargestellt. Die Anpassung der Varianzstruktur durch die Funktion `varPower()` in R führte in den Zuwachsmodellen der Baumart Winterlinde

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
ERGEBNISSE

zu einer signifikanten Verbesserung der Aussagekraft. Bei den Modellen der Baumart Hainbuche erfolgte hingegen keine Anpassung der Varianzstruktur.

Modellberechnung

Die Modelle für den Sprosslängen- und Durchmesserzuwachs wurden entsprechend der Tabelle 35 akzeptiert. Der Brusthöhendurchmesser der dimensionsstärksten Traubenkirsche am Pflanzplot beeinflusst demnach signifikant den durchschnittlichen jährlichen Sprosslängenzuwachs (Δl_{a3-5}) der Winterlinden sowie den durchschnittlichen jährlichen Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a3-5}) der Winterlinden und Hainbuchen. Der Einfluss des Dominanzbestands auf den Sprosslängenzuwachs der Hainbuchen erwies sich als statistischer Trend. Mit dem fortgeschrittenen Abstand zum Zeitpunkt der Versuchsanlage war bei keiner Baumart ein Einfluss der Ausgangsprosslänge auf den Zuwachs feststellbar.

Tabelle 35: Ergebnisse der gemischten linearen Modelle für den Sprosslängen- [Δl_{a3-5} in $\text{cm}\cdot\text{a}^{-1}$] und Durchmesserzuwachs [ΔWHD_{a3-5} in $\text{cm}\cdot\text{a}^{-1}$] der Winterlinde und Hainbuche in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser der stärksten Traubenkirsche am Pflanzplot ($\text{maxBHD}_{\text{TKI}}$), (Df = Freiheitsgrade des Modells)

	festе Effekte	Modellwert	Standard- fehler	Df	t-Wert	p-Wert
Winterlinde (Sprosslängenzuwachs: Δl_{a3-5})						
β_0	Interzept	91,635	21,729	13	4,217	0,001***
β_1	$\log_{10}(\text{maxBHD}_{\text{TKI}})^2$	95,413	22,930	13	4,161	0,002**
β_2	$\log_{10}(\text{maxBHD}_{\text{TKI}})$	-178,728	44,873	13	-3,983	0,001***
Hainbuche (Sprosslängenzuwachs: Δl_{a3-5})						
β_0	Interzept	83,490	40,651	13	2,054	0,061°
β_1	$\log_{10}(\text{maxBHD}_{\text{TKI}})^2$	79,725	40,626	13	1,962	0,091°
β_2	$\log_{10}(\text{maxBHD}_{\text{TKI}})$	-149,888	82,139	13	-1,825	0,072°
Winterlinde (Durchmesserzuwachs: ΔWHD_{a3-5})						
β_0	Interzept	6,683	2,578	10	2,595	0,026*
β_1	$\log_{10}(\text{maxBHD}_{\text{TKI}})^2$	6,895	2,346	10	2,939	0,024*
β_2	$\log_{10}(\text{maxBHD}_{\text{TKI}})$	-13,118	4,940	10	-2,655	0,015**
Hainbuche (Durchmesserzuwachs: ΔWHD_{a3-5})						
β_0	Interzept	8,215	3,260	13	2,520	0,026*
β_1	$\log_{10}(\text{maxBHD}_{\text{TKI}})^2$	7,995	3,261	13	2,452	0,038*
β_2	$\log_{10}(\text{maxBHD}_{\text{TKI}})$	-15,218	6,590	13	-2,310	0,029*

Wiederum konnte die Zuwachsentwicklung in allen Modellen durch die logarithmische Transformation der unabhängigen Variablen $\text{maxBHD}_{\text{TKI}}$ in einem Polynom zweiten Grades

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ERGEBNISSE

am geeignetsten dargestellt werden. So führt die Entwicklung der Dominanzbestände bis zu einem Durchmesser der vorherrschenden Traubenkirschen von etwa 10 cm zu einer Verschlechterung der Zuwächse der Verjüngungsbaumarten. Nach der Überschreitung des kritischen Durchmessers verbessern sich die Wachstumsbedingungen schließlich. Die Verjüngungsbaumarten reagieren darauf mit einer kontinuierlichen Steigerung der Sprosslängen- und Durchmesserzuwächse.

Das auf Basis der Datengrundlage der dritten bis fünften Vegetationsperiode modellierte Wachstum der Winterlinden und Hainbuchen spiegelt den Einfluss der Verjüngungsbedingungen unter den verschiedenalten Dominanzbeständen noch deutlicher wider. Der durchschnittliche jährliche Sprosslängenzuwachs der Winterlinden in den jüngeren Dominanzbeständen ($\max\text{BHD}_{\text{TKI}} \approx 7 \text{ cm}$) war mit 10 cm weniger als halb so hoch wie in den ältesten Dominanzbeständen ($\max\text{BHD}_{\text{TKI}} \approx 22 \text{ cm}$) mit 23 cm. Im kritischen Durchmesserbereich ($\max\text{BHD}_{\text{TKI}} \approx 10 \text{ cm}$) wies das Modell für die Winterlinden einen minimalen Sprosslängenzuwachs von $\Delta l_{a3-5} = 7,5 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ aus. Ein ähnlicher Zusammenhang konnte für die Baumart Hainbuche als statistischer Trend dargestellt werden. In den jüngeren Dominanzbeständen ($\max\text{BHD}_{\text{TKI}} \approx 5 \text{ cm}$) wurden Sprosslängenzuwächse von $\Delta l_{a3-5} = 17,5 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ festgestellt. Hingegen realisierten die Hainbuchen in den ältesten Dominanzbeständen ($\max\text{BHD}_{\text{TKI}} \approx 23 \text{ cm}$) mit $\Delta l_{a3-5} = 27 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ höhere Sprosslängenzuwächse. Im Bereich ungünstiger Wachstumsbedingungen ($\max\text{BHD}_{\text{TKI}} \approx 10 \text{ cm}$) konnte ein minimales Sprosswachstum von $\Delta l_{a3-5} = 13 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ registriert werden.

Der Einfluss des Dominanzbestands ($\max\text{BHD}_{\text{TKI}}$) auf den Durchmesserzuwachs der Winterlinden und Hainbuchen erwies sich als signifikant. Jedoch war für eine zufriedenstellende Modellierung des Durchmesserzuwachses der Baumart Winterlinde eine Anpassung der Eingangsdaten notwendig. So wurden auf den Plots 1026, 1051 und 1076 der Versuchsfläche R1 vergleichsweise hohe Durchmesserzuwächse festgestellt, die sich nicht durch das Modell erklären ließen. Die Ursächlichkeit dieses Phänomens lässt sich aus der Datenlage nicht erklären. Erklärungsansätze könnten Störungen in der Überschildung oder die Wirkung von günstigeren Standortbedingungen liefern. Nach dem Ausschluss der drei Pflanzplots lieferte das Modell zufriedenstellende Ergebnisse.

Der Durchmesserzuwachs der Winterlinden in den jüngeren Dominanzbeständen wurde im Modell mit $\Delta \text{WHD}_{a3-5} = 0,6 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ausgewiesen. Hingegen war das Durchmesserwachstum

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

in den ältesten Dominanzbeständen mit $\Delta\text{WHD}_{a3-5} = 1,6 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ deutlich besser. Im Bereich des kritischen Durchmessers der Traubenkirschen wies das Modell einen minimalen Durchmesserzuwachs der Winterlinden von $\Delta\text{WHD}_{a3-5} = 0,4 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ aus. Das modellierte Durchmesserwachstum der Baumart Hainbuche zeigte einen ähnlichen Verlauf, jedoch auf einem höheren Niveau. In den jüngeren Dominanzbeständen erreichten die Hainbuchen jährliche Durchmesserzuwächse von 1,5 mm und in den älteren Dominanzbeständen von 2,3 mm. Hingegen wurden unter den ungünstigen Wachstumsbedingungen im Bereich des kritischen Durchmessers der Traubenkirschen lediglich minimale Durchmesserzuwächse von $\Delta\text{WHD}_{a3-5} = 1 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ festgestellt.

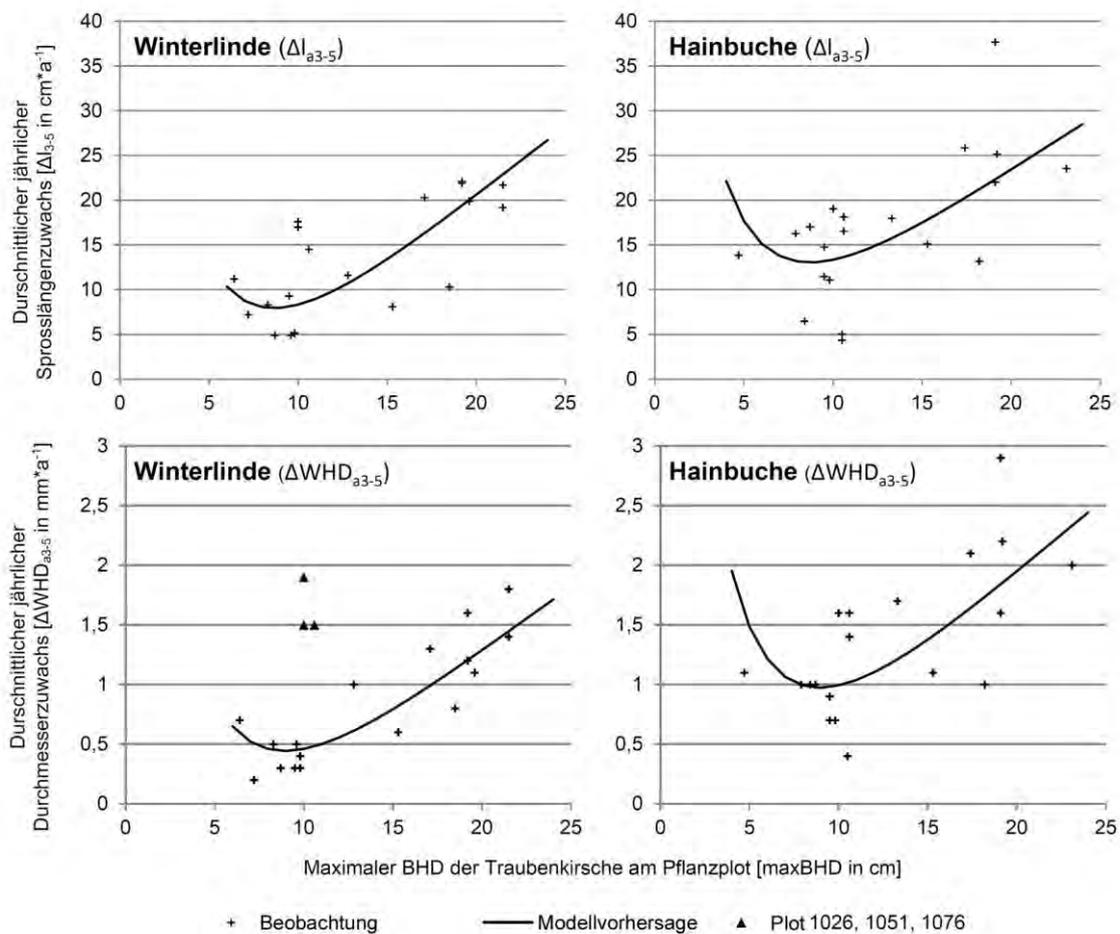


Abbildung 61: Vorhersage der gemischten linearen Modelle für den Sprosslängen- (Δl_{a3-5}) und Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a3-5}) der Winterlinde und Hainbuche in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser der stärksten Traubenkirsche am Pflanzplot ($\text{maxBHD}_{\text{TKI}}$).

Die Wirkung der zufälligen Effekte aus dem Untersuchungsgebiet und der Versuchsflächenwahl war zwischen den Modellen verschieden. In den Modellen für den Sprosslängenzuwachs beider Baumarten und im Modell für den Durchmesserzuwachs der Baumart Hainbuche wurde kein Effekt des Untersuchungsgebiets festgestellt. Hier war die Standardabweichung nahe null. Hingegen wirkte sich der zufällige Effekt Gebiet mit

$s = 0,156 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ auf den Durchmesserzuwachs der Winterlinde aus. Wird der zufällige Effekt Fläche betrachtet, kehrt sich der Zusammenhang um. Die Versuchsflächenwahl wirkte sich in den Modellen für den Sprosslängenzuwachs bei Winterlinde mit $s = 4,922 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ und bei Hainbuche mit $s = 5,437 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ sowie im Modell für den Durchmesserzuwachs der Hainbuche mit $s = 0,443 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ aus. Im Modell für den Sprosslängenzuwachs der Winterlinde konnte kein zufälliger Effekt für die Fläche festgestellt werden. In den jeweiligen Modellvorhersagen erfolgte eine Korrektur der zufälligen Effekte.

Bewertung der Modellgüte

Durch eine iterative Weiterentwicklung der Zuwachsmodele wurde deren Aussagekraft schrittweise verbessert. Grundlage hierfür war der Vergleich der Informationskriterien (AIC und BIC). Zudem kann die Normalverteilung der Modellresiduen als ein weiterer Indikator für die Modellgüte herangezogen werden (ZUUR et al. 2009). Durch den SHAPIRO-WILK-Test konnte die Normalverteilung der Residuen für alle Modelle nachgewiesen werden (Winterlinde ΔI_{a3-5} : $p = 0,368 \text{ ns}$ und ΔWHD_{a3-5} : $p = 0,488 \text{ ns}$ sowie Hainbuche ΔI_{a3-5} : $p = 0,069 \text{ ns}$ und ΔWHD_{a3-5} : $p = 0,168 \text{ ns}$).

5.3.6 ENTWICKLUNG DER BAUMARTEN IM AUSSAATVERSUCH

Im Aussaatversuch wurden die Keimung und frühe quantitative Entwicklung der Versuchsbaumarten auf den Versuchs- und Referenzflächen über zwei Jahre untersucht. Jährlich fand jeweils eine Erhebung im Frühjahr und im Herbst statt. In der Tabelle 36 sind die durchschnittlichen absoluten Keimlingsanzahlen aufgeführt. Beim Vergleich der Keimlingszahlen der Baumarten müssen Unterschiede in der ausgebrachten Samenanzahl und den Anteilen lebensfähiger Samen berücksichtigt werden (siehe Tabelle 16, S. 113).

Zum ersten Aufnahmezeitpunkt im April 2013 konnten bei Winterlinde ($\bar{x} = 54,6$), Hainbuche ($\bar{x} = 93,1$) und Rotbuche ($\bar{x} = 97,1$) hohe mittlere Keimlingszahlen festgestellt werden. Hierbei wiesen die Keimlingszahlen zwischen den einzelnen Saatplots sehr hohe Streuungen auf. Die größte Spanne wurde bei der Hainbuche mit minimal 8 und maximal 163 Keimlingen pro Laufmeter festgestellt. Im Laufe der ersten Vegetationsperiode fiel ein großer Teil der Keimlinge aus. So halbierten sich die Keimlingszahlen bei Winterlinde und Hainbuche bis zum Mai 2014. Bei der Rotbuche fielen im selben Zeitraum sogar 58 % der Keimlinge aus. Der größte Teil der Keimlinge verging bei den vorgenannten Baumarten bereits im Laufe der ersten Vegetationsperiode. Im Laufe der zweiten Vegetationsperiode reduzierten sich die mortalitätsbedingten Abgänge deutlich. Bei Winterlinde und Hainbuche beliefen sich die

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

Ausfälle auf lediglich 5 % der Ausgangspflanzenzahl, sodass am Ende der zweiten Vegetationsperiode noch durchschnittlich 25 Winterlinden und 42 Hainbuchen pro Laufmeter Saatrille vorhanden waren. Vergleichsweise höher waren hingegen die Ausfälle bei der Rotbuche. Hier fielen 13 % der Ausgangspflanzenzahl in der zweiten Vegetationsperiode aus, womit im August 2014 durchschnittlich 28 Rotbuchen pro Laufmeter vorgefunden wurden.

Tabelle 36: Mittlere Keimlingszahl [1/lfm] der Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche, Eberesche und Traubeneiche zu den vier Aufnahmezeitpunkten im April und August 2013 sowie Mai und August 2014. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{min}) und Maximalwerts (x_{max}).

[1/lfm]	Winterlinde		Hainbuche		Rotbuche		Eberesche		Traubeneiche	
	\bar{x} p(ANOVA)	s $x_{min} - x_{max}$								
Apr. 13	54,6 (0,465 ns)	13,2 23–75	93,1 (0,567 ns)	43,3 8–163	97,1 (0,187 ns)	26,8 45–145	2,6 (0,997 ns)	3,5 0–10	-	-
Aug. 13	32,6 (0,082 ns)	14,7 9–63	56,8 (0,118 ns)	33,2 0–113	43,3 (0,011**)	23,07 0–83	3,3 (0,723 ns)	3,4 0–10	14,1 (0,666 ns)	5,1 3–25
Mai. 14	27,5 (0,159 ns)	15,1 3–63	46,3 (0,074 ns)	31,0 0–98	40,3 (0,015**)	21,4 0–83	43,0 (0,823 ns)	30,2 0–100	11,7 (0,647 ns)	5,2 3–20
Aug. 14	24,6 (0,135 ns)	13,7 0–55	42,1 (0,093 ns)	26,2 0–93	27,7 (0,002**)	18,4 0–63	39,1 (0,935 ns)	26,2 0–93	7,1 (0,145 ns)	5,2 0–23

Die Keimung der Eberesche war im ersten Jahr sehr gering. Hier wurden bei den ersten beiden Aufnahmen im Mittel lediglich 3 Keimlinge pro Laufmeter vorgefunden ($\bar{x}_{Apr13} = 2,6$; $\bar{x}_{Aug13} = 3,3$). Hingegen konnten im Folgejahr mit durchschnittlich 43 Keimlingen pro Laufmeter deutlich höhere Keimlingszahlen festgestellt werden. Die Streuungsmaße verdeutlichen die großen Unterschiede zwischen den Saatplots. Bemerkenswert ist die geringe Abnahme der Keimlingszahlen, die bis zum August 2014 lediglich 9 % des Frühjahrswerts betrug.

Das Auflaufen der Traubeneiche konnte mit rund 14 Keimlingen pro Laufmeter erst im August 2013 festgestellt werden. In den folgenden zwei Aufnahmen wurde eine kontinuierliche Abnahme der Keimlingszahlen beobachtet. Bis zum Ende der zweiten Vegetationsperiode verging die Hälfte der Keimlinge wieder, sodass sich dann durchschnittlich 7 Keimlinge auf jedem Laufmeter Saatrille befanden.

Die Abbildung 62 stellt die Entwicklung der mittleren Keimlingszahlen auf den Versuchs- und Referenzflächen über die zwei Vegetationsperioden dar. Hierbei ist der baumartenspezifische Entwicklungsverlauf in den meisten Fällen zwischen den Flächen vergleichbar. Lediglich bei

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
 ERGEBNISSE

der Winterlinde ist in der ersten Vegetationsperiode auf der Referenzfläche RR eine stärkere Abnahme der Keimlingszahlen als auf den übrigen Flächen zu beobachten. Auch die Keimlingszahlen der Rotbuche nahmen in der ersten Vegetationsperiode auf den Versuchsflächen A1, A2 und R1 stärker ab als auf den übrigen Flächen.

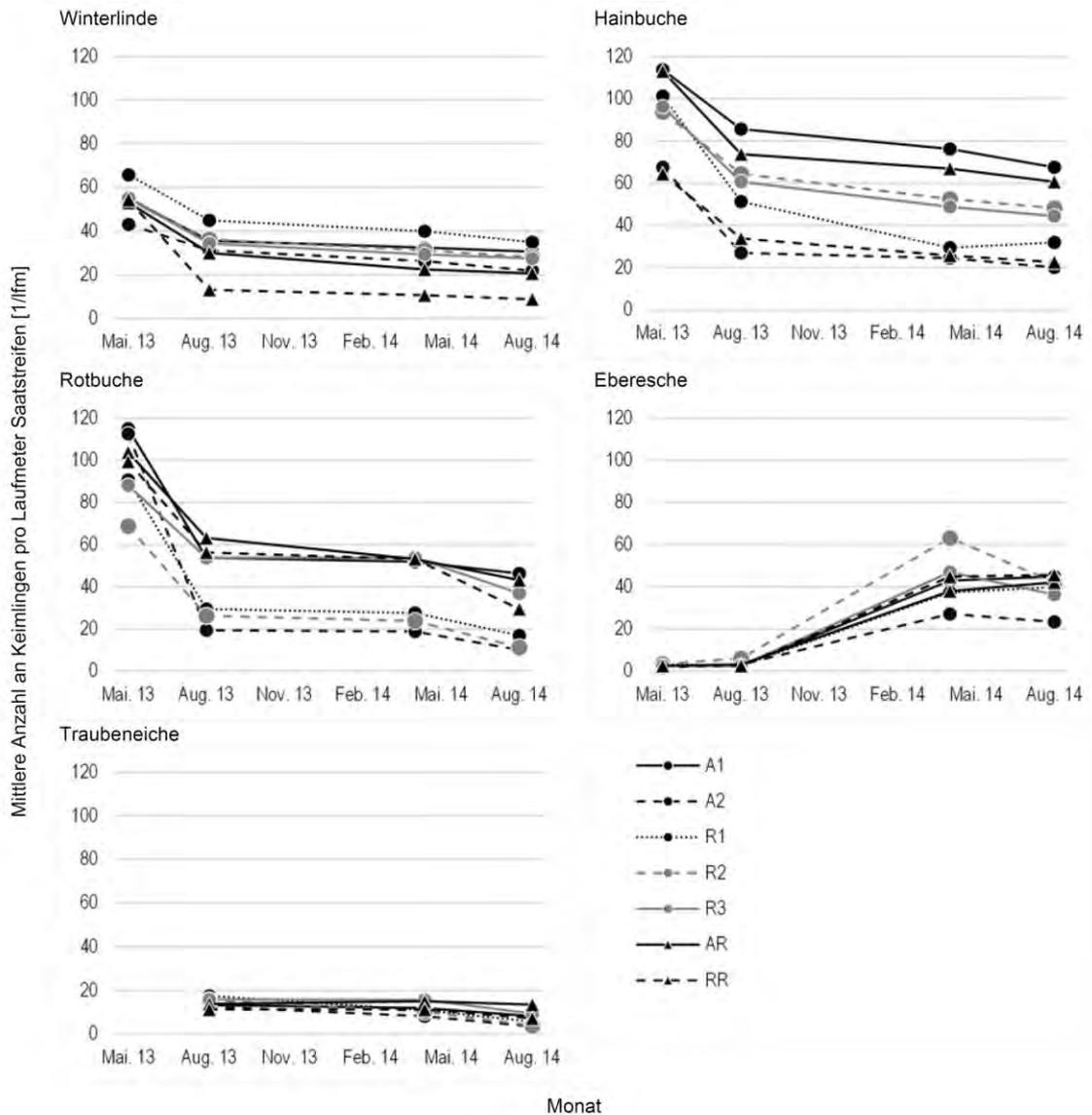


Abbildung 62: Entwicklung der mittleren Keimlingszahlen [1/lfm] der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche, Eberesche und Traubeneiche im Laufe der zwei Vegetationsperioden auf den fünf traubenkirschengepägten Versuchsflächen und zwei Referenzflächen

Die ANOVA wies einzig für die Baumart Rotbuche zum zweiten ($p = 0,011^{**}$), dritten ($p = 0,015^{**}$) und vierten Aufnahmezeitpunkt ($p = 0,002^{**}$) auf Unterschiede zwischen Keimlingszahlen zwischen den Versuchs- und Referenzflächen hin (Tabelle 36). Hierbei konnten durch den BONFERRONI-Test lediglich am Ende der zweiten Vegetationsperiode signifikant höhere Keimlingszahlen auf der Versuchsfläche A1 gegenüber A2 ($p = 0,019^*$) und

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
ERGEBNISSE

R2 ($p = 0,026^*$) sowie auf der Referenzfläche AR gegenüber der Versuchsfläche A2 ($p = 0,042^*$) festgestellt werden. Alle übrigen Unterschiede waren nicht signifikant.

5.4 DISKUSSION

5.4.1 AUSSAGEFÄHIGKEIT DER VERSUCHSANLAGE

Versuchsanlage

Die Wirkung von Dominanzbeständen aus Spätblühender Traubenkirsche unter Kiefernforsten auf die frühe Entwicklung von heimischen Laubbaumarten wurde im Freiland untersucht. Hierfür wurden Pflanzversuche in Waldbeständen angelegt. Derartige Feldversuche erlauben es, die Wachstumsreaktionen der Verjüngungspflanzen unter natürlichen Bedingungen zu ergründen und stellen eine etablierte Methode in der waldbaulichen Forschung dar (u. a. WAGNER 1994a; DELUCIA et al. 1998; KAZDA et al. 1998; CANHAM et al. 1999; PICHLER et al. 2001; KING 2003; BECKAGE und CLARK 2003; RETTER 2004; COLLET und CHENOST 2006; LÖF et al. 2007; PETRITAN et al. 2007; AMMER et al. 2008; HASSTEDT und ANNIGHÖFER 2020a). Der Vorteil von Feldversuchen liegt in der hohen Repräsentativität der Ergebnisse (THOMAS 2006).

Die Heterogenität der Umwelteinflüsse ist bei Freilandversuchen sehr hoch (HUTH et al. 2011). Demnach ist die Anzahl der Faktoren, welche konstant gehalten werden können, gering und der Einfluss nicht beeinflussbarer Faktoren vergleichsweise hoch. Hieraus resultiert eine Erhöhung der Variabilität der Prüfmerkmale, was zu einer Abnahme der Reproduzierbarkeit der Bedingungen führt (THOMAS 2006). Der Wahl eines geeigneten Versuchsdesigns kommt demnach eine besondere Bedeutung zu. Der Pflanzversuch wurde als randomisierter Blockversuch angelegt. Bei der Auswahl der Versuchsflächen wurde großer Wert auf die Homogenität der Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche gelegt. Entsprechend wurden nur Dominanzbestände mit einer homogenen Alters- und Bestandesstruktur als Versuchsflächen in die Untersuchung einbezogen.

Der Nutzung einer geeigneten Methode zur statistischen Auswertung kommt eine besondere Bedeutung zu, denn es ist aufgrund der Fülle an möglichen Einflussfaktoren in der Auswertung unmöglich, alle Faktoren als feste Effekte zu berücksichtigen. Durch die Nutzung linearer gemischter Modelle (LMM) ist es möglich, zufällige Effekte, die sich aus der Wahl der Untersuchungsgebiete und Versuchsflächen ergeben, zu berücksichtigen (HEDDERICH und SACHS 2012). Weiterhin wird der mehrfach räumlich geschachtelten Versuchsanlage („nested plots“) durch die Verwendung der linearen gemischten Modelle Rechnung getragen, da die Wiederholungen innerhalb der Versuchsflächen sonst gegebenenfalls als Pseudoreplikationen zu betrachten wären (vgl. HURLBERT 1984).

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH DISKUSSION

Die Ergebnisse spiegeln die Wachstumsreaktionen der Verjüngungspflanzen unter den abiotischen und biotischen Rahmenbedingungen auf den Versuchsflächen wider. Der abiotische Rahmen wird hierbei durch das Klima und die Standortbedingungen in den Untersuchungsgebieten gebildet. Unter anderem nimmt mit zunehmender Standortgüte die Schattentoleranz der Baumarten zu (LYR et al. 1992). Die Standorteigenschaften lassen sich in allen Fällen durch eine mittlere Nährkraft- und Feuchtestufe charakterisieren. Hinsichtlich der Niederschlagsmengen und Durchschnittstemperaturen sind der Authausener Wald und die Rühnicker Heide vergleichbar. In beiden Untersuchungsgebieten wird ein durchschnittlicher Jahresniederschlag von 680 Millimetern erreicht. Davon fallen rund 355 Millimeter Niederschlag in der Vegetationszeit.

Die biotischen Rahmenbedingungen für das Wachstum und die Entwicklung der Verjüngungspflanzen werden maßgeblich durch die Bestockung auf den Versuchsflächen geprägt. In allen betrachteten Fällen handelt es sich um zweischichtige Bestände. In der unteren Bestandesschicht befindet sich ein geschlossener Schirm aus Spätblühender Traubenkirsche, der als Dominanzbestand bezeichnet wird. Der Oberstand wird durch die Baumart Gemeine Kiefer gebildet. Die Struktur des Oberstands aus Gemeiner Kiefer stellte sich auf den Versuchsflächen verschieden dar. Es wurden unter anderem deutliche Unterschiede im Alter und im Bestockungsgrad festgestellt. Im Authausener Wald befanden sich vereinzelt Mischbaumarten im Oberstand. Im Zuge der Modellierung wurde geprüft, inwieweit der Oberstand einen Effekt auf das Wachstum der Versuchsbaumarten hatte. Es konnte kein direkter Effekt auf das Wachstum der eingebrachten Baumarten festgestellt werden.

Das Wachstum der Spätblühenden Traubenkirschen im Unterstand wird von der Struktur und dem Aufbau des Oberstands aus Gemeiner Kiefer beeinflusst. HAAG und WILHELM (1998) beschreiben das Wachstum des Neophyten im Unterstand als ausschließlich krummschäftig und begründen dies mit dem stark phototropen Wachstum der Baumart. Aus dem nordamerikanischen Heimatgebiet der Spätblühenden Traubenkirsche ist bekannt, dass sowohl die Wuchsform als auch die Konkurrenzstärke der Baumart stark von Niederschlag, Temperatur und Standortgüte abhängig sind (AUCLAIR und COTTAM 1971; MARQUIS 1990). In Nordamerika – wie auch in Europa – weist die Spätblühende Traubenkirsche eine weite ökologische Amplitude auf (STARFINGER 1990; ZERBE und WIRTH 2006). Auf sandigen, sauren und oligotrophen Standorten findet der Neophyt im europäischen Verbreitungsgebiet ideale Wuchsbedingungen und zeigt sich am konkurrenzstärksten (CHABRERIE et al. 2007a, 2007b; CLOSSET-KOPP et al. 2011). So stellte BORRMANN (1988) eine besonders schnelle

Verbreitung auf mäßig trockenen und mäßig nährstoffversorgten Standortbedingungen fest. Die Standortbedingungen in den Untersuchungsgebieten entsprechen demnach dem Optimum der Baumart in deren europäischen Verbreitungsgebiet. Der Geltungsbereich der vorliegenden Ergebnisse dürfte sich demnach auf den zuvor diskutierten Rahmen erstrecken. Eine Übertragung der Ergebnisse auf abweichende Rahmenbedingungen hinsichtlich der Standorttrophie oder der Niederschlagsmengen sollte stets unter kritischer Reflektion erfolgen.

Chronosequenzansatz

Die Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche unterscheiden sich hinsichtlich der Stammzahl, der Baumhöhen und -durchmesser zwischen den Versuchsflächen. STARFINGER (1991) definierte typische demografische Phasen, die die Dominanzbestände in ihrer Entwicklung durchlaufen. Die Phasen sind durch das unterschiedliche zahlenmäßige Vorkommen einzelner Größenklassen der Bestandesglieder charakterisiert.

Die Dominanzbestände der Versuchsflächen lassen sich ebendiesen demografischen Entwicklungsphasen zuordnen (Abbildung 63). Kennzeichnend für die Versuchsflächen A1 und A2 ist der hohe Anteil dimensionsschwacher Bäume mit Brusthöhendurchmessern von rund drei Zentimetern bei einer gleichzeitig geringen Grundfläche des Dominanzbestands. Es sind kaum Keimlinge und einjährige Spätblühende Traubenkirschen am Waldboden zu finden. Damit können diese Versuchsflächen der Wachstumsphase zugeordnet werden.

Entwickeln sich die Dominanzbestände weiter, entsteht in der Reifephase ein Nebeneinander von dimensionsschwachen und dimensionsstärkeren Bäumen. Dabei wächst die Grundfläche des Dominanzbestands weiter an. Anhand der Stammzahl/Durchmesser-Verteilung lässt sich die Versuchsfläche R1 der Reifephase zuordnen. In der Endphase besteht der Dominanzbestand schließlich aus wenigen dimensionsstarken Bäumen. Jüngere Entwicklungsstadien treten kaum in Erscheinung. In ebendiese Phase ordnet sich die Versuchsfläche R2 ein. Mit der fortschreitenden Alterung der Dominanzbestände scheiden immer häufiger herrschende Bestandesglieder aus, und es entstehen Lücken im Kronendach (BORRMANN und GEBAUER 2010). Können diese Lücken von verbleibenden Bäumen nicht geschlossen werden, treten die Bestände in die Verjüngungsphase ein. Auf der Versuchsfläche R3 ist ein beginnender altersbedingter Zerfall des Oberstands festzustellen. Der Anteil dimensionsstarker Bäume nimmt ab, was mit einer Abnahme der Grundfläche einhergeht. Weiterhin treten vermehrt dimensionsschwache Spätblühende Traubenkirschen in Erscheinung. Demnach ist diese Versuchsfläche dem Übergang von der Endphase hin zur Verjüngungsphase zuordnen. Alle

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
DISKUSSION

Entwicklungsphasen können durch Störungen im Oberstand in die Verjüngungsphase zurückfallen. Treten die Dominanzbestände in die Verjüngungsphase ein, dann schließt sich der Verjüngungszyklus des Neophyten. Anhand der eindeutigen Zuordenbarkeit der Versuchsflächen zu den demografischen Entwicklungsphasen nach STARFINGER (1991) wird der Chronosequenzansatz bestätigt. Demnach lassen sich die Versuchsflächen in der Abfolge A1 – A2 – R1 – R2 – R3 nach ihrem Entwicklungszustand ordnen.

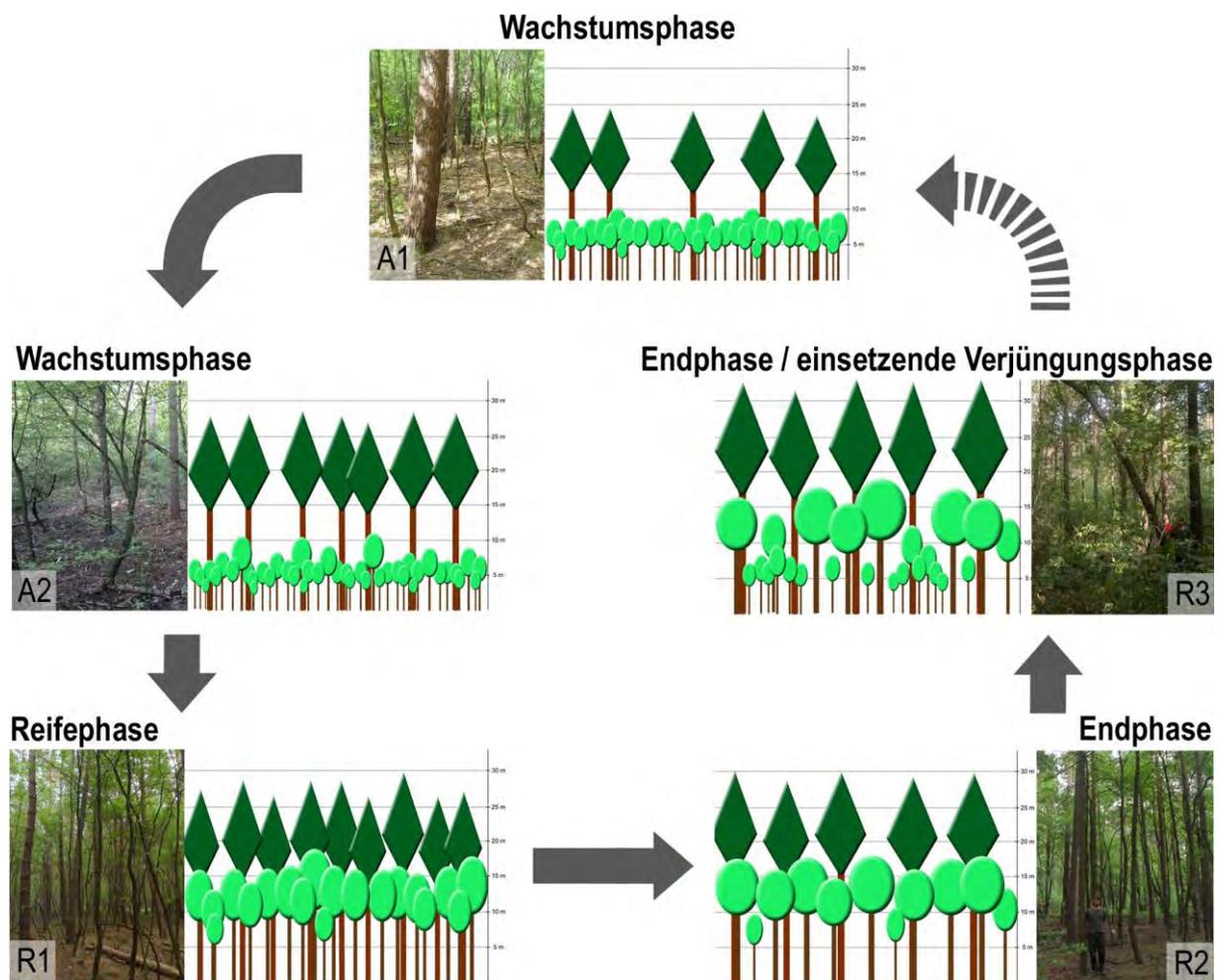


Abbildung 63: Die in den Versuch einbezogenen Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche lassen sich auf Grundlage der Bestandesparameter (Alter, Stammzahlverteilung, Verjüngung) den Altersphasen nach STARFINGER (1990) zuordnen und bilden in deren Abfolge eine Chronosequenz alternder Dominanzbestände.

VANHELLEMOUNT et al. (2009b) konnten bei der Untersuchung verschiedenalter Dominanzbestände im Alter zwischen 35 und 52 Jahren eine kontinuierliche Reduktion der Stammzahl von 2.388 auf 663 Stück pro Hektar feststellen. Zugleich wurde mit der Alterung eine Zunahme der Durchmesser an der Stammbasis festgestellt. Eine vergleichbare Entwicklung der Stammzahl wird bei der chronologischen Betrachtung der Versuchsflächen A1 – A2 – R1 – R2 offenkundig. Diese Entwicklung geht mit einer deutlichen Rechtsverschiebung und Abflachung der Stammzahl/Durchmesser-Verteilungen einher. Auch

anhand der Stammzahl/Durchmesser-Verteilung lässt sich der Chronosequenzansatz in der vorliegenden Untersuchung bestätigen.

Strahlung unter den Dominanzbeständen und auf den Referenzflächen

In Waldbeständen werden die Entwicklungsmöglichkeiten der Gehölzverjüngung – neben den abiotischen Faktoren Standort und Klima – ganz wesentlich vom Aufbau und von der Zusammensetzung des Bestandesschirms bestimmt (MITSCHERLICH 1975; OTTO 1994; RÖHRIG et al. 2006). WAGNER et al. (2011, S. 18) definieren derartige Schirmwirkungen (*canopy effects*) als „... any change in environmental conditions at the forest floor level brought about the presence of forest canopy when compared to clearances“. Die Strahlung am Waldboden wird von verschiedenen Autoren als der wichtigste Einflussfaktor für die Entwicklung der Verjüngung angesehen (RÖHRIG 1967; RÖHRIG et al. 2006; O'HARA 2014; BARTSCH und RÖHRIG 2016).

Während der strahlungsmindernde Effekt des Kiefernoberstands in den betrachteten Waldbeständen eher gering einzuschätzen ist, beeinflusst die zweite Bestandesschicht aus Spätblühender Traubenkirsche die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden stark. Die Transmission über den Pflanzplots lag zwischen 0,36 und 9,29 Prozent der Freilandstrahlung. Derartig geringe Strahlungswerte unter Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche konnten auch in den Untersuchungen anderer Autoren bestätigt werden (STARFINGER 1990; RODE et al. 2001, 2002; RETTER 2004).

Die Versuchsflächen lassen sich anhand der Alter der Dominanzbestände und der erhobenen Strahlungswerte in einer chronologischen Abfolge ordnen, was den Chronosequenzansatz der vorliegenden Untersuchung bestärkt. Folglich lassen sich die Versuchsflächen anhand der Bestandesparameter in das Strahlungsmodell einordnen (vgl. Kapitel 4). Methodische Unterschiede in der Erfassung der Bestandesparameter bedingen hierbei die Anpassung der abhängigen Eingangsgröße. So erfolgte die Erfassung der Bestandesparameter im Strahlungsmodell über konzentrische Probekreise mit einer hohen Detailschärfe, insbesondere unter den schwach dimensionierten Traubenkirschen. In den Stammverteilungsplänen, die zur Charakterisierung der Versuchsflächen erstellt wurden, erfolgte hingegen lediglich die Erfassung von Traubenkirschen über 1,3 Meter Höhe. Folgerichtig ist die Detailschärfe im Kollektiv der schwach dimensionierten Traubenkirschen geringer. Der unterschiedlichen Methodik bei der Erfassung der Bestandesparameter geschuldet, wurde zur Einordnung der Strahlungswerte auf den Versuchsflächen in das Strahlungsmodell der Brusthöhendurchmesser

der zwanzig Prozent stärksten Traubenkirschen als erklärende Variable herangezogen (Abbildung 64).

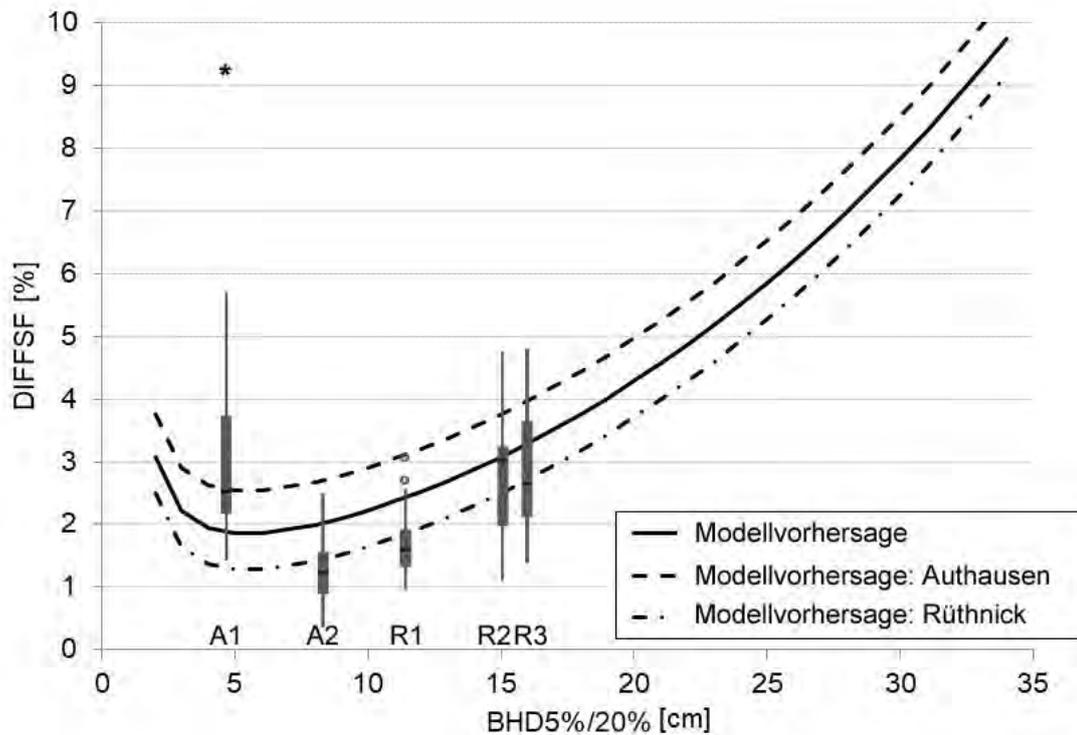


Abbildung 64: Die Einordnung der Strahlungswerte auf den Versuchsfeldern in das Strahlungsmodell bestätigt den Chronosequenzansatz. Aufgrund unterschiedlicher Erhebungsverfahren bei der Erfassung der Bestandesparameter werden unterschiedliche Teilkollektive zur Berechnung der erklärenden Brusthöhendurchmesser herangezogen (5 % im Strahlungsmodell und 20 % für die Versuchsfelder).

In der Abfolge der Versuchsfelder von A1 zu A2 nehmen die mittleren Strahlungswerte von 3,21 Prozent auf 1,4 Prozent der Freilandstrahlung ab. Damit einhergehend verringert sich die Spannweite der festgestellten Strahlungswerte sehr stark. Im weiteren Verlauf steigt die mittlere Strahlung von den Versuchsfeldern A2 zu R3 kontinuierlich auf 2,89 Prozent der Freilandstrahlung an. Gleichzeitig wird die Spannweite der beobachteten Strahlungswerte größer. Dies deckt sich mit den Erkenntnissen des Strahlungsmodells, wonach mit der Alterung der Dominanzbestände zunächst ein rapider Abfall der Strahlungsverfügbarkeit unter den Dominanzbeständen erfolgt. Nach Überschreiten einer Phase minimaler Strahlungsverfügbarkeit nimmt die Strahlung kontinuierlich zu.

Die Strahlungswerte der Versuchsfelder reihen sich in die Vorhersagen des Strahlungsmodells im jeweiligen Untersuchungsgebiet ein. Einzig die Strahlungswerte der Versuchsfeldfläche A2 unterschreiten die Modellvorhersage für den Authausener Wald deutlich. Im Gegensatz zu den übrigen Versuchsfeldern wies die Versuchsfeldfläche A2 einen hohen Anteil von Stockausschlägen auf. Der Grundflächenanteil von Traubenkirschen aus vegetativer Regeneration betrug auf

dieser Versuchsfläche sechsdreißig Prozent. Mit hoher Wahrscheinlichkeit ist dieser Zustand auf eine mechanische Managementmaßnahme zurückzuführen. Das günstigere Spross/Wurzel-Verhältnis ermöglicht es den vegetativ gebildeten Stockausschlägen, längere Zeit in den unteren Bestandesschichten zu überleben, ohne ausgedunkelt zu werden (AUCLAIR und COTTAM 1971; STARFINGER 1990). Des Weiteren zeigen Stockausschläge im Vergleich zu Kernwüchsen ein schnelleres Wachstum (HUSCH 1954; HAAG und WILHELM 1998; NEUBERGER 2003) und eine gesteigerte Biomasseproduktion (BILKE 1996). Diese Faktoren führen zu einer stärkeren Reduktion der Strahlung unter den Dominanzbeständen aus Stockausschlägen im Vergleich zu Kernwüchsen bei vergleichbaren Baumhöhen und Durchmessern, wodurch sich wiederum die niedrigen Strahlungswerte auf der Versuchsfläche A2 erklären lassen.

Die Strahlungskennwerte der Versuchsflächen wurden aus hemisphärischen Fotos erhoben, die im zweiten Versuchsjahr angefertigt wurden. Gemäß der methodischen Beschreibung erfolgten die Aufnahmen im vollbelaubten Zustand der Dominanzbestände unter idealen Bewölkungsbedingungen. Es handelt sich demnach um Momentaufnahmen des Kronenraums. Das Blätterdach der Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche ist jedoch nicht statisch fixiert, sondern vielmehr sowohl im Verlauf der Vegetationsperiode als auch über die Versuchsjahre hinweg dynamischen Veränderungen unterworfen. Die Gründe für derartige Veränderungen sind vielfältig. Einzelne Aspekte sollen folgend diskutiert werden.

MARKAN (1989) stellte bei der Untersuchung von Beständen der Spätblühenden Traubenkirsche in Berlin den ersten Laubfall bereits ab dem Monat Mai fest. Eine Beobachtung, die ebenfalls auf den Versuchsflächen des Pflanzversuchs gemacht werden konnte. Hierbei werden zunächst die Blätter des unteren Kronenraums abgeworfen, da deren ökologische Kosten für die Traubenkirsche durch die geringe Lichtausbeute und die damit einhergehende geringe Fotosyntheseleistung am höchsten sind.

Weiterhin wurde auf nahezu allen Versuchsflächen der Fraß des Fünfpunktigen Blattkäfers (*Gonioctena quinquepunctata* FABR.) festgestellt. Durch den Lochfraß der Imago und den Skelettierfraß der Larven vermag es diese Käferart, die gesamte Blattspreite der Spätblühenden Traubenkirsche zu verzehren (HALAREWICZ und JACKOWSKI 2011). Hieraus kann eine nicht zu vernachlässigende Auflichtung des Kronendachs resultieren (KLAIBER 1999).



Abbildung 65: Durch den Fünfpunktigen Blattkäfer (*Gonioctena quinquepunctata*) verursachter Loch- und Skelettierfraß an Spätkirsche auf der Versuchsfläche A1 (a). Eine Larve des Fünfpunktigen Blattkäfers bei der Nahrungsaufnahme (b).

Die Kronen der Lichtbaumart verschieben sich durch das Erwachsen in der zweiten Bestandesschicht sehr weit in den oberen Kronenraum (HAAG und WILHELM 1998; NEUBERGER 2003; URBAN et al. 2009), was den Schwerpunkt des Baumes sehr weit nach oben verschiebt. Häufig ist ein zum Licht orientierter Schräglingswuchs der Bäume zu beobachten (HAAG und WILHELM 1998; BREHM 2004), der zu einer seitlichen Verlagerung des Schwerpunkts führen kann. Die Verankerung im Sandboden ist durch das flache Wurzelwerk schlecht (HOUGH 1960; MUYS et al. 1992). Aufgrund der Kombination aus dem ungünstigen Masseschwerpunkt der Kronen bei zugleich unzureichender Verankerung im Boden muss die Stabilität der Spätkirsche unter dem Kieferschirm als gering eingeschätzt werden. So konnten über den Versuchszeitraum hinweg in allen Versuchsbeständen geworfene und abgebrochene Traubenkirschen festgestellt werden. Durch derartige Störungen ist von einer entscheidenden Begünstigung des Strahlungsregimes am Waldboden auszugehen.



Abbildung 66: Nach dem Licht orientierter Schräglingswuchs, abgebrochene Kronenteile und erhebliche Mengen abgestorbener Spätkirschen am Waldboden (links) sowie geworfene Spätkirsche mit flach streifendem Wurzelwerk (rechts) zeugen in der Rühnicker Heide von der erhöhten Instabilität der Baumart in älteren Dominanzbeständen unter dem Schirm der Gemeinen Kiefer.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH DISKUSSION

Auch die alterungsbedingte Entwicklung der Dominanzbestände über den Versuchszeitraum wird zu einer Veränderung der Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden beigetragen haben. Dem Strahlungsmodell folgend, ist davon auszugehen, dass sich die Strahlungsverfügbarkeit der jungen Versuchsflächen A1 im fünfjährigen Betrachtungszeitraum tendenziell verschlechtert hat. Hingegen ist für die übrigen älteren Versuchsflächen von einer Verbesserung der Strahlungsverfügbarkeit im Versuchszeitraum auszugehen.

RETTNER (2004) untersuchte die Strahlung in Voranbauversuchen unter Spätblühender Traubenkirsche im Niedersächsischen Forstamt Lingen, Revier Elbergen. Bei der Wiederholungsaufnahme des im Jahr 1997 begründeten Voranbauversuchs konnte im Jahr 2003 eine deutliche Verbesserung der Strahlungsverfügbarkeit festgestellt werden. Im Jahr der Begründung des Voranbauversuchs wurden im damals neunzehnjährigen Dominanzbestand unter Birke durchschnittliche Strahlungswerte von 5,1 Prozent der Freilandstrahlung festgestellt. Der Dominanzbestand wies zu diesem Zeitpunkt eine Höhe von 11,7 Metern und einen Brusthöhendurchmesser von elf Zentimetern auf. Bis zum Jahr 2003 steigerte sich die Strahlungsverfügbarkeit in dem waldbaulich unbehandelten Dominanzbestand auf durchschnittlich 19,6 Prozent der Freilandstrahlung. Demnach ist die Strahlungsverfügbarkeit in Dominanzbeständen auch ohne menschliches Zutun starken Veränderungen unterworfen. Eine derart starke Steigerung der Strahlungsverfügbarkeit um nahezu fünfzehn Prozentpunkte innerhalb des kurzen sechsjährigen Betrachtungszeitraums erscheint unter Betrachtung des Strahlungsmodells ungewöhnlich hoch.

Die vorgenannten Einflussfaktoren stellen eine Auswahl wesentlicher Gründe dar, die im Jahresverlauf und in der Abfolge der Versuchsjahre zu Veränderungen der Strahlungsverfügbarkeit unter den Dominanzbeständen beitragen können. Derartige Veränderungen können durch die erhobenen hemisphärischen Momentaufnahmen nicht abgebildet werden. Diese Tatsache muss auch bei der Bewertung der Wachstumsreaktionen der Verjüngungsbaumarten bedacht werden.

Bedingt durch die Kriterien der Versuchsflächenauswahl – hier vor allem die Maßgaben der Gleichaltrigkeit, Homogenität im Kronenschluss sowie das spärliche Vorhandensein aufgelaufener Verjüngung und Bodenvegetation –, wurden ausschließlich „ideale“ Dominanzbestände als Versuchsflächen in die Untersuchung einbezogen. Diese lassen sich eindeutig den Entwicklungsphasen nach STARFINGER (1991) zuordnen. Nach Störungen können jedoch alle Entwicklungsphasen erneut direkt in die Verjüngungsphase übergehen. Denn auf Störungen reagieren die Sämlingsbanken der Spätblühenden Traubenkirsche sofort

mit einem gesteigerten Wachstum (CLOSSET-KOPP et al. 2007). Dieser Übergang der Phasen wurde in den Dominanzbeständen der Untersuchungsgebieten sehr häufig beobachtet. Der Phasenwechsel ist an eine Erhöhung der Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden gekoppelt. Im Umkehrschluss kann gefolgert werden, dass durch die Beschränkung auf „ideale“ Dominanzbestände ohne Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche auf den Versuchsflächen eher ungünstige Verjüngungsbedingungen der jeweiligen Entwicklungsphase widergespiegelt werden.

Die Strahlungsreduktion durch den Kiefernoberstand wurde nicht erhoben. Durch verschiedene Autoren wird die Transmission von geschlossenen Kiefernaltbeständen mit zwanzig bis dreißig Prozent der Freilandstrahlung angegeben (MESSIER und PUTTONEN 1995; BOLTE und BILKE 1998; VALLADARES und NIINEMETS 2008). PETERSEN und WAGNER (1999) konnten zudem einen engen Zusammenhang zwischen dem Bestockungsgrad und der relativen Beleuchtungsstärke unter Kiefernschirmen feststellen. KÄTZEL et al. (2006) wiesen bei der Untersuchung von Voranbauten die positive Wirkung von Kiefernschirmen mit höheren Bestockungsgraden nach, indem dadurch einerseits Temperaturextreme gedämpft wurden und andererseits die Evapotranspiration der darunter befindlichen Verjüngungsbaumarten deutlich gesenkt werden konnte. Hingegen führte ein höherer Bestockungsgrad lediglich zu einer geringen Reduktion des Bestandesniederschlags. Im Zuge der Modellierung konnte kein Effekt des Kiefernoberstands auf die Mortalität und das Wachstum der Versuchsbaumarten nachgewiesen werden.

In den dreiunddreißig- und achtunddreißigjährigen Referenzbeständen aus Gemeiner Kiefer wurden Strahlungswerte zwischen 5,6 und 10,8 Prozent der Freilandstrahlung festgestellt. Beide Bestände waren waldbaulich ungepflegt, was sich durch einen hohen Kronenschluss (geschlossen bis gedrängt) und eine hohe Stammzahl zeigte (Abbildung 67). Zudem befanden sich die Referenzbestände in einer Altersphase, in welcher die Strahlungsverfügbarkeit unter Kiefernbeständen in charakteristischer Weise besonders niedrig ist (MESSIER und PUTTONEN 1995).

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH DISKUSSION



Abbildung 67: Blick in die Referenzbestände aus Gemeiner Kiefer (a) im Authausener Wald (AR, 38 Jahre) und (b) in der Rühnicker Heide (RR, 33 Jahre).

Wirkung der Dominanzbestände auf das Waldinnenklima

Der über den Pflanzplots bestimmte Diffuse Site Faktor (DIFFSF) eignet sich nach PETERSEN und WAGNER (1999) als Kennwert auch für die Charakterisierung der Ressourcenverfügbarkeit des Mikrostandorts. Denn die Baumkronen vermindern nicht nur die Einstrahlung von Sonnenlicht, sondern bedingen auch durch Interzeption eine Reduktion des Bestandesniederschlags am Waldboden (BARTSCH und RÖHRIG 2016). Die daraus hervorgehende Veränderung des Mikroklimas am Waldboden wird insbesondere durch die Dichte der Überschirmung bestimmt, indem sich Qualität und Quantität des verfügbaren Lichts, die Luft- und Bodentemperatur und die Luftfeuchtigkeit gegenüber den Freilandbedingungen verändern (HEITHECKER und HALPERN 2006). Die Spätblühende Traubenkirsche verändert das Mikroklima in den besiedelten Kiefernforsten entscheidend (MUYS et al. 1992). CHABRERIE et al. (2008) führten vergleichende vegetationskundliche Untersuchungen in durch die Spätblühende Traubenkirsche beeinflussten und unbeeinflussten Beständen durch. War der Neophyt vorhanden, wurden mehr charakteristische Waldarten gefunden. Dies führten die vorgenannten Autoren auf das Vorhandensein eines echten Waldklimas mit geringerer Lichtverfügbarkeit am Waldboden, höherer Luftfeuchtigkeit und geringeren Temperaturschwankungen zurück.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH DISKUSSION

Im vorliegenden Freilandversuch konnte durch die Ausbildung von Dominanzbeständen eine positive Wirkung auf das Waldinnenklima in den Kiefernforsten nachgewiesen werden. Dabei zeigten die durchschnittlichen Temperatur- und relativen Luftfeuchtwerte zwischen den Versuchs- und Referenzflächen lediglich marginale Unterschiede auf. Hingegen konnte deutlicher abmildernder Effekt der Temperaturmaxima durch die zweite Bestandesschicht nachgewiesen werden. Beispielhaft hierfür zeigt die Abbildung 68 den Verlauf der Temperatur und der relativen Luftfeuchte an den zwei heißesten Tagen im Jahr 2014 auf den Versuchs- und Referenzflächen der Rüthnicker Heide.

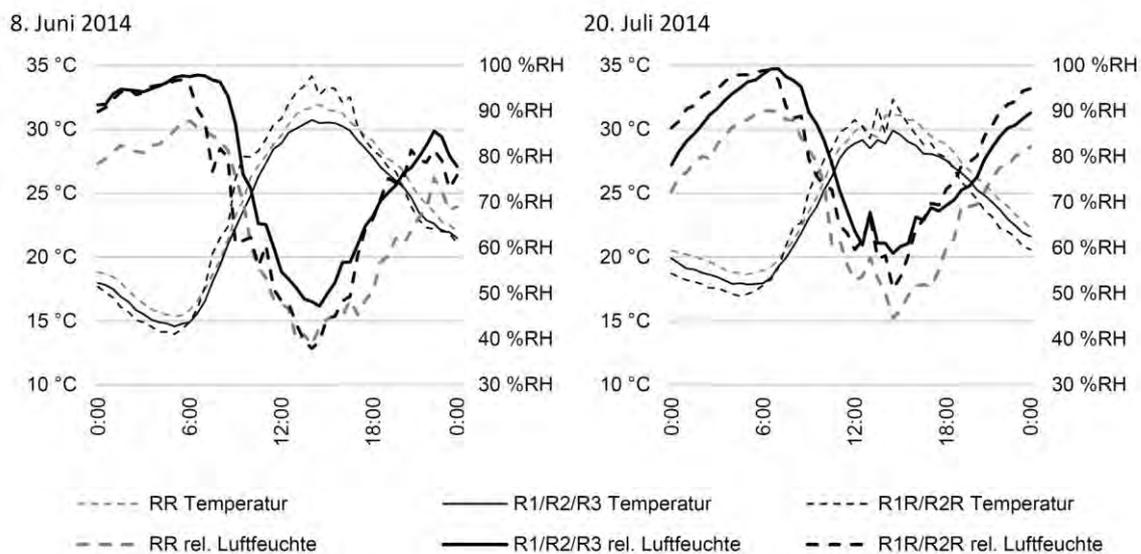


Abbildung 68: Entwicklung der Temperatur und relativen Luftfeuchte der Versuchsflächen (R1/R2/R3) und der Referenzfläche (RR) sowie in den Kiefernaltbeständen im Nahbereich der Versuchsflächen R1 und R2 (R1R/R2R) in der Rüthnicker Heide (RH) an den zwei heißesten Tagen im dritten Versuchsjahr (8. Juni und 20. Juli 2014)

Der Verlauf der Kurven verdeutlicht die puffernde Wirkung der Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche im Hinblick auf das Waldinnenklima. So werden die Temperaturspitzen der Tagesmitte gegenüber den benachbarten Kiefernbeständen um bis zu drei Kelvin abgemildert. Gleichzeitig ist die relative Luftfeuchte unter dem Einfluss der Traubenkirsche um nahezu zehn Prozentpunkte höher. Gegenüber der Referenzfläche beträgt die abmildernde Wirkung auf die Temperaturmaxima bis zu zwei Kelvin bei einer um fünfzehn Prozentpunkte höheren relativen Luftfeuchte. Auch in der Nacht kann auf den Versuchsflächen eine um bis zu zehn Prozentpunkte höhere relative Luftfeuchte gegenüber der Referenzfläche festgestellt werden. In den Kiefernaltbeständen R1R/R2R stellt sich hingegen über Nacht eine mit den Versuchsflächen vergleichbare Luftfeuchte ein. Da die nächtlichen Temperaturen in den Kiefernaltbeständen am geringsten, die Tagestemperatur hingegen am höchsten sind, ist die tägliche Temperaturamplitude ohne die puffernde Wirkung der Dominanzbestände dort zugleich am höchsten.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH DISKUSSION

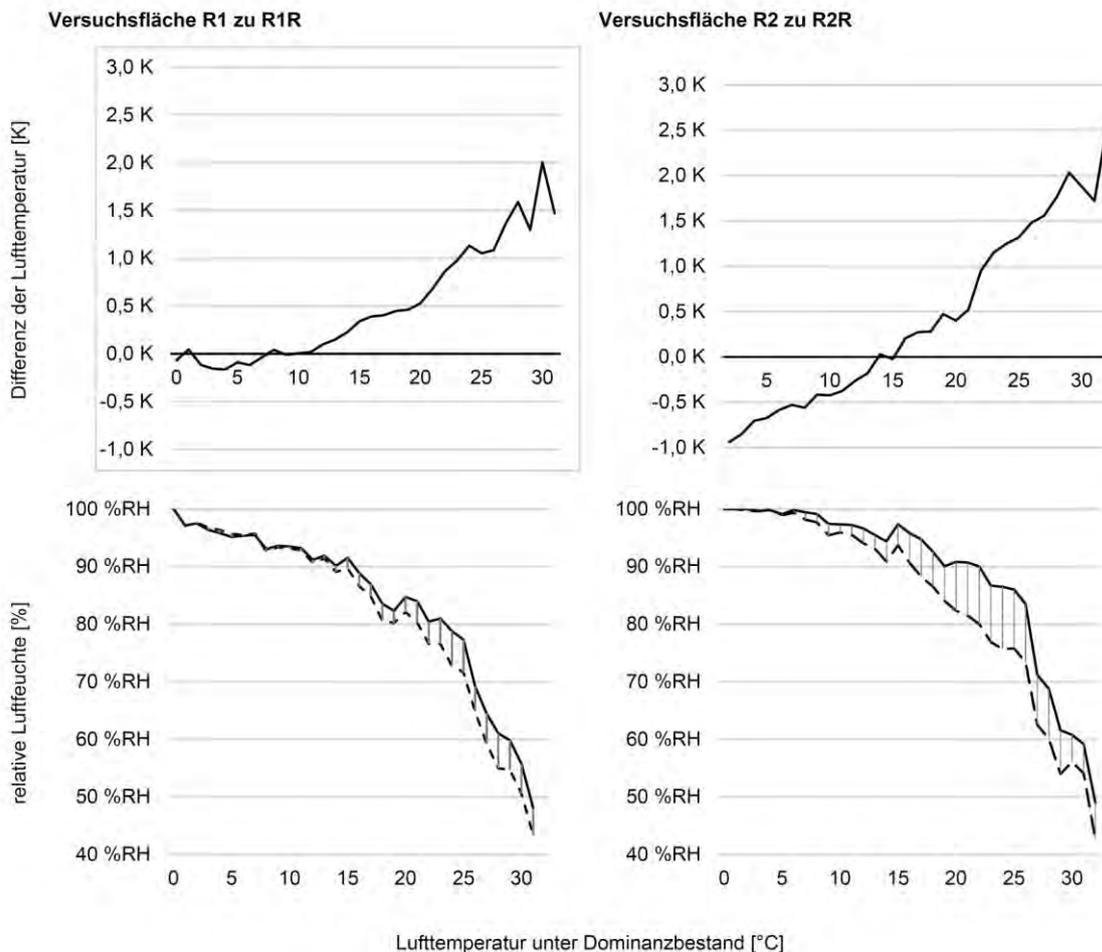


Abbildung 69: Entwicklung der Temperaturdifferenz [in K] und der relativen Luftfeuchte [in %RH] unter dem Dominanzbeständen aus Spätblühender Traubenkirsche der Versuchsfelder R1 und R2 sowie unter den Kiefernaltbeständen ohne den Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche im Nahbereich der jeweiligen Versuchsfelder. Die Entwicklung der relativen Luftfeuchte unter den Versuchsfeldern ist als durchgezogene Linie, die der Kiefernaltbestände als gestrichelte Linie dargestellt.

Die positive Wirkung der Dominanzbestände auf das Waldinnenklima wird besonders beim direkten Vergleich der Temperatur- und Luftfeuchteentwicklung der Versuchsfelder R1 und R2 mit den benachbarten einschichtigen Kiefernaltbeständen deutlich (Abbildung 69). Wurden unter den Dominanzbeständen Lufttemperaturen von annähernd unter fünfzehn Grad Celsius festgestellt, so war die Lufttemperatur ohne den Einfluss der zweiten Schicht aus Laubbäumen bei R1 annähernd gleich oder bei R2 um bis zu einem Kelvin niedriger. Überstieg die Lufttemperatur hingegen den Schwellenwert von annähernd fünfzehn Grad Celsius, so wurde in den Kiefernbeständen ein stärkerer Anstieg der Temperaturen festgestellt. Hierbei war die Temperatur unter den Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche um bis zu 2,6 Kelvin niedriger als unter dem unbeeinflussten Referenzbestand. Weiterhin konnte unter dem Einfluss des Neophyten in jedem Fall eine höhere relative Luftfeuchte festgestellt werden. Mit steigender Lufttemperatur steigerte sich auch der positive Effekt der Spätblühenden Traubenkirsche auf die relative Luftfeuchte.

Neben den niedrigeren Lufttemperaturen ist durch die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirschen in den Kiefernaltbeständen von einer Reduktion der Oberflächentemperaturen in der Vegetationszeit auszugehen. Denn durch den geringeren Lückenanteil im Kronendach gelangt gegenüber reinen Kiefernbeständen deutlich weniger direkte Sonneneinstrahlung bis zum Waldboden.

Weiterhin bewirkt das Vorhandensein von Unterständen in Kiefernaltbeständen eine Windberuhigung am Waldboden (MITSCHERLICH 1981). Eine derartige positive Wirkung kann auch dem Unterstand aus Spätblühender Traubenkirsche zugerechnet werden, die damit einer stärkeren Austrocknung des Waldbodens und der Umgebungsluft in den Kiefernbeständen entgegenwirkt. Das Waldinnenklima wird dadurch verbessert.

Weitere verjüngungsökologisch relevante Wirkungen der Dominanzbestände

Die oberen Bestandesschichten aus Gemeiner Kiefer und aus Spätblühender Traubenkirsche sind durch eine weitreichende Erschließung des Wurzelraums in der Nutzung der unterirdischen Ressourcen Wasser und Nährstoffe begünstigt. Sie treten damit in eine sogenannte Altholzwurzelkonkurrenz mit den Verjüngungspflanzen. Durch die hierarchische Stellung im Bestandesgefüge ergibt sich ein Konkurrenzvorteil um die Nutzung der Ressourcen Strahlung, Wasser und Nährstoffe (BARBIER et al. 2008), welcher die Entwicklungsmöglichkeiten für Gehölzverjüngung am Waldboden diktiert (O'HARA 2014). Nach AMMER und MOSANDL (2000) resultiert die Altbestandswirkung aus der Überschirmung und der Feinwurzelbiomasse des Altbestands, welche – je nach Stärke der Ausprägung – die Entwicklungsmöglichkeiten der Verjüngungspflanzen in unterschiedlichem Maße hemmen. Die Spätblühende Traubenkirsche konzentriert die für die Wasser- und Nährstoffaufnahme notwendigen Wurzelmasse in der organischen Auflage und den obersten fünf Zentimetern des Mineralbodens (RODE et al. 2002). Ebendieser Bereich ist zugleich für die Entwicklung der Verjüngungspflanzen relevant.

Die Streu der Spätblühenden Traubenkirschen wirkt sich entscheidend auf die Humusdynamik der Waldböden aus (LORENZ et al. 2004; DESIE et al. 2020). Die Ausbildung moderartiger Humusformen wird als positiver Effekt des Neophyten in Kiefernforsten angesehen (BORRMANN 1988). So konnte CRÉTIN (2013) in Kiefernforsten auf armen Sandböden durch die Spätblühende Traubenkirsche aktivere Humusformen mit höheren pH-Werten, einer gesteigerten Basenverfügbarkeit und dünneren organischen Auflagen feststellen.

Die in diesem Pflanzversuch betrachteten Waldbestände setzen sich aus drei charakteristischen Schichten zusammen, der Gemeinen Kiefer im Oberstand, der Spätblühenden Traubenkirsche im Zwischenstand und den Versuchsbaumarten im Unterstand. Durch die hierarchisch gestaffelte Reduktion der Ressourcen Strahlung, Wasser und Nährstoffe wird die Verfügbarkeit für die Verjüngungspflanzen von „oben herab“ diktiert. Zugleich ist durch die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche von einer Verbesserung des Waldinnenklimas auszugehen, da durch diese Temperaturextreme gepuffert werden, die Luftfeuchtigkeit erhöht und die Windbewegung gedämpft wird. Weiterhin entwickeln sich unter dem Neophyten günstigere Humusformen, die zu einer höheren Nährstoffausstattung und Wasserspeicherfähigkeit des Oberbodens beitragen. Wie sich die Summe dieser Faktoren auf die Entwicklung und das Wachstum der Verjüngungspflanzen im Pflanzversuch auswirkte, soll nachfolgend diskutiert werden.

5.4.2 WIRKUNG DER VERSUCHSBESTÄNDE AUF DIE VERSUCHSBAUMARTEN

Überlebensraten der Versuchsbaumarten

Die Versuchsbaumarten unterscheiden sich hinsichtlich ihrer ökologischen Eigenschaften und Ansprüche. Als wesentliches Merkmal ist die Schattentoleranz bzw. die Schattenfestigkeit zu benennen, was die Fähigkeit der Baumarten beschreibt, unter den ungünstigen Strahlungsbedingungen zu überleben. Nach LYR und HOFFMANN (1992) ist die Schattentoleranz umso größer, je günstiger die übrigen Umweltfaktoren sind. Als Vertreter der Klimaxbaumarten weisen die Rot- und Hainbuche sowie die Winterlinde eine hohe Schattentoleranz auf (NIINEMETS und VALLADARES 2006), (Tabelle 37). Hingegen besitzen Traubeneiche und Eberesche eine nur mäßig ausgeprägte Schattentoleranz, die mit der fortschreitenden Alterung der Baumarten abnimmt. Die ökologische Eigenschaft der Schattentoleranz ist an einen niedrigen Lichtkompensationspunkt gekoppelt. Das frühe Erreichen des Lichtkompensationspunktes ermöglicht es den schattentoleranten Baumarten auch unter widrigen Strahlungsbedingungen in die Stoffproduktion zu investieren. Nach KAZDA et al. (1998) liegt der Lichtkompensationspunkt der Traubeneiche im Vergleich zur Rotbuche auf einem doppelt so hohen Niveau. Die Trockenheitstoleranz der Versuchsbaumarten steht – mit Ausnahme der Eberesche – im diametralen Gegensatz zu deren Schattentoleranz (NIINEMETS und VALLADARES 2006).

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH DISKUSSION

Tabelle 37: Klassifizierung der Versuchsbaumarten sowie der beiden Baumarten des Ober- und Zwischenstands nach deren Schatten- und Trockenheitstoleranz nach NIINEMETS und VALLADARES (2006). Skalierung: 1 – geringe Toleranz bis 5 – hohe Toleranz

Baumart	Schattentoleranz	Trockenheitstoleranz
Rotbuche	4,56	2,4
Winterlinde	4,18	2,75
Hainbuche	3,97	2,66
Eberesche	2,73	2,11
Traubeneiche	2,73	3,02
Spätblühende Traubenkirsche	2,46	3,02
Gemeine Kiefer	1,67	4,34

Die mortalitätsbedingten Ausfälle der Versuchsbaumarten unterschieden sich. Bei Winterlinde und Hainbuche wurden bis zum fünften Versuchsjahr auf den traubenkirschengepägten Versuchsflächen nur geringe Ausfälle beobachtet. Zudem konnte kein Zusammenhang zwischen den Ausfallraten und der Strahlungsverfügbarkeit festgestellt werden. Auch HASSTEDT und ANNIGHÖFER (2020a) konnten bei Voranbauversuchen mit Winterlinde unter Spätblühender Traubenkirsche nach der ersten Vegetationsperiode keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Strahlungsverfügbarkeit und der Mortalität feststellen. Dies wird durch die Erkenntnisse von LYR et al. (1964) bestätigt, wonach die Winterlinde sogar bei nur einem Prozent Lichtgenuss noch Stoffproduktion leistet. Sie wird durch die vorgenannten Autoren daher als „echte Schattbaumart“ bezeichnet. Von verschiedenen Autoren wird das Lichtgenussminimum für die Hainbuche mit 1,7 bis 2 Prozent der Freilandstrahlung angegeben (RUBNER 1952; WALTER 1960). Entsprechend niedrige Strahlungswerte wurden auch in den jüngeren Dominanzbeständen festgestellt, woraus geschlossen werden kann, dass sowohl die Winterlinde als auch die Hainbuche aufgrund ihrer ökologischen Eigenschaften unter den ungünstigen Wachstumsbedingungen jüngerer Dominanzbestände gut überdauern können.

Die Rotbuche ist in Europa als eine der schattentolerantesten Baumarten bekannt, die in der Etablierungs- und frühen Jugendphase unter ungünstigen Umweltbedingungen überleben kann (RUMPF und PETERSEN 2008). Entsprechend weisen RUBNER (1952) und WALTER (1960) das Lichtgenussminimum der Rotbuche mit 1,2 bis 1,6 Prozent der Freilandstrahlung aus. Nach LÖF et al. (2007) ist die Überlebensfähigkeit junger Rotbuchen unter dichten Bestandesschirmen mit der Überlebensfähigkeit junger Winterlinden vergleichbar. Dennoch waren die Ausfallraten der Rotbuchen im vorliegenden Versuch in den

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH DISKUSSION

ersten fünf Versuchsjahren höher als bei den Baumarten Winterlinde und Hainbuche. Besonders hohe Ausfälle waren in der zweiten Vegetationsperiode festzustellen, eine Beobachtung, die ebenfalls durch RETTER (2004) bei den Voranbauversuchen mit Rotbuche in Elbergen gemacht wurde. Unter einem unbehandelten fünfzehnjährigen Dominanzbestand (Oberhöhe: 5 m, BHD: 3,1 cm, Stammzahl: 29.000 n*ha⁻¹) fielen im ersten Jahr nach der Pflanzung fünfundneunzig Prozent der Rotbuchen aus. Hingegen waren die Ausfälle unter einem neunzehnjährigen Dominanzbestand (Oberhöhe: 11,7 m, BHD: 11 cm, Stammzahl: 1.300 n*ha⁻¹) mit vierzig Prozent abgestorbenen Rotbuchen geringer, jedoch auf einem hohen Niveau. HASSTEDT und ANNIGHÖFER (2020a) stellen bei Voranbauversuchen mit Rotbuche unter Spätblühender Traubenkirsche nach der ersten Vegetationsperiode einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Strahlungsverfügbarkeit und der Mortalität fest. Dieser Zusammenhang bestätigte sich auch in der vorliegenden Untersuchung.



Abbildung 70: (a) Leichter Befall der Blattspreite einer Rotbuche mit Buchenblatt-Baumlaus und (b) starker Befall einer Rotbuche auf der Versuchsfläche R1 (Ifd. Nr. 1131), der schließlich im Jahr 2013 zum Ausfall der Pflanze führte.

EMBORG (1998) stellte bei Untersuchungen in naturnahen temperaten Laubwäldern in Dänemark eine zufriedenstellende Etablierung der Rotbuche ab einer relativen Strahlungsverfügbarkeit von drei Prozent fest. Eine relative Strahlung von unter zwei Prozent schloss hingegen die Etablierung der Rotbuche aus. Diese Einschätzung würde zwar die hohen Ausfallraten unter dem jüngeren Dominanzbestand A2 erklären, nicht hingegen die ebenso hohe Mortalität unter dem ältesten Dominanzbestand R3. Auf den traubenkirschengepprägten

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH DISKUSSION

Versuchsflächen der Rüthnicker Heide wurde im ersten und zweiten Versuchsjahr ein starker Befall der Rotbuchen mit Buchenblatt-Baumlaus (*Phyllaphis fagi*) festgestellt (Abbildung 70). Infolgedessen kam es zur Braunfärbung der frischen Blätter bis hin zum Verdorren ganzer Triebe, was zu erheblichen Schäden an den Verjüngungspflanzen führte (ALTENKIRCH et al. 2002). Hieraus dürfte sich ein weiterer Erklärungsansatz für die hohen Ausfallraten der Rotbuche insbesondere im Jahr nach der Pflanzung ergeben.

Ebenso wurde für die Baumarten Traubeneiche und Eberesche ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Strahlungsverfügbarkeit und den Ausfallraten festgestellt. WALTER (1960) weist das Lichtgenussminimum der Eberesche mit zwölf Prozent aus. Entsprechend ihrer ökologischen Eigenschaft als Pionierbaumart, wurden bei der Eberesche unter den geringen Strahlungsbedingungen der Versuchsflächen A2 und R1 besonders hohe Ausfallraten beobachtet. Hingegen waren die Ausfallraten in den besser strahlungsversorgten jungen und älteren Dominanzbeständen A1, R2 und R3 geringer. Dies deutet darauf hin, dass sich die Ausfälle der Eberesche durch das unzureichende Strahlungsangebot in den mittelalten Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche erklären lassen.

Weniger eindeutig stellte sich das Bild hingegen bei der Intermediärbaumart Traubeneiche dar. Nach dem dritten Versuchsjahr konnten unter den Dominanzbeständen im Schnitt nur noch zwanzig Prozent lebende Traubeneichen vorgefunden werden. Im fünften Versuchsjahr waren die Traubeneichen nahezu gänzlich ausgefallen. Junge Traubeneichen sind in der Lage, unter widrigen Strahlungsbedingungen einige Jahre zu überleben (NILSSON et al. 1996). Dabei steigt die Lichtbedürftigkeit der Jungpflanzen im Laufe der Jahre an (LÜPKE und HAUSKELLER-BULLERJAHN 1999). Folglich steigt die Mortalität dann mit zunehmender Beschattung und Beschattungsdauer. Das Schatten-Toleranzvermögen der Traubeneiche ist jedoch auch von der Standortgüte abhängig (NOACK 2014). Für eine dauerhafte und zufriedenstellende Etablierung im Voranbau verlangt die Traubeneiche mindestens zwanzig Prozent relative Strahlungsverfügbarkeit (LÜPKE 1982). Die Strahlungsverfügbarkeit unter den Dominanzbeständen erreichte bei Weitem nicht diesen Grenzwert. Die ungünstigen Strahlungsverhältnisse dürften jedoch nicht der alleinige Grund für die undifferenzierten und raschen Ausfälle der Traubeneichen sein. Die unzureichende Qualität des Pflanzguts der Traubeneiche könnte einen weiteren wesentlichen Erklärungsansatz bieten. Das Wurzelwerk der gepflanzten Traubeneichen war unterschnitten und wies kaum Grob- und Feinwurzeln auf. Die Qualität der Forstpflanzen – insbesondere der Wurzel – entscheidet jedoch maßgeblich über den Kulturerfolg (STIMM et al. 2014). Aufgrund des unzureichenden Wurzelwerks wird ein

großer Teil der Pflanzen unter den extremen Wachstumsbedingungen schlichtweg vertrocknet sein. Eine zusätzliche Schwächung dürften die Traubeneichen durch den Befall mit Eichenmehltau (*Erysiphe alphitoides*) erfahren haben, der auf nahezu allen Versuchsflächen festgestellt wurde. In Kombination mit der unzureichenden Wasserversorgung trägt dieser Pilz ebenfalls zu einer erhöhten Mortalität der Verjüngungspflanzen bei (ALTENKIRCH et al. 2002).

Im zeitlichen Verlauf wurden bei allen Baumarten die höchsten Ausfälle im zweiten Versuchsjahr festgestellt. Hierbei wird ein methodisches Problem der Versuchsanlage offenkundig. Das Verpflanzen stellt für die jungen Bäume eine extreme und nicht natürliche Stresssituation dar (McKAY 1996). Insbesondere in der Phase zwischen der Entnahme aus dem Baumschulbeet und der Pflanzung können die Verjüngungspflanzen in unterschiedlichem Maße Stressfaktoren ausgesetzt sein, die den Anwucherfolg und das Wachstum beeinflussen (BRINKMANN et al. 2003). Durch den sogenannten Verpflanzschock treten dann Wuchsstockungen auf, die unter ungünstigen Bedingungen zu Ausfällen führen können (RÖHRIG et al. 2006). Während die Pflanzen im Jahr der Einbringung von den Reservestoffen aus der Baumschule zehren, führt die Beeinträchtigung durch den gestörten Wasserhaushalt im Folgejahr zu Wuchsdepressionen und hohen Mortalitätsraten. BURSCHEL et al. (1985) stellten eine Steigerung der Ausfallraten infolge des Verpflanzschocks durch starke Übershirmung fest. Entsprechend ergibt sich – neben den unzureichenden Strahlungsverhältnissen – ein weiterer Erklärungsansatz für die hohen Ausfallraten auf der Versuchsfläche A2.

Im Vergleich zwischen den Ausfallraten auf den traubenkirschenbeeinflussten Versuchsflächen und denen der Referenzflächen konnte für keine Versuchsbaumart ein eindeutiger Beleg gefunden werden, der auf höhere Mortalität allein durch die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche hinweisen würde. Denn die Mortalität der Baumarten auf den allermeisten Versuchsflächen – ausgenommen A2 – war mit den Ausfallraten auf den beiden Referenzflächen vergleichbar. **Die Wachstumsbedingungen unter den Dominanzbeständen führen nicht zu einer Steigerung der Mortalität der Verjüngungsbaumarten gegenüber den Referenzflächen.** Damit muss die **Forschungshypothese H2a_i abgelehnt** werden.

Weiterhin zeigen die Ergebnisse, dass die Mortalität der gepflanzten Baumarten stark vom Alter der Dominanzbestände abhängig ist. Hierbei erwies sich die begrenzte Strahlung als entscheidender Einflussfaktor. Alle betrachteten Baumarten zeigten in den jüngeren Dominanzbeständen eine höhere Mortalität auf als in den älteren Dominanzbeständen. Damit stellen sich die **Bedingungen für die Überlebensfähigkeit der Baumarten in den älteren**

Dominanzbeständen günstiger als in jüngeren Dominanzbeständen dar, sodass die **Forschungshypothese H2b; angenommen** werden kann.

Da sich die betrachteten Baumarten in den spezifischen Arteigenschaften – insbesondere in der Schattentoleranz – unterscheiden, konnten unterschiedlichen Reaktionen hinsichtlich der Überlebensfähigkeit unter dem Einfluss der Dominanzbestände festgestellt werden. Insbesondere die Schattbaumarten Winterlinde und Hainbuche zeigten eine sehr hohe Überlebensfähigkeit unter allen Entwicklungsphasen der Dominanzbestände. Für die klassische Schattbaumart Rotbuche stellte sich das Bild differenzierter dar, wobei hier von einem deutlichen Einfluss des Befalls der Verjüngungspflanzen mit Buchenblatt-Baumlaus (*Phyllaphis fagi*) ausgegangen werden muss. Dieser war auf den Versuchsflächen A2 und R3 besonders ausgeprägt. Auf den übrigen Versuchsflächen war die Intensität des Befalls deutlich milder, was sich in geringen Ausfallraten widerspiegelt. Die Überlebensfähigkeit der Pionierbaumart Eberesche zeigte eine deutliche Abhängigkeit von der Strahlungsverfügbarkeit. Aufgrund der geringeren Schattentoleranz wurden unter den älteren Dominanzbeständen deutlich geringere Ausfälle festgestellt als unter den jüngeren Dominanzbeständen. Die überlagernden Einflussfaktoren, die bei der Intermediärbaumart Traubeneiche zu einer sehr hohen Mortalität geführt haben, wurden bereits diskutiert. Alles in allem zeigen die Ergebnisse, dass die **Klimaxbaumarten durch ihre höhere Schattentoleranz sehr gut unter dem Einfluss von Dominanzbeständen in unterschiedlichen Entwicklungsphasen überleben können**, womit die **Forschungshypothese H2c angenommen** werden kann.

Wachstum der Versuchsbaumarten: Einfluss der Verpflanzung

Nach der ersten Vegetationsperiode konnten zwischen den Versuchsflächen keine Unterschiede der baumartenspezifischen Sprosslängenzuwächse festgestellt werden. Nach RÖHRIG et al. (2006) besitzen Anzuchtpflanzen aus der Baumschule zumeist hohe Nährstoffvorräte, die den Anwuchserfolg und das Wachstum nach der Pflanzung positiv beeinflussen können. Das undifferenzierte Wachstum der Baumarten in der ersten Vegetationsperiode könnte demnach in den erhöhten Nährstoffreserven begründet sein, die die Verjüngungspflanzen aus der Baumschule mitgebracht haben. Damit zeichnete sich im ersten Versuchsjahr kein Effekt unterschiedlicher Ressourcenverfügbarkeit auf das Wachstum der Baumarten ab.

Erst nach der zweiten Vegetationsperiode konnte eine Differenzierung des Sprosslängen- und Durchmesserwachstums beobachtet werden. Hierbei war der Sprosslängenzuwachs bei Rotbuche, Eberesche und Traubeneiche zumeist deutlich geringer als im ersten und dritten

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH DISKUSSION

Versuchsjahr. In einigen Fällen – insbesondere auf den wenig strahlungsbegünstigten Versuchsflächen A2 und R1 – wurden sogar negative Zuwächse ermittelt, die auf die Rücktrocknung der Haupttriebe zurückzuführen waren (Abbildung 71). Diese negativen Wachstumsreaktionen lassen sich durch die Wirkung des Verpflanzschokes erklären. BARTSCH et al. (2020) weisen den Laubbaumarten eine unterschiedliche Sensitivität gegenüber der Verpflanzung zu, wonach die Eichenarten am stärksten, etwas weniger die Rotbuche und die meisten Edellaubbäume nur gering vom Verpflanzschock betroffen sind. Auch PICHLER et al. (2001) stellten im zweiten Jahr eines Voranbauversuchs die stärkste Wirkung des Pflanzschokes fest, wobei die Rotbuche gegenüber der Traubeneiche und dem Bergahorn am stärksten betroffen war. Die vorgenannten Autoren konnten bei der Rotbuche auch dritten Jahr nach der Pflanzung eine negative Beeinflussung des Wachstums feststellen. KAZDA et al. (1998) führen dieses gehemmte Wachstum der gepflanzten Rotbuchen auch auf die vergleichsweise großen Schwierigkeiten bei der Anpassung des Fotosyntheseapparates an die veränderten Strahlungsbedingungen zurück. Diese Einschätzung findet in der vorliegenden Untersuchung Bestätigung. Denn das Wachstum der Schattbaumarten Winterlinde und Hainbuche war im zweiten Jahr deutlich weniger beeinträchtigt als das der Rotbuche.

Nach BRINKMANN et al. (2003) besteht ein enger Zusammenhang zwischen der Dauer der offenen Lagerung der Wurzeln und der Auswirkung des Verpflanzschokes. Demnach führte eine sechsstündige offene Lagerung von nacktwurzigen Rotbuchen zu einer deutlichen Absenkung der Überlebensraten auf fünfzig Prozent, verbunden mit einer sechzigprozentigen Absenkung der Gesamtbiomasseproduktion. Zwar wurden die Pflanzen nach der Abholung in der Baumschule sorgfältig transportiert und behandelt, mehrfach gewässert sowie vor der Verpflanzung auf den Versuchsflächen nochmals eingeschlagen, dennoch konnte hierdurch die Wirkung des Verpflanzschokes nicht verhindert werden. Die Untersuchungen von NÖRR (2006) an dreijährigen Voranbauten belegen, dass der Verpflanzschock bei Rotbuchen aus der Baumschule mit einer Steigerung der Ausfallraten auf das Dreifache und einer Reduktion des Sprosslängenwachstums um sechzehn Prozent stärker ausgeprägt ist gegenüber der alternativen Verwendung von Wildlingen. Nach WAGNER (1994a) kann der Pflanzzeitpunkt (Herbst- oder Frühjahrspflanzung) einen Effekt auf die Ausfallraten haben, jedoch lässt sich dieser Effekt nur schwer nachweisen. Die Herbstpflanzung hat hierbei den Vorteil, dass die Wurzel-Boden-Verbindung zu Beginn der Vegetationsperiode bereits gefestigt ist und der Pflanze die Winterfeuchtigkeit zur Verfügung steht, was zu geringeren Ausfallraten beitragen kann. Ein Vorteil, der im vorliegenden Versuch aufgrund der begrenzten Projektlaufzeit nicht genutzt werden konnte.



Abbildung 71: (a) Leichte Rücktrocknung des Haupttriebs bei Traubeneiche und starke Rücktrocknung des Haupttriebs bei (b) Traubeneiche und (c) Eberesche als Zeichen eines starken Verpflanzschocks.

Der verstärkende Effekt einer starken Überschildung auf die Wirkung des Verpflanzschocks (BURSCHEL et al. 1985) lässt sich an den Sprosslängenzuwächsen der Versuchsbaumarten über die ersten drei Versuchsjahre – hier besonders eindrucksvoll an der Pionierbaumart Eberesche – nachweisen. Die Sprosslängenzuwächse der Ebereschen zeigen auf der strahlungsbegünstigsten Referenzfläche AR keinerlei Zuwachsreduktionen, die auf die Wirkung eines Verpflanzschocks hindeuten würden. Hingegen können auf allen anderen Versuchs- und Referenzflächen zum Teil erhebliche Zuwachseinbrüche im zweiten Versuchsjahr gegenüber dem Vor- und dem Folgejahr festgestellt werden. Am stärksten ist dieser Effekt auf den Versuchsflächen A2 und R1 durch die ungünstigen Strahlungsbedingungen ausgeprägt. Dort waren im zweiten Versuchsjahr aufgrund von Triebrücktrocknungen negative durchschnittliche Sprosslängenzuwächse vorzufinden.

Neben dem Verpflanzschock führen PICHLER et al. (2001) den Einbruch des Pflanzenwachstums in den ersten Jahren nach der Verpflanzung auf das Aufbrauchen der Nährstoffvorräte aus der Baumschule zurück. Zwischen dem zweiten und dritten Versuchsjahr war ein Rückgang der Sprosslängenzuwachstums bei Hainbuche und Winterlinde auf der Referenzfläche AR sowie bei Hainbuche auf der Versuchsfläche A1 bei zuvor vergleichsweise hohen Zuwachsraten zu verzeichnen. In allen anderen Fällen konnte im selben Zeitraum eine Steigerung des Sprosslängenzuwachstums beobachtet werden. Der Ansatz von PICHLER et al. könnte eine Erklärung für diesen gegenläufigen Trend bieten.

Den Ausführungen folgend, dürften allein die wachstumsbeeinflussenden Effekte, welche durch die Verpflanzung der Versuchsbaumarten und die Verwendung von Baumschulpflanzen

aufgetreten sind, einen erheblichen Einfluss auf die Entwicklung des Versuchs in den ersten beiden Vegetationsperioden ausgeübt haben. Dies wird auch beim Vergleich der beiden Modelle zum Wachstum der Winterlinden und Hainbuchen unter verschiedenen Dominanzbeständen deutlich. Hier zeigen die Modelle bei der Verwendung von Zuwächsen der ersten bis dritten Vegetationsperiode gegenüber der Verwendung von Zuwächsen der vierten und fünften Vegetationsperiode einen geringeren Aussagewert. Auch der Effekt der Ausgangspflanzengröße, der sich im Modell für die Zuwächse der ersten bis dritten Vegetationsperioden für die Winterlinden noch als signifikanter Einflussfaktor zeigte, ist unter Verwendung der Zuwächse späterer Vegetationsperioden nicht mehr nachweisbar. Demnach kann die **Forschungshypothese H2d angenommen** werden, wonach sich die **künstliche Begründung des Pflanzversuchs wesentlich auf die frühe Entwicklung der Verjüngungspflanzen auswirkt. Mit zunehmendem zeitlichem Abstand zum Begründungszeitpunkt verliert die daraus resultierende Beeinflussung des Pflanzenwachstums an Bedeutung.**

Einen Lösungsansatz zur Reduktion der durch die Verpflanzung bedingten Mortalität und Wachstumseinbrüche kann die Behandlung der wurzelnackten Pflanzen mit einem Hydrogel darstellen (THOMAS 2008). Durch die Tauchbehandlung der Wurzeln wird die Austrocknung des offenen Wurzelwerkes verhindert und die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens erhöht. In einer neueren Untersuchung stellten HASSTEDT und ANNIGHÖFER (2020a) im ersten Versuchsjahr nur moderate Ausfallraten von vorangebauten Rotbuchen und Winterlinden unter Dominanzbeständen Spätblühender Traubenkirsche fest. Hierbei vermuten die vorgenannten Autoren, dass diese positive Entwicklung auf die vorhergehende Behandlung der wurzelnackten Pflanzen mit einem Hydrogel zurückgeführt werden kann.

Wachstum der Versuchsbaumarten: Einfluss der begrenzten Strahlungsverfügbarkeit

Generell erreichen die Baumarten der gemäßigten Breiten – eine ausreichende Versorgung mit Wasser und Nährstoffen vorausgesetzt – bei uneingeschränkter Freilandstrahlung die höchste Stoffproduktion (BURSCHEL et al. 1985; RÖHRIG et al. 2006). Ist die Strahlungsverfügbarkeit begrenzt, wirkt sich eine Steigerung derselben positiv auf das Wachstum der Verjüngungsbaumarten aus (MADSEN und LARSEN 1997; COLLET et al. 2001). Eine Steigerung der Strahlungsverfügbarkeit führt dabei zu einer degressiven Zunahme des Sprosslängen- und Durchmesserwachstums – die Biomasse steigt hingegen progressiv (BRUNNER und HUSS 1994). Nach BURSCHEL und SCHMALTZ (1965) ist der Einfluss

der begrenzten Ressource Strahlung auf die Entwicklung der Verjüngungspflanzen stärker als der Einfluss von Bodenfeuchtigkeit und Standortgüte.

Wann sind die Wachstumsbedingungen unter den Dominanzbeständen am günstigsten?

Die Wachstumsreaktionen der Baumarten waren unter den Dominanzbeständen verschieden. Die Strahlungsbedingungen unter dem jüngeren, dicht geschlossenen Dominanzbestand der Versuchsfläche A2 führten bei allen Baumarten zu geringen Sprosslängen- und Durchmesserzuwächsen sowie niedrigen Trockengewichten. Die Verjüngungsbedingungen erwiesen sich hier als ungünstig. Hingegen waren die Zuwächse und Trockengewichte unter den Wachstumsbedingungen des jüngsten Dominanzbestands der Versuchsfläche A1 und der drei älteren Dominanzbestände der Rüthnicker Heide höher. Für die Schattbaumarten Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche konnte ein signifikanter Einfluss auf den Sprosslängenzuwachs und – mit Ausnahme der Rotbuche – auf den Durchmesserzuwachs festgestellt werden. Auf eine Zunahme der Strahlung am Waldboden reagierten die vorgenannten Baumarten mit einem gesteigerten Höhen- und Durchmesserwachstum. Hierbei führt die altersbedingte Änderung der Bestandesarchitektur der Dominanzbestände nach dem Überschreiten einer Phase minimaler Strahlungsverfügbarkeit zu einer kontinuierlichen Verbesserung der Strahlungssituation am Waldboden (vgl. Kapitel 4). Der Brusthöhendurchmesser der stärksten Traubenkirsche am Pflanzplot erwies sich in den Wachstumsmodellen als Parameter mit dem höchsten Erklärungswert für die Zuwächse der Winterlinde und der Hainbuche. Der Kurvenverlauf der Zuwachsmodele entspricht dem des Strahlungsmodells. Damit wird die altersbedingte Veränderung der Ressourcenverfügbarkeit durch die Zuwächse beider Baumarten gut widerspiegelt.

Verglichen mit dem Strahlungsmodell, wird das Minimum der Zuwächse bei höheren Brusthöhendurchmessern erreicht, was auf die unterschiedlichen erklärenden Variablen zurückzuführen ist. Während sich im Strahlungsmodell der Brusthöhendurchmesser der fünf Prozent stärksten Traubenkirschen als Variable mit dem höchsten Erklärungswert für die Strahlung am Waldboden erwies, zeigte der Brusthöhendurchmesser der stärksten Traubenkirsche am Pflanzplot den höchsten Erklärungswert für das Pflanzenwachstum. Dies ist auf methodische Unterschiede in der Erhebung der Bestandesparameter der Dominanzbestände zurückzuführen.

Die positive Wirkung einer Verbesserung der Strahlungsverführbarkeit unter Altbeständen auf das Sprosslängen- und Durchmesserwachstum vorausverjüngter Baumarten wurde in

verschiedenen waldbaulichen Untersuchungen belegt. So konnten GRALLA et al. (1997) bei der Untersuchung von Voranbauten im Harz einen positiven Einfluss der Freilandstrahlung auf die Höhenentwicklung und Triebblängen junger Rotbuchen feststellen. Hierbei zeigte sich, dass die Höhen und Triebblängen der Rotbuchen bei ungünstigeren Strahlungsverhältnissen im Bereich von fünf Prozent der Freilandstrahlung stärker auf eine Verbesserung der Strahlungsverfügbarkeit reagieren als im strahlungsbegünstigteren Bereich von zwanzig Prozent der Freilandstrahlung, was sich in einer deutlichen Abflachung der Regressionskurve widerspiegelt. Diese Beobachtung wird von COLLET und CHENOST (2006) bestätigt, die eine Sättigung des Höhenwachstums naturverjüngter Rotbuchen bei fünfunddreißig Prozent der Freilandstrahlung nachweisen konnten. Entsprechend konnten PETERSEN und WAGNER (1999) bei Voranbauversuchen unter Kiefern mit hohen Strahlungswerten zwischen dreißig und achtzig Prozent der Freilandstrahlung keinen Einfluss der Strahlung auf das Höhenwachstum der Rotbuche feststellen. Anderes hingegen wiesen PETERSEN und WAGNER in dem gleichen Strahlungsbereich eine signifikante Wirkung der Strahlung auf die Höhenentwicklung vorangebauter Traubeneichen nach.

Nach RÖHRIG et al. (2006) wird das Höhenwachstum bei allen Baumarten durch eine Verminderung der Strahlungsverfügbarkeit weniger stark beeinflusst als das Durchmesserwachstum und die Biomasseproduktion. WAGNER und MÜLLER-USING (1997) konnten im Strahlungsbereich zwischen zehn und siebenzig Prozent der Freilandstrahlung einen positiven Zusammenhang zwischen der Freilandstrahlung und dem Wurzelhalsdurchmesser bei siebenjährigen vorangebauten Rotbuchen im Harz feststellen. Die Strahlungsverfügbarkeit unter Fichten- und Kiefernbeständen ist jedoch zumeist deutlich höher als unter den Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche. Dennoch konnten auch im betrachteten Strahlungsbereich zwischen einem und fünf Prozent der Freilandstrahlung positive Effekte auf die Wachstumsgrößen der Versuchsbaumarten beobachtet werden.

Die Bewertung des Pflanzenwachstums auf der jüngsten Versuchsfläche A1 muss unter Berücksichtigung des Chronosequenzansatzes erfolgen. So waren die Strahlungsbedingungen auf A1 zum Zeitpunkt der Erhebung im Jahr 2012 mit denen der älteren Dominanzbestände vergleichbar. Aufgrund des niedrigen Alters stand die Phase minimaler Strahlungsverfügbarkeit auf dieser Versuchsfläche noch bevor, was auch durch die Einordnung innerhalb der Entwicklungsphasen nach STARFINGER (1990) als frühe Wachstumsphase gestärkt wird. Demnach ist davon auszugehen, dass die dynamische Entwicklung des jungen Dominanzbestands über den Betrachtungszeitraum zu einer Verschlechterung der

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH DISKUSSION

Wachstumsbedingungen geführt hat. Dieser Effekt spiegelt sich in den Zuwächsen der Versuchsbaumarten wider. Der überwiegende Teil der Versuchsbaumarten zeigte in den ersten drei Versuchsjahren auf der Versuchsfläche A1 gegenüber den älteren Dominanzbeständen mindestens vergleichbare oder höhere Zuwächse. Im Betrachtungszeitraum des dritten bis fünften Versuchsjahrs veränderte sich diese Relation. Hier waren die Zuwächse der Baumarten auf der Versuchsfläche A1 vergleichbar oder niedriger als die Zuwächse unter dem Einfluss der älteren Dominanzbestände.

Demnach sind die Wachstumsbedingungen unter älteren Dominanzbeständen aus Spätblühender Traubenkirsche nachweislich günstiger als unter jüngeren Dominanzbeständen. Somit kann die **Forschungshypothese H2b_{ii} angenommen** werden.

Welche Baumarten kommen mit den Wachstumsbedingungen am besten zurecht?

Nach LEDER und WAGNER (1996) kann die Höhenentwicklung von Verjüngungspflanzen als Weiser für deren Vitalität herangezogen werden. Verschiedene Untersuchungen unterstreichen die unterschiedliche Sensitivität des Höhenwachstums in Abhängigkeit der sukzessionalen Stellung der einzelnen Baumarten (WELANDER und OTTOSSON 1998; PETRITAN et al. 2007). So stelle LÜPKE (1995) für die Traubeneiche bereits beim Unterschreiten einer Freilandstrahlung von fünfzig Prozent einen Rückgang des Sprosslängenwachstums fest. Die höhere Schattentoleranz der Klimaxbaumarten ermöglicht es denselben, bereits bei geringer Strahlungsverfügbarkeit in das Wachstum zu investieren (NIINEMETS und VALLADARES 2006). Nach BURSCHEL und SCHMALTZ (1965) führt bei der Schattbaumart Rotbuche erst die Unterschreitung eines Lichtgenusses von zwanzig Prozent zu einer Beeinträchtigung des Höhenwachstums. Hingegen stellten RUMPF und PETERSEN (2008) bei der Untersuchung vorausgesäeter Rotbuchen ab einer relativen Beleuchtungsstärke von zehn bis fünfzehn Prozent keine weitere Zunahme des Höhenwachstums fest. Die Strahlungsbedingungen unter den Dominanzbeständen der vorliegenden Untersuchung unterschreiten diese Grenzwerte deutlich, wonach das Sprosslängenwachstum auch bei den schattentoleranten Baumarten als Weiser für die Vitalität herangezogen werden kann.

Insbesondere das Sprosslängenwachstum unter Altholzschirmen wachsender Rotbuchen wurde in verschiedenen Untersuchungen gut erforscht und kann damit als Referenz herangezogen werden. So untersuchten GRALLA et al. (1997) sieben- bis dreizehnjährige Rotbuchenvoranbauten unter Fichtenbeständen im Harz (400–600 m ü. NN). Bei fünf bis

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH DISKUSSION

fünfzehn Prozent der Freilandstrahlung konnten mittlere Jahrestrieblängen zwischen zwanzig und achtundzwanzig Zentimetern festgestellt werden. Etwas geringere mittlere Sprosslängenzuwächse zwischen zehn und fünfzehn Zentimetern stellten AMMER et al. (2008) bei siebenjährigen Rotbuchen unter Fichtenschirmen in Bayern (465 bzw. 490 m ü. NN) fest. Diesen Pflanzen stand eine fotosynthetisch aktive Strahlung (PAR) von drei bis zehn Prozent zur Verfügung. COLLET et al. (2001) untersuchten naturverjüngte Rotbuchen in französischen Buchenaltbeständen bei Nancy (380 m ü. NN). Bei einer Strahlungsverfügbarkeit zwischen fünf und fünfzehn Prozent der Freilandstrahlung konnten fünfzehn bis fünfundzwanzig Zentimeter jährlicher Höhenzuwachs festgestellt werden. Entsprechend diesen Untersuchungen ist das Wachstum der Rotbuchen unter den älteren Dominanzbeständen als sehr gut einzuschätzen. Bei einer Strahlungsverfügbarkeit von unter fünf Prozent realisierten die Rotbuchen nach der dritten Versuchsperiode einen jährlichen Sprosslängenzuwachs zwischen dreizehn und zwanzig Zentimetern. Hierbei ist anzumerken, dass sich der starke Befall der Rotbuchen mit Buchenblatt-Baumlaus (*Phyllaphis fagi*) auf den Versuchsflächen R1 und R3 negativ auf deren Wachstum ausgewirkt haben dürfte. Ein vergleichbarer jährlicher Sprosslängenzuwachs von durchschnittlich siebzehn Zentimetern wurde auch durch RETTER (2004) bei der Untersuchung eines siebenjährigen Rotbuchen-Voranbaus unter Spätblühender Traubenkirsche festgestellt. Wobei den Rotbuchen dort durchschnittlich fünf Prozent der Freilandstrahlung zur Verfügung standen. Mit einer jährlichen Steigerung der Sprosslänge von bis zu achtundzwanzig Zentimetern wurden noch höhere Zuwächse bei der Winterlinde und der Hainbuche festgestellt.



Abbildung 72: Ausgeprägtes plagiotropes Wachstum von (a) Winterlinde, (b) Rotbuche und (c) Hainbuche auf der Versuchsfläche R1 in der dritten Vegetationsperiode des Pflanzversuchs

Die Schattbaumarten zeigten zumeist eine plagiotrope Ausrichtung der Sprossachse. Dieser Anpassungsmechanismus an eine begrenzte Strahlungsverfügbarkeit ermöglicht es den Verjüngungspflanzen, die Lichtausbeute zu optimieren (MILLET et al. 2016). Die Neigung

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH DISKUSSION

zum plagiotropen Wachstum ist unter ungünstigen Strahlungsbedingungen am stärksten ausgeprägt (ROZENBERGAR und DIACI 2014). Demnach besteht eine Diskrepanz zwischen der Sprosslänge der Winterlinden, Hainbuchen und Rotbuchen und der vertikalen Wuchsräumerschließung. Durch die ungünstigen Strahlungsbedingungen unter den jüngeren Dominanzbeständen ist der Unterschied dort am stärksten ausgeprägt (Abbildung 72).

Für die lichtbedürftigeren Baumarten Traubeneiche und Eberesche stellen die Wachstumsbedingungen unter den Dominanzbeständen die absolute Grenze für das Überleben dar. Zwar sind junge Eichen in den ersten Jahren durchaus in der Lage, sich unter ungünstigen Strahlungsbedingungen zu verjüngen und zu entwickeln, jedoch nimmt deren Strahlungsbedürfnis rasch zu (WELANDER und OTTOSSON 1998, 2000). ZIEGENHAGEN und KAUSCH (1995) beziffern eine Strahlungsverfügbarkeit von unter zehn Prozent der Freilandstrahlung als die Grenze für das Wachstum zweijähriger Eichen. Insbesondere bei einer schlechten Strahlungsversorgung wirkt sich eine ungünstige Wasser- und Nährstoffversorgung negativ auf das Wachstum aus (LÖF et al. 1998). Demnach ist eine erfolgreiche natürliche oder künstliche Verjüngung der Traubeneiche erst ab fünfzehn bis zwanzig Prozent der Freilandstrahlung zu erwarten (LÜPKE 1995). PICHLER et al. (2001) sehen gar eine relative Strahlungsverfügbarkeit von fünfundzwanzig bis dreißig Prozent als Grenze für die erfolgreiche künstliche Verjüngung der Traubeneiche an. Das Wachstum der Traubeneiche und der Eberesche war zudem durch eine starke Wirkung des Verpflanzschocks überlagert. Dennoch befanden sich auch neun Vegetationsperioden nach der Anlage des Pflanzversuchs – im Jahr 2020 – unter allen älteren Dominanzbeständen der Rüthnicker Heide (R1, R2 und R3) lebende Traubeneichen und Ebereschen (Abbildung 73). Dies beweist, dass es beide Baumarten vermögen, auch unter den ungünstigen Wachstumsbedingungen der Dominanzbestände bei geringen Zuwächsen über einen längeren Zeitraum zu überdauern.

Die Ergebnisse des Pflanzversuchs zeigen, dass insbesondere die **Klimaxbaumarten Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche unter den untersuchten Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche ausreichende Wachstumsbedingungen** finden. Hingegen können **lichtbedürftigere Baumarten wie Traubeneiche und Eberesche zwar unter dem Einfluss älterer Dominanzbestände überleben, dann jedoch kaum Zuwachs leisten.** Demnach wird die **Forschungshypothese H2c angenommen.**



Abbildung 73: Nach neun Vegetationsperioden – im Jahr 2020 – befinden sich unter den Dominanzbeständen der Versuchsflächen R1, R2 und R3 weiterhin (a) vitale Ebereschen und (b) Traubeneichen. Hier auf der Versuchsfläche R3.

Wirkung der Spätblühenden Traubenkirsche gegenüber reiner Kiefer auf das Wachstum

Die Strahlungsverfügbarkeit auf den Referenzflächen war deutlich höher als unter den Dominanzbeständen aus Spätblühender Traubenkirsche. Mit durchschnittlich neun Prozent der Freilandstrahlung war die Strahlungsverfügbarkeit auf der Referenzfläche AR am höchsten. Dort realisierten alle Baumarten innerhalb der ersten drei Versuchsjahre die höchsten Sprosslängen- und Durchmesserzuwächse. Ebenfalls konnten dort die höchsten Trockengewichte festgestellt werden. Es steht außer Frage, dass die höhere Strahlungsverfügbarkeit unter Referenzbeständen aus reiner Kiefer das Wachstum der Versuchsbaumarten positiv beeinflusst hat. Welcher Einfluss vom Bestandesaufbau auf das Sprosslängen- und Durchmesserwachstum der Versuchsbaumarten ausgeht, wurde an Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche in Wachstumsmodellen geprüft. Alle Modelle wiesen einen negativen Effekt der Referenzbestände auf das Wachstum der Baumarten aus. Sind die Strahlungsverhältnisse vergleichbar, leisteten die Versuchsbaumarten unter den Dominanzbeständen aus Spätblühender Traubenkirsche einen höheren Zuwachs als unter den reinen Kiefernbeständen. Ein besseres Wachstum unter den Referenzbeständen lässt sich demnach einzig und allein auf eine günstigere Strahlungsversorgung zurückführen. Dieser Effekt mag zwei Gründe haben. Einerseits könnten anderweitige Wirkungen der reinen Kiefernbestände auf die Verjüngungspflanzen die wachstumssteigernde Wirkung der höheren

Strahlungsverfügbarkeit relativiert haben. Zum anderen könnte von den Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche eine positive Wirkung auf die Verjüngungspflanzen ausgegangen sein, die es den jungen Bäumen ermöglichte, unter einer geringeren Strahlungsversorgung höhere Zuwächse zu erzielen.

Die positive Wirkung der Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche auf das Waldinnenklima in Kiefernforsten wurde bereits ausführlich diskutiert. Die Präsenz des Neophyten führt zu einer Erhöhung der Luftfeuchte, einer Minderung von Temperaturextremen und zu einer Windberuhigung, wonach CHABRERIE et al. (2008) das Vorhandensein eines echten Waldklimas feststellen. Zudem führt die geringe Einstrahlung zu einer Reduktion der Evaporation des Bodens und einer geringeren Transpiration der Verjüngungspflanzen (MITSCHERLICH 1981). Im nordostdeutschen Tiefland stellt sich im Sommer eine typische Periode mit ausbleibenden Niederschlägen und negativer klimatischer Wasserbilanz ein, in welcher die Bodenwasserverfügbarkeit so weit absinken kann, dass das Pflanzenwachstum dadurch beeinträchtigt wird (ANDERS 2006). In diesem Zusammenhang benennt ANDERS die positive Wirkung einer zweiten Baumschicht aus Laubbaumarten, um der Mittsommertrockenheit in Kiefernforsten zu entgegnen. In dieser Weise bewirken auch die Dominanzbestände der Spätblühenden Traubenkirsche eine puffernde Wirkung gegenüber klimatischen Extremen. Durch das ausgeglichener Waldinnenklima dürfte der Trockenstress für die Verjüngungsbaumarten auf den Versuchsflächen gegenüber den Referenzflächen geringer gewesen sein. Damit sind die **Wachstumsbedingungen unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche gegenüber den jungen Kiefernforsten ohne den Neophyten als günstiger zu beurteilen**. Demnach kann die **Forschungshypothese H2a_{ii} nicht angenommen** werden.

Weitere Faktoren, die das Wachstum beeinflussen

Nach COLLET und CHENOST (2006) ist die Ausgangsgröße der Versuchspflanzen entscheidend für die zu erwartenden Wachstumsreaktionen. Somit war es wichtig festzustellen, dass sich die Ausgangsparameter der Baumarten zwischen den Versuchsflächen nicht unterscheiden, was auch statistisch nachgewiesen werden konnte. Für die Winterlinde wurde eine Abhängigkeit der Ausgangsparameter auf die Sprosslängen- und Durchmesserzuwächse nachgewiesen und in den Modellen berücksichtigt. Für die Hainbuche und die Rotbuche war kein derartiger Effekt nachweisbar.

5.4.3 KEIMUNG DER BAUMARTEN AUF DEN VERSUCHS- UND REFERENZFLÄCHEN

Im Aussaatversuch wurden die quantitative Keimung und die frühe Entwicklung der fünf Baumarten auf den Versuchs- und Referenzflächen untersucht. Im Unterschied zum Pflanzversuch erfolgte die Etablierung der Baumarten aus dem Samenkorn heraus. Die Entwicklung ist demnach überwiegend von den vorherrschenden Umweltbedingungen abhängig. Diese werden insbesondere durch das Keimbett und die abiotischen Bedingungen vorgegeben. Hingegen sind unerwünschte Einflussfaktoren, die sich aus der Versuchsanlage ergeben, gering. Bei gesäten Bäumen kann es zu keinem Verpflanzschock kommen. Auch wird das Wachstum nicht durch eine Düngergabe in der Baumschule beeinflusst. Damit stellt der Aussaatversuch das argumentative Bindeglied zwischen dem Pflanzversuch und dem Gewächshausversuch des dritten Arbeitspakets dar.

Im Gegensatz zum Gewächshausversuch ist die Heterogenität der Umweltfaktoren beim Aussaatversuch unter Freilandbedingungen höher einzuschätzen (HUTH et al. 2011). Weiterhin ist die stichprobenhafte Erhebung des quantitativen Auflaferfolgs im Aussaatversuch deutlich vereinfacht und damit sehr viel ungenauer als im Gewächshausversuch. Grundanliegen war die Prüfung, ob die Keimung der Baumarten unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche unter Freilandbedingungen möglich ist, und wenn ja, ob der quantitative Auflaferfolg auf den Versuchsflächen schlechter als auf den Referenzflächen ist.

Der Verlauf der Entwicklung der Keimlingszahlen war bei den Winterlinden, Hainbuchen und Rotbuchen vergleichbar. So nahmen die Keimlingszahlen im ersten Versuchsjahr deutlich ab. Im zweiten Versuchsjahr fielen hingegen deutlich weniger Keimlinge aus. Die Keimung der Eberesche wurde erst im zweiten Versuchsjahr festgestellt. Wahrscheinlich waren die Temperaturen während und nach der Anlage des Aussaatversuches bereits so hoch, dass eine sekundäre Keimruhe einsetzte (BÄRTELS 1996).

Es war allen Baumarten möglich, sich unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche zu etablieren. Mit Ausnahme der Baumart Rotbuche konnten keine Unterschiede im quantitativen Auflaferfolg zwischen den Versuchsflächen festgestellt werden. Die Unterschiede in der Strahlungsverfügbarkeit unter den verschiedenalten Dominanzbeständen hatten demnach keinen Einfluss auf den Keimerfolg. Gestärkt wird diese Einschätzung von KOZLOWSKI (1971), wonach die Strahlungsintensität eine untergeordnete Rolle für die Keimung der Baumarten spielt. Deutlich wichtiger für die Keimung ist hingegen das ideale Keimbett, welches sich aus dem komplexen Zusammenspiel des Feuchte- und

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH DISKUSSION

Temperaturregimes, der Strahlung – hier eher insbesondere die Wellenlänge und die Beleuchtungsdauer (LYR et al. 1992) –, der Nährstoffverfügbarkeit und den physikalischen Eigenschaften des Substrats bildet (FARMER 1997). Die Baumartenzusammensetzung, die Dichte und das Alter des Oberstands haben damit einen starken Einfluss auf die Eigenschaften des Keimbetts (WAGNER et al. 2011). Eine wesentliche Wirkung ist in diesem Zusammenhang der Laubstreu der Spätblühenden Traubenkirsche zuzurechnen, die deutlich schneller zersetzt wird als die Streu der Gemeinen Kiefer (LORENZ et al. 2004). Damit entwickeln sich unter den Dominanzbeständen aktivere Humusformen (KOUTIKA et al. 2007; CRÉTIN 2013; DESIE et al. 2020), wodurch sich zugleich das Keimbett verbessert. Ein weiterer positiver Aspekt geht aus der Verdrängung der konkurrierenden Bodenflora hervor, die sich aufgrund der starken Beschattung unter den Dominanzbeständen nicht etablieren kann (MRAZEK 1999). Nicht zuletzt wirkt sich die zweite Laubbaumschicht aus Spätblühender Traubenkirsche in den Kiefernforsten durch ein ausgeglicheneres Waldinnenklima positiv auf die Keimungsbedingungen aus (MITSCHERLICH 1981).

In Laborversuchen wurde eine negative Wirkung der Laubstreu von Spätblühender Traubenkirsche durch Allelopathie nachgewiesen (BROWN 1967; NORBY und KOZLOWSKI 1980; STARFINGER 1990; BÖCKMANN 2010; CSISZÀR et al. 2012). Diese ist jedoch unter Freilandbedingungen nicht nachweisbar, da sie von anderen Einflussgrößen überlagert oder kompensiert wird (STARFINGER 1990; BÖCKMANN 2010). Im Vergleich der Entwicklung zwischen den Versuchs- und den Referenzflächen konnte weder ein negativer noch ein positiver Effekt der Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche auf die Keimung und die frühe Entwicklung der Versuchsbaumarten nachgewiesen werden.

Beispielhaft zeigt die Abbildung 74 die Entwicklung eines Saatplots auf der Versuchsfläche R3. Demnach ist eine **Etablierung der Baumarten auf natürliche Weise über Naturverjüngung oder auch künstlich über Voraussaat unter den Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche möglich**. Damit muss die **Forschungshypothese H2e abgelehnt** werden.

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH
DISKUSSION



Abbildung 74: Entwicklung eines Saatplots auf der Versuchsfläche R3 in den Jahren (a) 2013, (b) 2014 und (c) 2020. Auch sieben Jahre nach der Aussaat erweisen sich die Versuchsbaumarten unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche als vital.

5.5 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die Verjüngungsbedingungen in Kiefernforsten werden durch das invasive Auftreten der Spätblühenden Traubenkirsche gravierend verändert. Die für Kiefernforsten typische hohe Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden wird durch das dichte Blätterdach des Neophyten in der zweiten Baumschicht stark reduziert. Wieviel Strahlung an den Waldboden gelangt, ist vom Alter der Dominanzbestände abhängig. Während jüngere Dominanzbestände die Strahlungsverfügbarkeit auf ein absolutes Minimum reduzieren, steigt die Ressourcenverfügbarkeit mit zunehmendem Alter kontinuierlich an. Bedingt durch die verminderte Einstrahlung werden Temperaturextreme gepuffert, die Luftfeuchte wird erhöht und die Evaporation vermindert. Zudem wird die Windbewegung gedämpft. Damit trägt die Spätblühende Traubenkirsche zur Schaffung eines echten Waldklimas in den sonst trockenen Kiefernforsten bei (CHABRERIE et al. 2008). Die Verjüngungsfreudigkeit des Waldbodens wird durch die Spätblühende Traubenkirsche begünstigt, indem sich durch die gut zersetzbare Streu günstige Humusformen bilden (LORENZ et al. 2004) und durch die Beschattung konkurrierende Begleitvegetation vermieden wird (MRAZEK 1999).

Da die Spätblühende Traubenkirsche für die erfolgreiche Etablierung einen relativen Lichtgenuss von zehn Prozent der Freilandstrahlung benötigt (STARFINGER 1990), verhindert die beschattende Wirkung der Dominanzbestände über einen längeren Zeitraum das wiederholt reiche Aufkommen des Neophyten. Damit stellt sich in waldbaulich unbehandelten Dominanzbeständen eine Phase ein, in der die Verjüngungsbedingungen für heimische Laubbaumarten unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche günstiger erscheinen als unter den benachbarten Kiefernforsten. Die Länge dieser Phase wird wesentlich von der Strahlungsentwicklung bestimmt. Für die Verjüngung heimischer Baumarten könnte sich demnach ein „window of opportunity“ ergeben, welches sich durch alterungsbedingte Auflichtung der Dominanzbestände öffnet und mit der erfolgreichen Selbstverjüngung des Neophyten wieder schließt.

Doch wie reagieren die unterschiedlichen Baumarten auf die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche? Der Aussaatversuch zeigte, dass die Keimung und die frühe Entwicklung aller Versuchsbaumarten unter den Dominanzbeständen – unabhängig von deren Entwicklungsphase und Alter – möglich sind. Die weitere Entwicklung wurde im Pflanzversuch geprüft. Erwartungsgemäß waren es die Klimaxbaumarten Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche, die aufgrund ihrer höheren Schattentoleranz besser mit der begrenzten Ressourcenverfügbarkeit unter den Dominanzbeständen zurechtkamen als die lichtbedürftigeren Traubeneichen und

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Ebereschen (NIINEMETS und VALLADARES 2006). So zeigten Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche unter dem Einfluss des Neophyten eine hohe Überlebensfähigkeit und ein gutes Wachstum. Hingegen führte die begrenzte Strahlungsverfügbarkeit zu einer hohen Mortalität und stark gehemmtem Wachstum der Ebereschen und Traubeneichen, wobei einige Exemplare dieser Baumarten auch nach neun Vegetationsperioden überlebten. Die Zuwächse – wie auch teilweise die Ausfallraten – der Baumarten zeigten eine starke Abhängigkeit von der Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden. Durch die besseren Strahlungsbedingungen in älteren Dominanzbeständen wurden dort zugleich die höchsten Zuwächse und die geringsten Ausfälle der Baumarten festgestellt.

In Anbetracht der sehr hohen Lebenserwartung der Schattbaumarten – die Rotbuche erreicht in Urwaldresten regelmäßig ein Alter von dreihundert Jahren (FELBERMEIER und MOSANDL 2005) – stellt der fünfjährige Betrachtungszeitraum des Pflanzversuchs lediglich einen sehr kurzen Zeitabschnitt in der Entwicklung der Bestände dar. Die Ergebnisse verdeutlichen demnach lediglich die initiale Entwicklung der Baumarten unter dem Einfluss der Dominanzbestände. Problematisch scheint in diesem Zusammenhang, dass das Wachstum insbesondere in den ersten beiden Vegetationsperioden teilweise erheblich durch Störfaktoren beeinflusst war (u. a. Verpflanzschock, Baumschuldüngung, Pflanzenqualität). In den späteren Vegetationsperioden war ein deutlicher Rückgang des Einflusses derartiger Effekte festzustellen. Demnach wären die Fortführung des Versuchs und die Erhaltung der Versuchsflächen von einem hohen wissenschaftlichen Wert, um das Entwicklungspotenzial der Baumarten weiter zu ergründen. Denn besonders eindrucksvoll zeigte sich das Entwicklungspotenzial der Schattbaumarten bereits nach neun Vegetationsperioden im Jahr 2020 auf den Versuchsflächen der Rühnicker Heide (Abbildung 75). Die hochvitalen Winterlinden, Hainbuchen und Rotbuchen erreichten zu diesem Zeitpunkt bereits Sprosslängen von bis zu 3,6 Metern und realisierten beachtliche Zuwächse (siehe Anhang 10, S. xi). Weiterhin waren zu diesem Zeitpunkt auch immer noch lebende Traubeneichen und Ebereschen auf allen Versuchsflächen zu finden.

Die nachweislich guten Entwicklungsmöglichkeiten der Schattbaumarten unter älteren Dominanzbeständen aus Spätblühender Traubenkirsche bestärken damit den Ansatz der DBU Naturerbe GmbH, bei der Verdrängung des Neophyten „*vorrangig auf die Konkurrenzkraft schattentoleranter und standortsheimischer Baumarten*“ zu setzen (DBU NATURERBE 2014, S. 6). Ein Einwachsen dieser Baumarten in den Kronenraum der Dominanzbestände erscheint aufgrund der höheren Konkurrenzstärke möglich, was dann in der weiteren Entwicklung zu

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

einer Verdrängung des konkurrenzschwächeren Neophyten führen wird (HOUGH 1960). Weiterhin wird durch die andauernde Beschattung des Waldbodens der Verjüngungszyklus der Spätblühenden Traubenkirsche unterbrochen (PETERSEN 2015).

Deutlich ungünstiger erscheint in diesem Zusammenhang der dauerhafte Erhalt der Licht- und Intermediärbaumarten. Zwar können sowohl Traubeneichen als auch Ebereschen mehrere Jahre unter dem Einfluss der Dominanzbestände überleben, leisten jedoch dort kaum einen nennenswerten Zuwachs und können kaum in den Kronenraum der Dominanzbestände einwachsen. Für eine dauerhaft erfolgreiche Etablierung in den Waldbeständen sind diese lichtbedürftigeren Baumarten auf Störungen im Kronendach der Dominanzbestände angewiesen, die die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden in einem höheren Maß verbessern. Da von derartigen Störungen ebenfalls die Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche profitiert (CLOSSET-KOPP et al. 2007), ist in der weiteren Entwicklung eine Konkurrenzsituation zwischen den heimischen Laubbaumarten und dem Neophyten zu erwarten.



Abbildung 75: Im Jahr 2020 waren auch nach neun Vegetationsperioden alle Baumarten auf den Versuchsflächen in der Rütznicker Heide vorhanden. (a) Die vitalsten Winterlinden erreichten Sprosslängen von bis zu 2,9 Metern, aber auch einzelne Traubeneichen und Ebereschen waren noch zu finden. (b) Die Hainbuchen realisierten mit bis zu 3,6 Metern Länge die mit Abstand größten Sprosslängen. (c) Auch die Rotbuchen wiesen einen vitalen Zustand auf und realisierten Sprosslängen von bis zu 2,2 Metern.

Fraglich ist, inwieweit eine Einwanderung insbesondere der Schattbaumarten zur Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche auf natürliche Weise erfolgen wird. Eine wesentliche Grundlage für derartige Prozesse wird das Vorhandensein einer ausreichenden Anzahl von geeigneten Diasporenquellen sein, die es den Baumarten ermöglichen, sich unter den Dominanzbeständen anzusamen. Weiterhin muss geklärt werden, ob derartige Prozesse gezielt durch Managementmaßnahmen eingeleitet, begleitet und gefördert werden können. Dies könnte

5. SPEZIELLER TEIL II: PFLANZ- UND AUSSAATVERSUCH ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

durch waldbauliche Maßnahmen wie die Einbringung der Schattbaumarten über Voranbau oder Voraussaat, gezielte Eingriffe zur Regulierung des Neophyten oder die Pflege von Diasporenquellen zur Maximierung der Samenproduktion erfolgen. Eine wesentliche Grundlage zur Gewährleistung derartiger Verjüngungsprozesse stellt ein zielorientiertes Wildtiermanagement dar. Denn nur über die Schaffung waldangepasster Schalenwildbestände wird es den Baumarten unter den Dominanzbeständen überhaupt möglich sein, dem Äser des Wildes zu entwachsen und somit den Verjüngungsprozess der Spätblühenden Traubenkirsche zu unterbrechen.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH

6.1 EINLEITUNG

Fest mit dem Boden verbunden, sind die Waldbäume ohne ein menschliches Zutun zeitlebens an den Ort ihrer Keimung gebunden. Die Walderneuerung erfolgt je nach Arteigenschaft über vegetative oder generative Vermehrung (BARTSCH und RÖHRIG 2016). Durch die generative Ausbildung von Diasporen (Samen) ist eine Ausbreitung der Baumarten in den Waldökosystemen möglich. Die Verbreitungsentfernung ist von den spezifischen Arteigenschaften und den Verbreitungsvektoren abhängig (FARMER 1997; KARLSSON 2001). Leichtsamige und zumeist anemochor verbreitete Baumarten verbreiten sich über weite Entfernungen (HUTH 2010; TIEBEL et al. 2019). Hingegen sind die schwersamigen und barochor verbreiteten Baumarten in der Ausbreitung limitiert, da ein großer Teil der Samen im Umfeld des Mutterbaums zu Boden fällt. Doch können auch diese Samen über Zoochorie durch Vögel und Säugetiere über weite Strecken verbreitet werden (BOSSEMA 1979; JENSEN 1985; NILSSON 1985; IRMSCHER 2010). Gelangt der Samen schließlich an den Boden, schließt sich mit der Keimung und der Sämlingsentwicklung die sensibelste Phase des Baumlebens an (RÖHRIG et al. 2006). Der Verjüngungserfolg wird dann maßgeblich von den abiotischen und biotischen Eigenschaften des Mikrostandorts bestimmt (KOZLOWSKI 1971). HARPER (1977) bezeichnet diejenigen Keimbetten als „safe site“, die sich für die artspezifische Keimung und die frühe Entwicklung als günstig darstellen. Da die DBU Naturerbe GmbH bei der Entwicklung der Waldbestände vor allem auf eine natürliche Sukzession setzen will, kommt natürlichen Ausbreitungsmechanismen der Baumarten, wie auch deren Etablierungsmöglichkeiten, bei der Entwicklung naturferner Forste hin zu naturnahen Wäldern eine tragende Rolle zu (DBU NATURERBE 2014).

Durch die Spätblühende Traubenkirsche werden die Verjüngungsbedingungen in den unterwanderten Kiefernforsten stark verändert. Die Strahlung am Waldboden wird durch die zweite Bestandesschicht aus Laubbäumen deutlich reduziert. Weiterhin bildet sich unter den Dominanzbeständen ein günstigeres Waldinnenklima mit einer höheren Luftfeuchtigkeit, einer geringeren Temperaturamplitude und einer geringeren Evaporation aus (CHABRERIE et al. 2008). Die Laubstreu der Spätblühenden Traubenkirsche ist deutlich schneller zersetzbar als die Streu der Gemeinen Kiefer (MUYS et al. 1992; LORENZ et al. 2004). Damit bilden sich unter den Kiefernforsten aktiver Humusformen (BILKE 1996; KOUTIKA et al. 2007; CRÉTIN 2013; DESIE et al. 2020), deren organische Auflage gegenüber reinen Kiefernbeständen eine deutlich geringere Mächtigkeit aufweist (RODE et al. 2002). Weiterhin wurde von

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH EINLEITUNG

verschiedenen Autoren die Veränderung der pH-Werte, der Basensättigung und der Nährstoffverfügbarkeit im Oberboden nachgewiesen (WENDORFF 1952; VANDERHOEVEN et al. 2005; DASSONVILLE et al. 2008).

In Laborversuchen wurde die Wirkung der Laubstreu der Spätblühenden Traubenkirsche auf die Keimung und die frühe Entwicklung von Pflanzenarten untersucht. Durch verschiedene Autoren wurde eine allelopathische Wirkung eines aus den Blättern der Spätblühenden Traubenkirsche gewonnenen Extrakts auf verschiedene Gefäßpflanzen festgestellt (STARFINGER 1990; BÖCKMANN 2010; CSISZÁR et al. 2012). Hingegen NORBY und KOZLOWSKI (1980) konnten keinen Einfluss des Extrakts auf die Keimung der Amerikanischen Rotkiefer (*Pinus resinosa* AITON) feststellen. Dafür beobachteten die vorgenannten Autoren eine negative Wirkung auf das Spross-, Wurzel- und Nadelwachstum der Keimlinge. Auch BÖCKMANN (2010) stellte einen negativen Einfluss des Extrakts auf das Sprosswachstum vom Spitzahorn (*Acer platanoides* L.) fest. Übereinstimmend wird jedoch angenommen, dass die keimhemmende Wirkung der Laubstreu unter Freilandbedingungen durch verschiedene wirkungsstärkere Effekte wie Strahlung, Substratfeuchtigkeit, Nährstoffgehalt und physikalische Eigenschaften der Streu überlagert wird (STARFINGER 1990; SPAETH et al. 1994; BÖCKMANN 2010). Neben der keimhemmenden Wirkung der Streu wurden von verschiedenen Autoren unter den Beständen aus Spätblühender Traubenkirsche bodenbürtige Pilze der Gattung *Pythium* spp. festgestellt, die einen negativen Einfluss auf die Überlebensfähigkeit der Verjüngungspflanzen unter den Mutterbäumen ausüben (PACKER und CLAY 2000, 2003; REINHART et al. 2010).

Während die Wirkungen des Bodensubstrats auf die Entwicklungsmöglichkeiten heimischer Baumarten in den vorgenannten Untersuchungen einerseits aus bodenchemischen Analysen abgeleitet und andererseits unter Laborbedingungen nachgewiesen wurden, ist bisher keine Untersuchung bekannt, welche die Keimung und frühe Entwicklung von Laubbaumarten auf dem Bodensubstrat der Dominanzbestände näher untersucht. An ebendiesem Punkt setzt das vorliegende Arbeitspaket an, indem über einen Gewächshausversuch der Einfluss des Bodensubstrats aus Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche auf die Keimung und die frühe Entwicklung der Traubeneiche (*Quercus petraea* MATT.), Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.), Winterlinde (*Tilia cordata* MILL.), Hainbuche (*Carpinus betulus* L.), Gemeinen Eberesche (*Sorbus aucuparia* L.) und der Spätblühenden Traubenkirsche selbst geprüft werden soll. Hierfür werden die folgenden Forschungshypothesen formuliert:

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH
EINLEITUNG

- H3a Das Substrat hat einen Einfluss auf die Keimung und die frühe Entwicklung der Keimlinge. Dabei wirkt sich die Laubstreu der Traubenkirsche negativ auf die Keimung und die frühe Entwicklung der Keimlinge aus, was anhand einer höheren Mortalität (i) und schlechteren Entwicklung der Keimlinge (ii) feststellbar ist.
- H3b Die Keimung und die frühe Entwicklung der Keimlinge werden durch die Strahlungsreduktion negativ beeinflusst. Die stärkere Beschattung führt zu einer höheren Mortalität (i) und zu einer schlechteren Entwicklung der Keimlinge (ii).
- H3c Die Keimung und die frühe Entwicklung der Keimlinge werden durch das Feuchteregime beeinflusst. Es kann ein negativer Effekt der „Trockenstressvariante“ festgestellt werden, welcher eine höhere Mortalität (i) und eine schlechtere Entwicklung der Keimlinge (ii) widerspiegelt.
- H3d Der Standort der Substratgefäße im Gewächshaus hat einen Einfluss auf die Entwicklung der Keimlinge und ist gegebenenfalls durch einen Strahlungsgradienten in der Gewächshauskabine zu erklären.

6.2 MATERIAL UND METHODEN

6.2.1 VERSUCHSAUFBAU

Der Versuch wurde von April bis Juli 2013 im Kalthaus des Instituts für Waldbau und Waldschutz der Technischen Universität Dresden im Versuchs- und Lehrobjekt Hetzdorf durchgeführt. Das unbeheizte Gewächshaus verfügt über eine computergestützte Belüftungsanlage (Klimacomputer CC 600, Regel- und Messtechnische Apparate GmbH, Herschingen), die über den Versuchszeitraum die Temperatur und Luftfeuchtigkeit in der Gewächshauskabine regulierte. Im Versuch wurden die drei Faktoren Substrat, Beschattung und Befeuchtung in jeweils zwei Faktorstufen manipuliert (Tabelle 38).

Tabelle 38: Faktoren und Faktorstufen des Gewächshausversuchs sowie eingebrachte Baumarten

Substrat	Beschattung	Bewässerung	Baumart
Traubenkirsche (Moder, geringe L-Lage, guter Zersetzungsgrad)	hell (6 % der Freilandstrahlung)	feucht (Turnus zweimal wöchentlich)	Eberesche (<i>S. aucuparia</i> L.)
Kiefer (Rohhumus, starke L-Lage, geringer Zersetzungsgrad)	dunkel (3 % der Freilandstrahlung)	trocken (Turnus einmal zweiwöchentlich)	Hainbuche (<i>C. betulus</i> L.)
			Rotbuche (<i>F. sylvatica</i> L.)
			Traubeneiche (<i>Q. petraea</i> MATT.)
			Winterlinde (<i>T. cordata</i> MILL.)
			Spätblühende Traubenkirsche (<i>P. serotina</i> EHRH.)

Die sechs Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche, Traubeneiche, Eberesche und Spätblühende Traubenkirsche wurden in den Versuch eingebracht. Jede Faktorkombination der einzelnen Baumarten kam in vier bis sechs Replikationen im Versuch vor. Zur Einsaat wurden handelsübliche Kunststoffkörbe (365 mm x 255 mm x 144 mm) verwendet, die auf den fünf Tischen im Gewächshaus verteilt wurden. Die Anordnung der Beschattungs- und Befeuchtungsstufen erfolgte aus methodischen Gründen in alternierenden Blöcken. Innerhalb dieser Blöcke wurden Substratvarianten und Baumarten randomisiert angeordnet.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

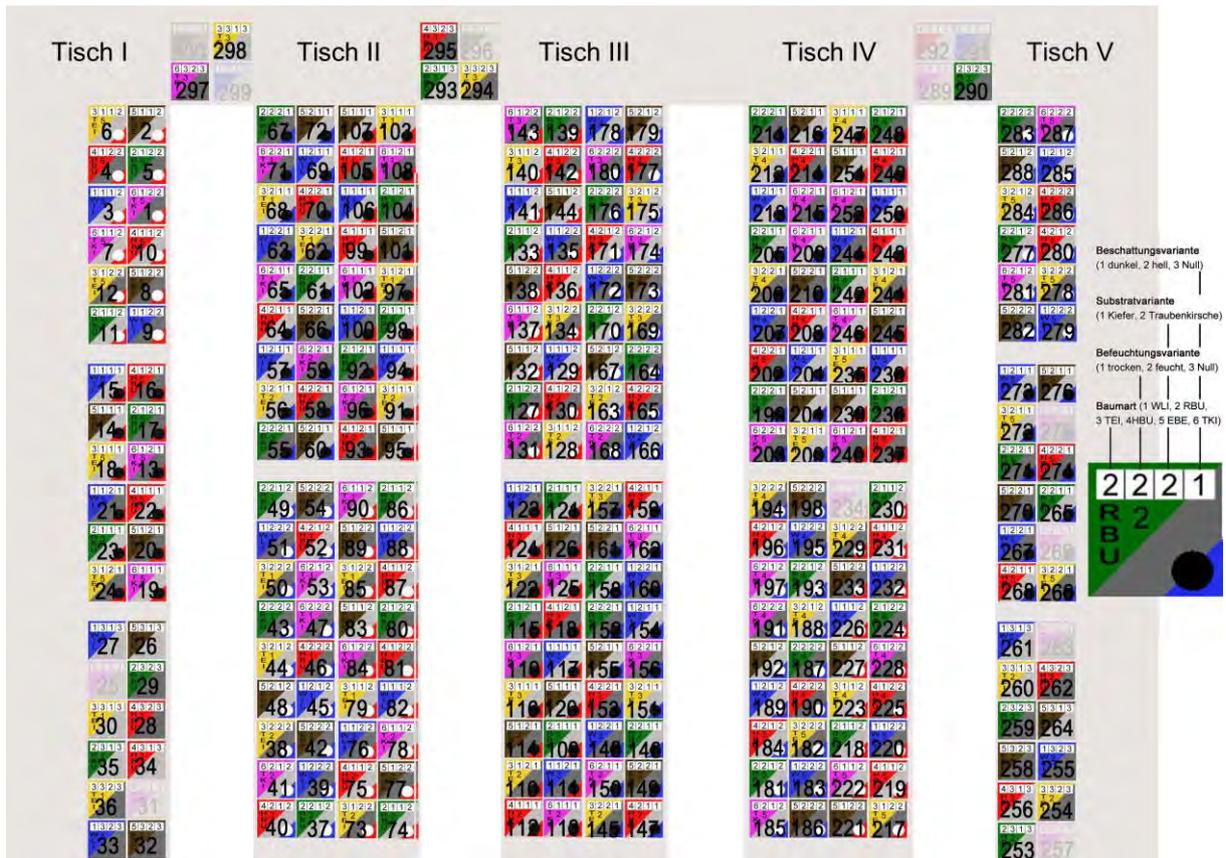


Abbildung 76: Aufbau des Gewächshausversuchs und randomisierte Verteilung der Faktorkombinationen auf den Kabinentischen. Jedes Quadrat stellt ein Substratgefäß dar. Folgende farbliche Codierung wurde verwendet: Das große farbige Dreieck kennzeichnet die Baumart (blau – Winterlinde, grün – Rotbuche, gelb – Traubeneiche, rot – Hainbuche, braun – Eberesche und violett – Spätblühende Traubenkirsche), das kleine farbige Dreieck kennzeichnet die Bewässerungsvariante (rot – trocken, blau – feucht), der Kreis kennzeichnet die Beschattungsvariante (weiß – 6 % hell, schwarz – 3 % dunkel) und die Grundfarbe kennzeichnet die Substratvariante (hellgrau – Kiefer, dunkelgrau – Spätblühende Traubenkirsche).

Substratvarianten

Der Aufbau und die Zusammensetzung der Bestockung von Waldbeständen üben einen Einfluss auf den Zustand des Waldbodens aus (MITSCHERLICH 1975; REHFUESS 1990). Von besonderem Interesse in dieser Untersuchung war es, den Einfluss von Waldböden, die typischerweise unter dem Einfluss von Dominanzbeständen aus Spätblühender Traubenkirsche in Kiefernforsten gebildet werden, auf die Keimung und frühe Entwicklung der Baumarten zu überprüfen. Als Referenzsubstrat sollte der Boden unter einem jungen Kiefernreinbestand dienen. Die Substrate sollten in ihren Eigenschaften einen natürlichen Aufbau aufweisen. Diese Vorgabe konnte am ehesten durch die Verwendung der obersten Schicht gewachsener Waldböden erfüllt werden. Daher wurde das Substrat direkt in den Waldbeständen des Untersuchungsgebiets Rüthnicker Heide geworben. Hierfür wurden im Winterhalbjahr 2012/13 Substratblöcke von rund zwölf Kubikdezimetern geworben und in Kunststoffkörbe überführt. Die Mächtigkeit der Substratblöcke kann mit rund dreizehn Zentimetern angegeben werden. Es wurde zwingend darauf geachtet, dass die natürliche Schichtung der Substrate erhalten blieb.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

Um ein Ausrieseln des sandigen Substrats bei einer Austrocknung und zugleich einen Feuchtigkeitsstau zu vermeiden, wurden die Körbe mit einer perforierten Kunststoffolie (Aquafol®, REIMANN, Emsdetten) ausgekleidet (Abbildung 77).



Abbildung 77: Bestände zur Substratgewinnung für den Gewächshausversuch im Untersuchungsgebiet Rüthnicker Heide. (a) Dominanzbestand aus Spätblühender Traubenkirsche unter Gemeiner Kiefer (Abteilung 311) und (b) Reinbestand aus Gemeiner Kiefer (Abteilung 401)

Die Werbung der Substratvariante „Traubenkirsche“ erfolgte in einem zweiunddreißigjährigen Dominanzbestand aus Spätblühender Traubenkirsche unter Gemeiner Kiefer in der Abteilung 331. Das Substrat wurde durch den jährlichen Eintrag der Laubstreu der Spätblühenden Traubenkirschen beeinflusst. Die Humusform konnte als rohhumusartiger Moder charakterisiert werden. Charakteristisch für diese Substratvariante ist eine geringe Streuauflage und ein guter Zersetzungsgrad der organischen Auflage. Das Referenzsubstrat „Kiefer“ wurde in einem dreißigjährigen Kiefernreinbestand in der Abteilung 401 geworben. Der Humuszustand des Referenzbestands wurde als Rohhumus angesprochen. Charakteristisch hierfür waren die starke Streuauflage und der geringe Zersetzungsgrad der organischen Auflage. Beide Substratvarianten waren von Natur aus nahezu vegetationsfrei. Dennoch vorhandene oder aufkommende Vegetation wurde entfernt.

Die standörtliche Vergleichbarkeit der Substrate wurde durch die unmittelbare räumliche Nähe der beiden Waldbestände gewährleistet. Der Abstand betrug weniger als zweihundert Meter. Damit sollten Unterschiede der bodenphysikalischen und -chemische Eigenschaften sowie der natürlichen Nährstoffausstattung der Standorte vermieden werden. Sowohl der Standort als auch die Bodenart und der Bodentyp sind für beide Waldbestände identisch. Es handelt sich um podsolige Braunerden aus Decksand über Schmelzwassersand, die einer mittleren Nährkraft- und Feuchtestufe (M2) zugeordnet sind. Der Oberboden des Referenzbestands wies den Einfluss von Bodenbearbeitung auf, der auf den Einsatz eines Streifenpflugs im Zuge der Begründung des Kiefernbestands hindeutete. Die bodenchemischen Kennzahlen der obersten

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH
MATERIAL UND METHODEN

Bodenschicht wurden durch eine Beprobung des A-Horizonts beider Substratvarianten erhoben. Die Beprobungstiefe lag zwischen fünf und acht Zentimetern. In der Tabelle 39 sind die Kennzahlen aufgeführt.

Tabelle 39: Bodenchemische Kennwerte der Substrate

Substrat	A-Horizont						
	pH (KCl)	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	C:N
Traubenkirsche (TKI)	3,1	2,1	0,3	6,6	1,4	0,6	23,5
Kiefer (GKI)	3,8	1,3	0,4	7,2	2,1	0,9	24,2

Beschattungsvarianten

Die Beschattungsvarianten sollten den Strahlungsverhältnisse unter den Dominanzbeständen aus Spätblühender Traubenkirsche möglichst realitätsnah entsprechen. In einer „dunklen“ Variante wurde die Strahlung über den Substratkörben auf drei Prozent der Freilandstrahlung reduziert, was den mittleren Strahlungsverhältnissen in einem mittelalten Dominanzbestand entspricht, dessen vorherrschende und herrschende Bestandesglieder einen Brusthöhendurchmesser von dreizehn Zentimeter aufweisen (vgl. BHD_{5%} Strahlungsmodell, Kapitel 4). Mit einer Strahlungsverfügbarkeit von sechs Prozent der Freilandstrahlung stand den Pflanzen in der „hellen“ Variante die doppelte Strahlung zur Verfügung. Derartige mittlere Strahlungsverhältnisse finden sich in alten Dominanzbeständen, deren vorherrschende und herrschende Individuen einen Brusthöhendurchmesser von zweiunddreißig Zentimetern erreichen.

Die Einstellung der Strahlungsbedingungen erfolgte in zwei Stufen, einerseits durch die Beschattungsanlage des Gewächshauses und andererseits durch Schattierungsmatten. Die gewächshauseigene Beschattungsanlage reduzierte die Freilandstrahlung um dreißig Prozent. Ein deutlich stärkerer strahlungsmindernder Einfluss ging von den Schattierungsmatten aus. Diese reduzierten die Strahlung im Gewächshaus auf sechs Prozent der Freilandstrahlung bei einlagiger Verwendung („helle“ Variante), hingegen bei doppelagiger Verwendung auf drei Prozent der Freilandstrahlung („dunkle“ Variante). Die Schattierungsmatten wurden über den Substratgefäßen auf Holzgestellen gelagert. Hierdurch stand den Pflanzen ein vertikaler oberirdischer Wuchsraum von fünfundvierzig Zentimetern zur Verfügung.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

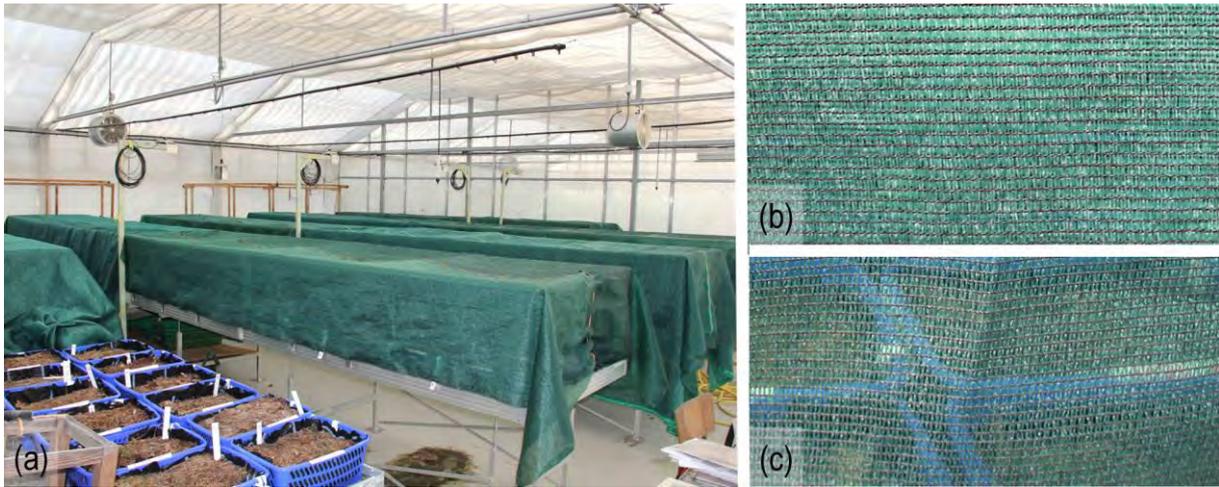


Abbildung 78: (a) Die Strahlungsbedingungen wurden mithilfe der gewächshauseigenen Beschattungsanlage und auf Holzgestellen gelagerten Schattierungsmatten eingestellt. Über den Gewächshaustischen befanden sich vier Quantumsensoren zur Erhebung der fotosynthetisch aktiven Strahlung (PAR). (b) Bei doppellagiger Verwendung der Matten standen den Pflanzen drei Prozent der Freilandstrahlung zur Verfügung. (c) Bei einfacher Verwendung wurde eine Strahlungsreduktion auf sechs Prozent der Freilandstrahlung realisiert.

Die fotosynthetisch aktive Strahlung (PAR) wurde über den gesamten Versuchszeitraum an vier Stellen im Gewächshaus mit Quantumsensoren der Firma SKYE, Llandrindod Wells (UK) gemessen (Abbildung 78). Die Platzierung erfolgte in einem Meter Höhe über den Schattierungsmatten in der Mitte der Gewächshaustische.

Die Tagesmittelwerte der PAR reichten im Versuchszeitraum von minimal $5,2 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ bis maximal $98,7 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. An bedeckten Tagen herrschten an allen Stellen der Gewächshauskabine annähernd die gleichen Strahlungsbedingungen, sodass nur geringe Strahlungsunterschiede zwischen den Gewächshaustischen festgestellt werden konnten (Abbildung 79). Hingegen zeigten sich an sonnigen Tagen deutliche Unterschiede in der Strahlungsversorgung. Beispielhaft kann diese Feststellung für den 5. Juni 2013, den strahlungsreichsten Tag im Versuchszeitraum, belegt werden. In der Kabinenmitte (Tisch 3) wurde an diesem Tag mit $98,7 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ die höchste PAR festgestellt. Auf den zwei benachbarten Tischen wurden hingegen nur $91,5 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ und $90,3 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ PAR erreicht, was zweiundneunzig bzw. neunzig Prozent der Strahlung der Kabinenmitte entspricht. Am äußersten Kabinenrand konnten am selben Tag über dem Tisch 5 lediglich $77,6 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ gemessen werden, was siebenundsiebzig Prozent der maximalen PAR entspricht. Demnach liegt innerhalb der Gewächshauskabine eine ungleichmäßige Strahlungsverteilung vor. Entlang eines Gradienten nimmt, ausgehend von der Kabinenmitte hin zu den Randbereichen, die Strahlung ab. Insbesondere an sonnigen Tagen verursacht das Gewächshaus somit eine ungleichmäßige Versorgung der Pflanzen mit Strahlung.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

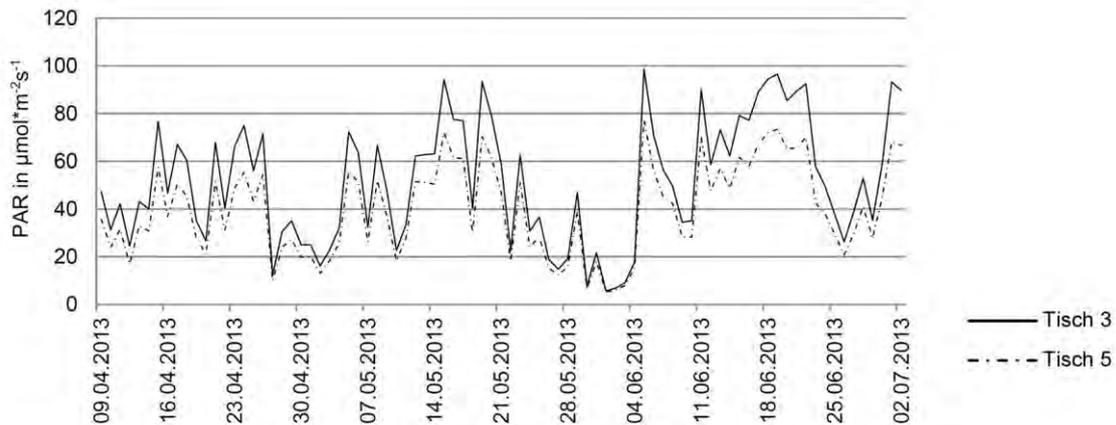


Abbildung 79: Entwicklung der mittleren täglichen Strahlungsverfügbarkeit (PAR) über dem mittleren Kabinentisch 3 und dem äußeren Kabinentisch 5 im Versuchszeitraum

Befeuchtungsvarianten

In den ersten zwei Wochen des Aussaatversuchs erfolgte die einheitliche Bewässerung aller Substratgefäße in einem zweitägigen Turnus. Hierdurch sollten zunächst möglichst gleiche Keimungsbedingungen geschaffen werden.

Nachdem der überwiegende Teil der Baumarten erfolgreich aufgelaufen war, wurden ab dem 25. April 2013 zwei unterschiedliche Bewässerungsvarianten etabliert. Die Einstellung der Varianten erfolgte über unterschiedliche Bewässerungsintervalle. Die Bewässerung wurde mit einer feinen Wasserbrause durchgeführt, wobei durch eine einheitliche Bewässerungsdauer möglichst identische Wassergaben gewährleistet werden sollten (Abbildung 80). Den Keimlingen der Bewässerungsvariante „feucht“ wurde für die Entwicklung ausreichend Feuchtigkeit zur Verfügung gestellt. Die Bewässerung der Substratgefäße erfolgte hier zweimal wöchentlich. Hingegen sollte in der Bewässerungsvariante „trocken“ eine Verknappung der Ressource Wasser simuliert werden, indem den Keimlingen weniger Feuchtigkeit zur Verfügung stand. Diese Variante wurde durch ein zweiwöchiges Bewässerungsintervall realisiert.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH MATERIAL UND METHODEN



Abbildung 80: Es wurden zwei Befuchtungsvarianten etabliert, eine „trockene“ Variante mit einem zweiwöchigen Bewässerungsintervall und eine „feuchte“ Variante, die zweimal wöchentlich bewässert wurde. Für die Bewässerung wurde eine Wasserbrause mit einem zerstäubenden Wasserstrahl genutzt.

Die Entwicklung des Bodenwassergehalts wurde im wöchentlichen Turnus mit einem TDR-Meter FOM/mts, POLISH ACADEMY OF SCIENCES, Lublin (Polen) überwacht (TDR: Time Domain Reflectometry). Hierfür wurde der Bodenwassergehalt der mit Eberesche besäten Substratkörbe mit jeweils zwei Messungen bestimmt (Abbildung 81). Die Messungen erfolgten jeweils vor der Bewässerung. Für alle Faktorkombinationen konnte zunächst ein Anstieg des Bodenwassergehalts in den ersten beiden Versuchswochen festgestellt werden, der auf die intensivere Bewässerung in dieser Zeit zurückzuführen ist. Die Substratvariante „Traubenkirsche“ zeichnete sich durch eine bessere Wasserhaltefähigkeit aus, denn zu allen Zeitpunkten war der Bodenwassergehalt innerhalb der gleichen Bewässerungsvariante höher als bei der Substratvariante „Kiefer“. Bis zur neunten Versuchswoche überstieg der Bodenwasserhaushalt der Faktorkombination „Traubenkirsche trocken“ sogar die Faktorkombination „Kiefer feucht“. Über den Versuchszeitraum konnte ein Rückgang der Substratfeuchte bei allen Varianten festgestellt werden. Die Entwicklung der Substratfeuchte war hierbei stark von der Einstrahlung abhängig. So bewirkten die bewölkungsreichen Tage zwischen dem 28. Mai und dem 04. Juni 2013 eine Erhöhung der Substratfeuchte. Hingegen sank die Substratfeuchte bei aufeinanderfolgenden sonnigen Tagen mit hoher Einstrahlung. Erwartungsgemäß wirkten sich die Bewässerungsvarianten auf den Bodenwassergehalt aus. In den „feuchten“ Varianten wurden nach der Einstellung der Bewässerungsregime höhere Bodenwassergehalte festgestellt als in den „trockenen“ Varianten. Eine höhere Beschattung in

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

der Beschattungsvariante „dunkel“ wirkte sich teilweise ebenfalls positiv auf den Bodenwassergehalt aus.

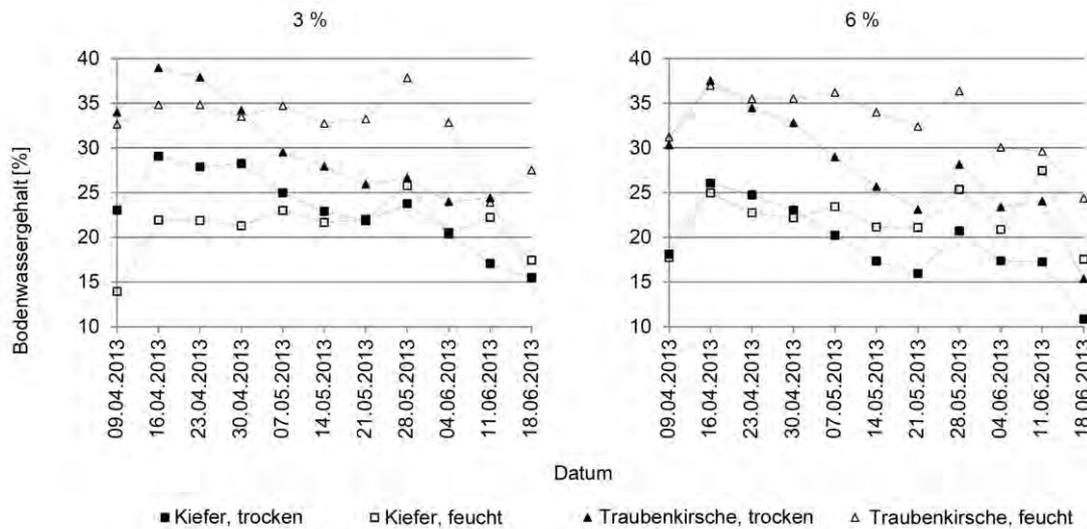


Abbildung 81: Entwicklung der Substratfeuchtigkeit in den Substratgefäßen der Baumart Eberesche im Versuchszeitraum für die acht Faktorkombinationen aus Beschattung, Befehung und Substrat

Temperatur und Luftfeuchte

Lufttemperatur und Luftfeuchte wurden sowohl unter den Schattierungsvorrichtungen als auch im Gewächshaus auf jedem der fünf Tische mit Klimadatenloggern erfasst. In der Abbildung 82 ist der Verlauf der mittleren Gewächshautemperatur im Versuchszeitraum dargestellt. Beide Beschattungsvarianten führten zu einer Reduktion der Temperaturen und zu einer Erhöhung der Luftfeuchte gegenüber den klimatischen Bedingungen in der Gewächshauskabine. Weiterhin wurden unter der Beschattungsvariante „dunkel“ geringfügig niedrigere Temperaturen und eine höhere Luftfeuchte festgestellt als unter der „hellen“ Beschattungsvariante. Die Unterschiede zwischen den Varianten waren an sonnigen Tagen mit einer hohen Einstrahlung höher als an bewölkungsreichen Tagen.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

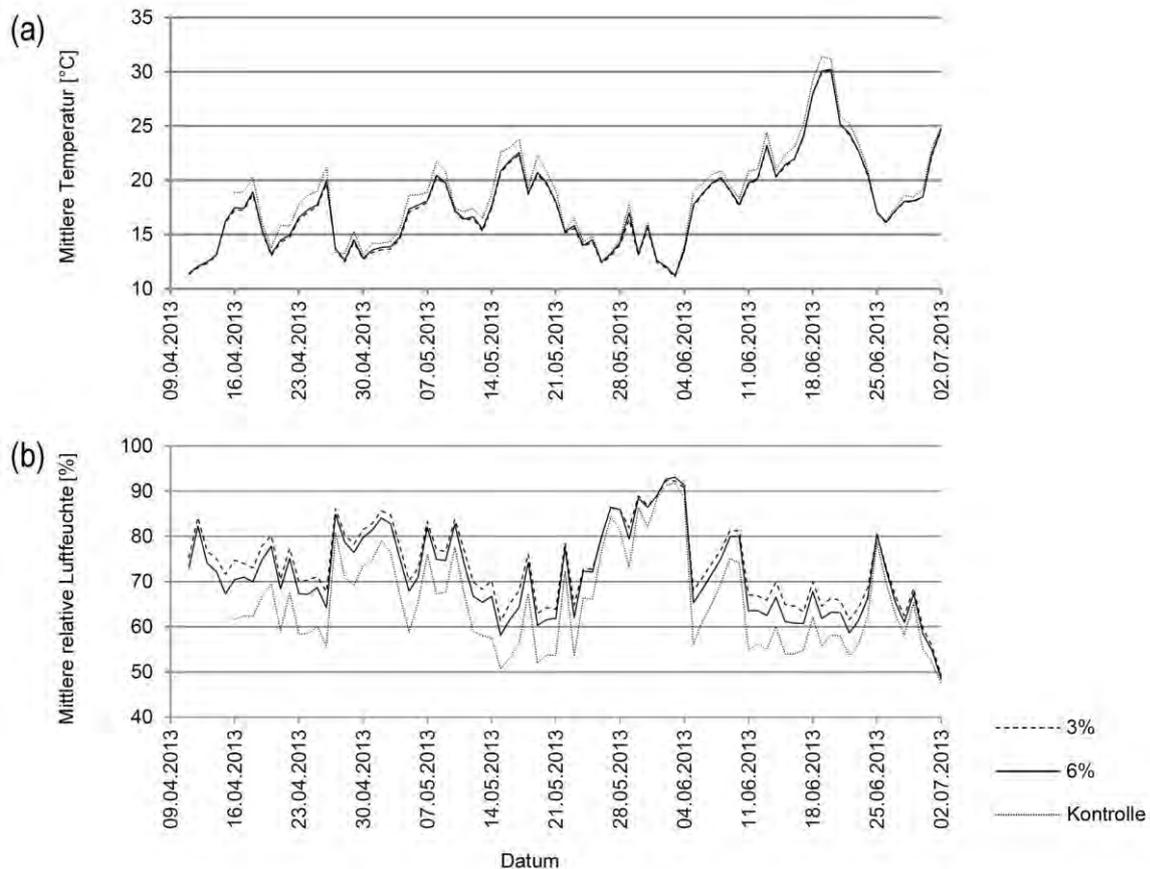


Abbildung 82: Verlauf der (a) mittleren Lufttemperatur und (b) der mittleren relativen Luftfeuchte unter den Beschattungsvarianten und im Gewächshaus über den Versuchszeitraum

Saatgut

Für die Aussaat wurde bei allen Baumarten mit Ausnahme der Traubeneiche stratifiziertes Saatgut verwendet. Das Saatgut von Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche wurde durch die Staatsdarre Flöha des Staatsbetriebs Sachsenforst aufbereitet und stratifiziert. Die Ernte, Aufbereitung und Stratifikation des Saatguts von Eberesche und Spätblühender Traubenkirsche erfolgten in Eigenregie. Das Traubeneichensaatgut wurde von der Baumschule SCHRADER, Schorfheide bezogen und wies eine schlechte Qualität auf. Über fünfzig Prozent der Eicheln waren durch Phytopathogene befallen und mussten verworfen werden. Aufbereitung und Prüfung des Eichensaatguts wurden durch das Saatgutprüflabor des Staatsbetriebs Sachsenforst, Graupa durchgeführt. In der Tabelle 40 sind wichtige Ergebnisse der Saatgutprüfung zusammengefasst. Für das Saatgut der Spätblühenden Traubenkirsche erfolgte keine solche Überprüfung.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

Tabelle 40: Eigenschaften des Saatguts und Ergebnisse der Saatgutüberprüfung

	Reife- jahr	Tausendkorn- gewicht	Lebensfähigkeit ¹ /Keimfähigkeit ²		Herkunft
Winterlinde	2011	39,8 g	76 % ¹	82306	Südostdeutsches Hügel- und Bergland
Hainbuche	2011	54,4 g	87 % ¹	80603	Südostdeutsches Hügel- und Bergland
Rotbuche	2009	224,4 g	87 % ¹	81015	Erzgebirge mit Vorland, hochmontane Stufe
Eberesche	2012	3,6 g	91 % ¹	-	-
Traubeneiche	2012	3656,0 g	45 % ²	81804	Ostdeutsches Tiefland

Einsaat der Baumarten

Die Versuchsanlage erfolgte zwischen dem 8. und 10. April 2013. Gesät wurde einzelkornweise im festgelegten Raster von drei mal sechs Zentimetern. Die Aussaatmenge betrug somit dreißig Samen pro Wiederholung. Abweichend davon wurde das Raster bei der Baumart Eberesche auf drei mal drei Zentimeter verdichtet, wodurch sich die Samenmenge auf sechzig Samen pro Wiederholung erhöhte. Durch die Verwendung des in der Abbildung 83 dargestellten Rasterrahmens konnte jedes Samenkorn einer eindeutigen und somit wiederauffindbaren Position zugeordnet werden. Dies ermöglichte die individuelle Beobachtung des Keimungs- und Entwicklungsverlaufs über den Versuchszeitraum ohne eine zusätzliche Kennzeichnung der Pflanzen.

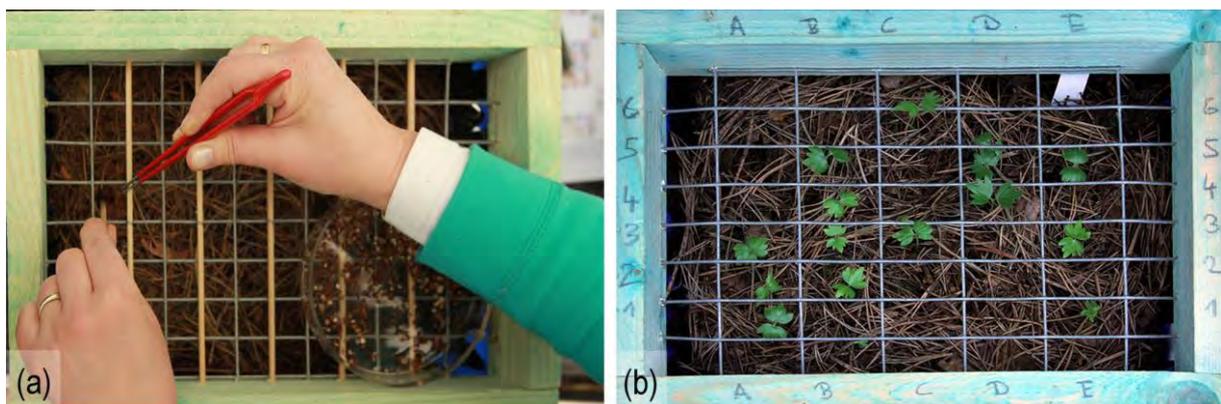


Abbildung 83: (a) Die Aussaat erfolgte positionsgenau und einzelkornweise durch die Verwendung eines Rasterrahmens. Pro Substratgefäß wurden bei der Eberesche sechzig Samenkörner eingebracht. (b) Die Aussaat aller anderen Baumarten – hier Winterlinde – erfolgte mit dreißig Samen pro Substratgefäß. Die Verwendung des Rasterrahmens machte eine individuelle Beobachtung der Keimung und der frühen Entwicklung der Baumarten möglich.

Um den Einfluss eines etwaigen Feuchtigkeitsstaus oder einer verstärkten Austrocknung des Substrats jeweils am Rand der Substratkörbe zu vermeiden (Randeffekte), wurden in den Randbereich keine Samen ausgebracht. Die Aussattiefe der Samen wurde baumartenspezifisch

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH
MATERIAL UND METHODEN

variiert und orientierte sich an WINKLER (1955). Aus der Versuchsanlage ergeben sich die in Tabelle 41 dargestellten Wiederholungen und Saatenmengen.

Tabelle 41: Wiederholungen und Samenzahlen

		Ges. [n]	Substrat Traubenkirsche				Substrat Kiefer			
			3 % Beschattung		6 % Beschattung		3 % Beschattung		6 % Beschattung	
			trocken [n]	feucht [n]	trocken [n]	feucht [n]	trocken [n]	feucht [n]	trocken [n]	feucht [n]
Winterlinde	Gefäße	44	5	5	6	6	6	6	5	5
	Samen	1320	150	150	180	180	180	180	150	150
Rotbuche	Gefäße	44	6	6	5	5	5	5	6	6
	Samen	1320	180	180	150	150	150	150	180	180
Trauben- eiche	Gefäße	44	5	5	6	6	6	6	5	5
	Samen	1320	150	150	180	180	180	180	150	150
Hainbuche	Gefäße	44	6	6	5	5	5	5	6	6
	Samen	1320	180	180	150	150	150	150	180	180
Eberesche	Gefäße	44	5	6	6	6	6	5	5	5
	Samen	2640	300	360	360	360	360	300	300	300
Trauben- kirsche	Gefäße	41	6	5	5	5	5	4	5	6
	Samen	1230	180	150	150	150	150	120	150	180

6.2.2 DATENERHEBUNG

Versuchsbegleitende Datenerhebung

Die versuchsbegleitende Datenerhebung erfolgte vom 15. April bis 01. Juli 2013 in einem wöchentlichen Turnus. Insgesamt wurden damit zwölf Vollaufnahmen des Gewächshausversuchs durchgeführt. Mithilfe des Rasterrahmens wurde dabei jede Samenposition individuell angesprochen. Über die Ansprache des Keimungserfolgs oder mortalitätsbedingter Abgänge konnte somit die quantitative Entwicklung erfasst werden. Weiterhin wurde die qualitative Entwicklung einer jeden gekeimten Pflanze über die Ansprache von sogenannten Blattentwicklungsstadien (BES) beobachtet. Die in der Tabelle 42 dargestellte Definition der einzelnen Blattentwicklungsstadien erfolgte in Abhängigkeit der spezifischen Keimungsphysiologie der Baumarten.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

Tabelle 42: Definition der Blattentwicklungsstadien (BES) für hypo- und epigäisch keimende Baumarten des Gewächshausversuchs

BES	hypogäische Keimung (Eberesche, Hainbuche, Rotbuche, Winterlinde)	epigäische Keimung (Traubeneiche, Spätblühende Traubenkirsche)
I	Erscheinen der Keimwurzel bis einschließlich Ausbildung des Hypocotyls	Erscheinen der Keimwurzel bis einschließlich Ausbildung des Epicotyls
II	Erscheinen und Ausbildung der Cotyledonen	Erscheinen und Ausbildung des Primärblatts
III	Erscheinen und Ausbildung des ersten Primärblatts	Erscheinen und Ausbildung des ersten Sekundärblatts
IV	Erscheinen und Ausbildung des ersten Sekundärblatts	fortlaufende Anhebung des BES mit jedem weiteren erscheinenden Sekundärblatt
weitere Stadien	fortlaufende Anhebung des BES mit jedem weiteren erscheinenden Sekundärblatt	

Die Abbildung 84 zeigt beispielhaft die Entwicklung eines Winterlindenkeimlings von der Keimung des Samens bis zum Erreichen des sechsten Blattentwicklungsstadiums.

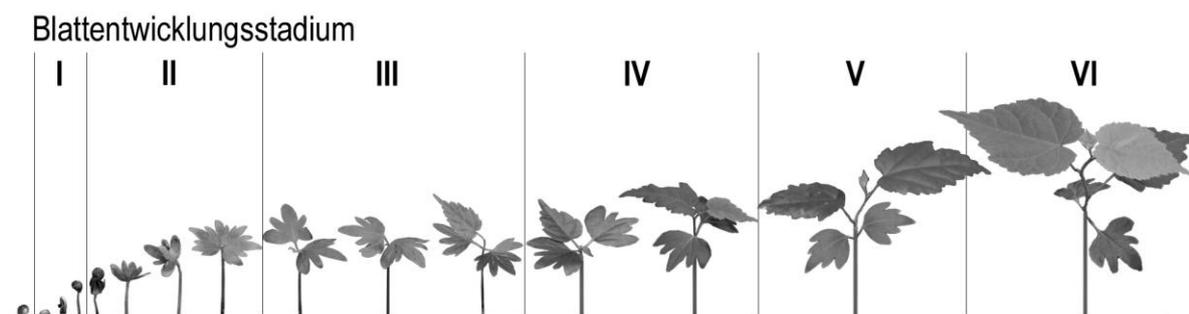


Abbildung 84: Entwicklung eines Keimlings der Baumart Winterlinde und die Einordnung in die Blattentwicklungsstadien

Abschließende Datenerhebung

Am Ende des Versuchszeitraums wurden Keimlinge zur Erhebung von Wachstumsparametern entnommen. Aus organisatorischen Gründen erfolgte diese abschließende Datenerhebung zeitlich gestaffelt in folgender Reihenfolge:

- 10. Versuchswoche (17. Juni 2013): Spätblühende Traubenkirsche
- 11. Versuchswoche (24.– 26. Juni 2013): Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche
- 12. Versuchswoche (01. Juli 2013): Traubeneiche.

Die Entnahmemenge wurde auf maximal zehn Keimlinge pro Wiederholung und Blattentwicklungsstadium begrenzt. Bei Überschreitung dieser Grenze erfolgte die Auswahl der Keimlinge zufällig. Die ober- und die unterirdischen Pflanzenteile der ausgewählten Keimlinge wurden sorgfältig entnommen und für die weitere Datenerhebung gereinigt.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH MATERIAL UND METHODEN

Es wurde die Sprosslänge (l) als Abstand zwischen Wurzelhals und Terminalknospe des gestreckten Sprosses mit einem Gliedermaßstab auf 0,1 cm Genauigkeit gemessen. Zudem erfolgte die Erhebung des Wurzelhalsdurchmessers (WHD) durch Kreuzmessung mit einem digitalen Messschieber (PREISSER Messtechnik GmbH, Messschieber 1226 IP 67). Hierbei kann die Messgenauigkeit mit 0,02 mm angegeben werden.

Zur Erhebung der Trockengewichte wurden die Pflanzen in einem Trockenschrank der Firma SANYO bei 104 °C getrocknet. Nach dem Erreichen der Gewichtskonstanz erfolgte die Erhebung der Trockengewichte mit einer Feinwaage M2P der Firma SARTORIUS. Die Messgenauigkeit wird mit 0,001 g angegeben.

6.3 ERGEBNISSE

6.3.1 AUFLAUERFOLG UND PFLANZENENTWICKLUNG

Winterlinde

Im Durchschnitt keimten bis zum Versuchsende 16,5 Winterlinden in jeder Wiederholung (Gesamtversuch: 724 Stück). Damit kann das durchschnittliche Auflaufprozent mit 54,8 angegeben werden. In allen Faktorkombinationen war bis zur vierten Versuchswoche eine starke Zunahme der Keimlingszahlen zu beobachten (Abbildung 85). Im folgendem Versuchszeitraum stagnierte die Zunahme der Keimlinge. Sowohl die Beschattung als auch das Substrat hatte keinen Einfluss auf die Anzahl der bis zur elften Versuchswoche gekeimten Winterlinden (ANOVA, $p = 0,708$ ns).

Ab der vierten Versuchswoche konnten erste mortalitätsbedingte Ausfälle beobachtet werden, die in allen Faktorkombinationen bis zum Versuchsende zunahmen. Im Durchschnitt starben in jeder Wiederholung 2,9 Keimlinge bis zum Versuchsende ab. Das durchschnittliche Ausfallprozent beträgt somit 17,5. Hierbei konnte durch die ANOVA ($p = 0,508$ ns) kein Einfluss der Substrat- oder Beschattungsvariante auf die absoluten Ausfallzahlen in der elften Versuchswoche festgestellt werden.

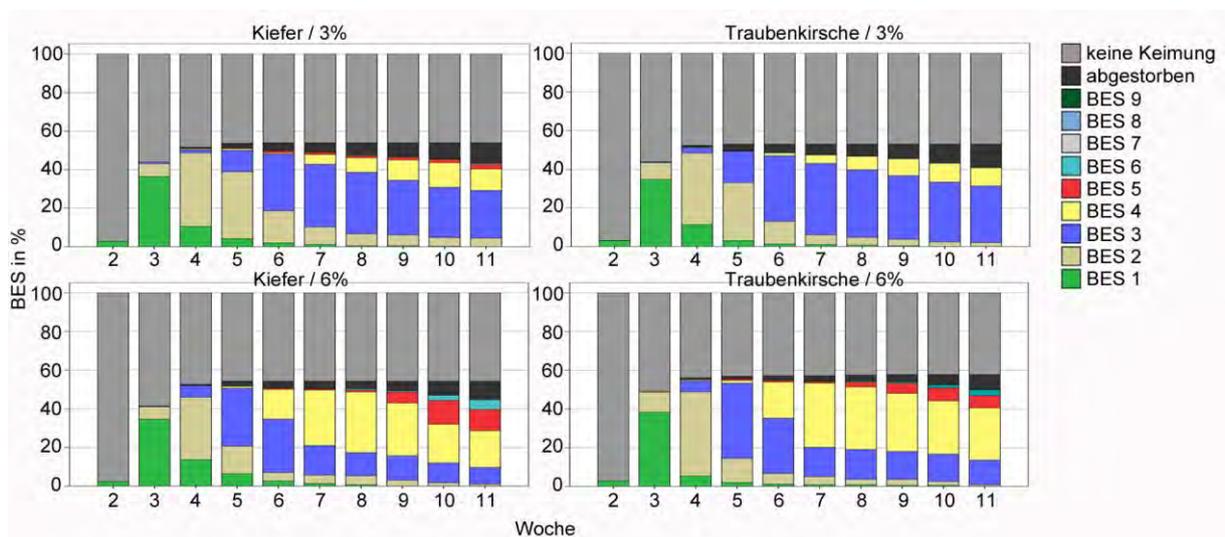


Abbildung 85: Entwicklung der Winterlinden im Gewächshausversuch in Abhängigkeit von Substrat und Beschattung (BES = Blattentwicklungsstadium)

Neben der Keimung und der Mortalität zeigt die Abbildung 85 die Entwicklung der Blattentwicklungsstadien (BES). Unter der strahlungsbegünstigten Variante zeigten die Winterlinden bis zur elften Versuchswoche einen Entwicklungsvorsprung gegenüber der dunklen Variante. Während der überwiegende Teil der Keimlinge unter mäßiger Beschattung

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH
 ERGEBNISSE

das vierte BES oder ein höheres erreichte, verblieben die meisten Winterlinden unter starker Beschattung im dritten BES. Der Einfluss der Beschattung auf die Entwicklung erwies sich dabei als höchst signifikant (ANOVA, $p = 0,000^{***}$). Hingegen konnte kein Einfluss des Keimsubstrats auf den Entwicklungsfortschritt der Winterlinden festgestellt werden.

Die unterschiedlichen Befeuchtungsvarianten hatten keinen Einfluss auf das Auflaufen, die Mortalität und die Blattentwicklung der Winterlinden.

Hainbuche

In den mit Hainbuche besäten Substratgefäßen keimten bis zum Versuchsende durchschnittlich 20 Pflanzen, was einem Auflaufprozent von 66,6 entspricht (Gesamtversuch: 879 Stück). Der überwiegende Teil der Bäume keimte in den ersten fünf Versuchswochen. Die ANOVA ($p = 0,696$ ns) bestätigte, dass sich die bis zur elften Versuchswoche aufgelaufenen Keimlingszahlen der Substrat- und der Beschattungsvarianten nicht unterschieden.

Die ersten Ausfälle konnten in der fünften Versuchswoche beobachtet werden (Abbildung 86). Bis zum Versuchsende starben unter der stärkeren Beschattung durchschnittliche 4,6 Keimlinge ab (Ausfallprozent: 23). Die Mortalität war somit signifikant höher als unter der mäßigen Beschattung (ANOVA, $p = 0,002^{**}$), in welcher durchschnittlich lediglich 2,3 Keimlinge abstarben (Ausfallprozent: 11,5). Zudem zeigte die ANOVA einen deutlichen Einfluss des Keimsubstrats auf die Mortalität der Hainbuchen ($p = 0,006^{**}$). Während auf einer Wiederholung mit Kiefernsubstrat bis zum Versuchsende durchschnittlich 4,7 Keimlinge ausfielen, waren die Ausfälle auf dem Substrat der Traubenkirsche mit 3,7 Keimlingen geringer.

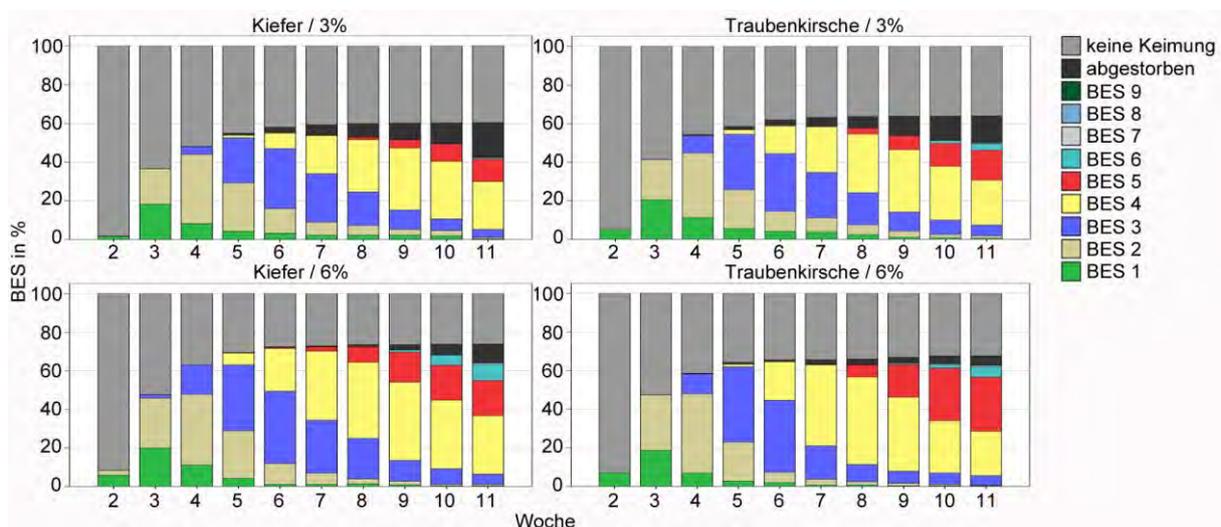


Abbildung 86: Entwicklung der Hainbuchen im Gewächshausversuch in Abhängigkeit von Substrat und Beschattung (BES = Blattentwicklungsstadium)

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH ERGEBNISSE

Die ANOVA weist erneut einen signifikanten Entwicklungsvorsprung der Keimlinge unter den besseren Strahlungsbedingungen der moderaten Beschattungsvariante aus. Bis zur elften Versuchswoche erreichte der überwiegende Teil der Pflanzen unter den günstigeren Strahlungsbedingungen das fünfte oder ein höheres BES (ANOVA, $p = 0,000^{***}$). Hingegen entwickelte sich der überwiegende Teil der Hainbuchen bei geringerer Strahlung lediglich bis zum vierten BES. Es war kein Einfluss der Substratvariante auf die Blattentwicklung der Hainbuchen nachweisbar.

Die unterschiedlichen Bewässerungsregime hatten keinen Einfluss auf das Auflaufen, die Mortalität und die Blattentwicklung der Hainbuchen.

Rotbuche

Mit durchschnittlich 15,4 Pflanzen pro Wiederholung keimte etwa die Hälfte der ausgesäten Rotbuchen (Gesamtversuch: 677 Stück, Auflaufprozent: 51,3). Nach einer starken Zunahme der Keimlingszahlen bis zur fünften Versuchswoche stagnierte die Keimung bis zum Versuchsende. Zwischen den Beschattungsvarianten konnten signifikante Unterschiede der Keimlingszahlen beobachtet werden (ANOVA, $p = 0,015^*$). Unter der stärkeren Beschattung keimten bis zur elften Versuchswoche durchschnittlich 16,9 Rotbuchen, während unter der moderaten Beschattung im Schnitt lediglich 13,9 Keimlinge aufzufinden waren. Zwischen den Substratvarianten konnten keine Unterschiede in den Auflaufzahlen festgestellt werden.

Das Absterben von Rotbuchenkeimlingen war ab der achten Versuchswoche zu beobachten. Unter der moderaten Beschattung starben auf beiden Substraten bis zum Versuchsende durchschnittlich 1,5 Keimlinge ab. Es konnten hier keine Unterschiede festgestellt werden. Hingegen war die Mortalität auf den Substraten unter der stärkeren Beschattungsvariante verschieden. Auf dem Substrat „Traubenkirsche“ wurden bei geringer Strahlungsverfügbarkeit bis zum Versuchsende durchschnittlich 0,2 abgestorbene Keimlinge gefunden. Deutlich höher waren die Abgänge mit durchschnittlich vier abgestorbenen Keimlingen auf dem reinen Kiefernsubstrat (ANOVA, $p_{\text{Substrat}} = 0,046^*$, $p_{\text{Substrat} \cdot \text{Beschattung}} = 0,037^*$).

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH ERGEBNISSE

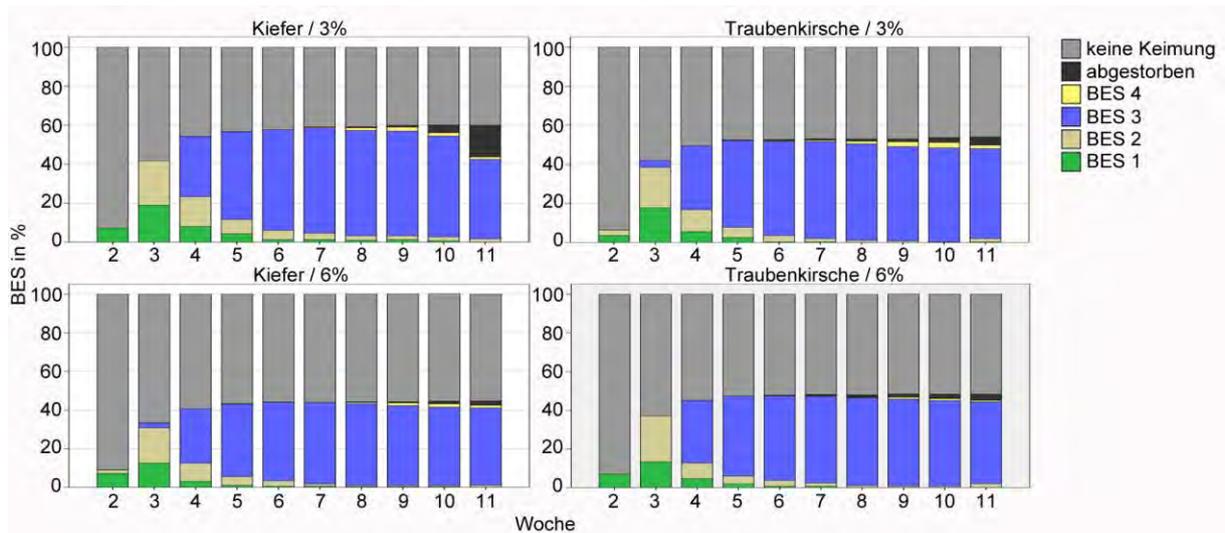


Abbildung 87: Entwicklung der Rotbuchen im Gewächshausversuch in Abhängigkeit von Substrat und Beschattung (BES = Blattentwicklungsstadium)

Zwischen den Substrat- und Beschattungsvarianten konnten bis zum Versuchsende keine Unterschiede in der Entwicklung der Keimlinge beobachtet werden. 97 % der Rotbuchen bildeten lediglich ein Primärblatt aus und erreichten damit das dritte BES.

Die Befeuchtungsvarianten hatten keinen Einfluss auf das Auflaufen, die Mortalität und die Blattentwicklung der Rotbuchen.

Spätblühende Traubenkirsche

In den mit Spätblühender Traubenkirsche besäten Substratgefäßen befanden sich bis zur zehnten Versuchswoche durchschnittlich 14,7 Keimlinge (Gesamtversuch: 601 Stück, Auflaufprozent: 47,7). Weder die Substrat- noch die Beschattungsvariante hatte einen Einfluss auf die Auflaufzahlen der Traubenkirschen (ANOVA, $p = 0,778$ ns).

Bereits in der fünften Versuchswoche konnte das Absterben von Keimlingen auf allen Faktorkombinationen festgestellt werden (Abbildung 88). Dabei führte die stärkere Strahlungsreduktion der dreiprozentigen Beschattung mit durchschnittlich 6,2 Abgängen zu einer signifikant höheren Mortalität (ANOVA, $p = 0,000^{***}$). Unter mäßiger Beschattung starben bis zum Versuchsende hingegen lediglich 2,2 Keimlinge ab. Die Substratvariante hatte keinen Einfluss auf das Überleben der Spätblühenden Traubenkirschen.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH ERGEBNISSE

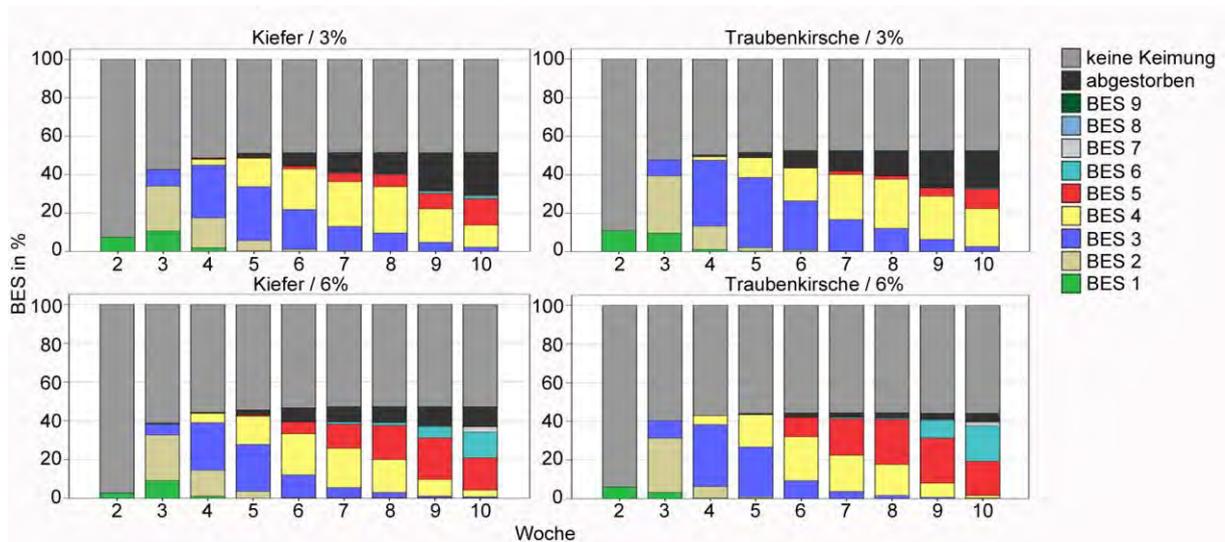


Abbildung 88: Entwicklung der Spätblühenden Traubenkirschen im Gewächshausversuch in Abhängigkeit von Substrat und Beschattung (BES = Blattentwicklungsstadium)

Sehr deutlich zeigte sich auch der Einfluss der Beschattungsvariante auf die Blattentwicklung der Spätblühenden Traubenkirschen bis zum Ende des Versuchszeitraums. Während ein großer Teil der Keimlinge unter mäßiger Beschattung das sechste BES erreichte, entwickelten sich die Traubenkirschen unter stärkerer Beschattung überwiegend bis zum vierten BES. Es konnte hingegen kein Einfluss der Substratvariante auf die Blattentwicklung der Traubenkirsche nachgewiesen werden.

Weder das Auflaufen noch die Mortalität wurden durch die unterschiedlichen Bewässerungsvarianten beeinflusst. Auch die Blattentwicklung war nicht von den Bewässerungsvarianten abhängig.

Traubeneiche

Bei der Traubeneiche wurden erst in der sechsten Versuchswoche oberirdische Pflanzenorgane sichtbar. Es ist davon auszugehen, dass die epigäisch keimende Baumart bereits vor dem Sichtbarwerden des Epicotyls den unterirdischen Wuchsraum erschloss. Bis zur zwölften Versuchswoche entwickelten sich lediglich 237 der 1.320 eingesäten Eicheln zu Keimlingen (Auflaufprozent: 18,0). Die Blattentwicklung zeigte eine sehr große Variabilität und reichte am Versuchsende in nahezu allen Faktorkombinationen von ersten bis zum zwölften BES. Aufgrund der geringen Pflanzenzahl verbunden mit einer hohen Heterogenität der Einzelpflanzen wird die Baumart Traubeneiche in der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt.

Eberesche

Mit lediglich neun aufgelaufenen Pflanzen im Gesamtversuch kann die Keimung der Baumart Eberesche als fehlgeschlagen betrachtet werden. Die unzureichende Pflanzenzahl der Eberesche ermöglicht keine Auswertung für diese Baumart.

6.3.2 MODELLIERUNG DES KEIMLINGSWACHSTUMS

6.3.2.1 MODELLFORMULIERUNG

Das Keimlingswachstum soll im folgenden Abschnitt für die Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Spätblühende Traubenkirsche modelliert werden. Hierfür werden die am Versuchsende erhobenen Pflanzenparameter Sprosslänge, Wurzelhalsdurchmesser und Gesamttrockenmasse herangezogen. Da das Substratgefäß im Versuchsaufbau die Wiederholung darstellt, fand die Mittelwertbildung auf dieser Ebene für die Pflanzen gleichen Blattentwicklungsstadiums statt.

Ziel der Modellformulierung war es, die eingangs aufgeführten Hypothesen durch eine geeignete Parametrisierung in Wachstumsmodellen zu überprüfen. In der iterativen Modellentwicklung lieferte das folgende lineare Regressionsmodell die besten Vorhersagen für die Wachstumsgrößen der Versuchsbaumarten (x):

$$\left. \begin{matrix} l_x \\ WHD_x \\ LA_x \\ m_x \end{matrix} \right\} = (\beta_0) + (b_{1,i}) * Substrat + (b_{2,j}) * Beschattung + (b_{3,k}) * Befeuchtung \\ + (b_{4,l}) * BES + [(\beta_1) * x_{Koordinate}] * [(\beta_2) * y_{Koordinate}] + \varepsilon_{i,j,k,l,m}$$

wobei durch β_0 das Interzept, durch β_1 und β_2 die Modellkoeffizienten für die Position der Substratkiste in x- und y-Richtung und die Modellkoeffizienten b_1 für den Faktor Substrattyp, b_2 für den Faktor Beschattung, b_3 für den Faktor Bewässerungsvariante und b_4 für den Faktor Blattentwicklungsstadium stehen. Durch den Index i werden die Substrate der Spätblühenden Traubenkirsche und der Gemeinen Kiefer, durch j die Beschattungsstufen 3 % und 6 %, durch k die Befeuchtungsstufen trocken und feucht, durch l die jeweiligen Blattentwicklungsstadien und durch m jede einzelne Wiederholung darstellt. Durch den Term $\varepsilon_{i,j,k,l,m}$ werden die Modellresiduen angegeben.

Alle Modelle wurden auf Homoskedastizität und die Autokorrelation zwischen den Messwerten geprüft. In allen Fällen führte eine Anpassung der Varianzstruktur zu einer Verbesserung der Modellvorhersage.

6.3.2.2 SPROSSLÄNGE

Modellvoraussetzungen

Durch den SHAPIRO-WILK-Test wurde die Normalverteilung der Sprosslängen von Winterlinde ($p = 0,849$ ns) und Traubenkirsche ($p = 0,725$ ns) bestätigt. Hingegen zeigte der Test für die Baumarten Hainbuche ($p = 0,020^*$) und Rotbuche ($p = 0,000^{***}$) keine Normalverteilung der Daten auf. Durch eine grafische Analyse des Q-Q-Diagramms konnte jedoch die Normalverteilung der Ausgangsdaten für Hainbuche festgestellt werden.

Modellberechnung

Die Modelle für die am Versuchsende realisierten Sprosslängen der vier Versuchsbaumarten wurden wie vorgestellt akzeptiert (Tabelle 43). Alle Modelle weisen ein höchst signifikantes Interzept aus. Durch das Interzept wird die Sprosslänge der Keimlinge im dritten BES auf reinem Kiefersubstrat unter starker Beschattung und reduzierter Befeuchtung dargestellt. Die höchste Sprosslänge wurde unter diesen Bedingungen mit durchschnittlich 12,6 cm durch die Rotbuchen erreicht. Hierbei war die Sprossentwicklung der Rotbuche durch das Modell unter allen Faktorkombinationen gleich eingeschätzt. Es konnte somit kein Einfluss der einzelnen Faktoren auf das Sprosswachstum festgestellt werden. Die Spätblühenden Traubenkirschen zeigten unter der stärkeren Beschattung mit durchschnittlich 10,7 cm ein höheres Sprosslängenwachstum als die Baumarten Winterlinde mit durchschnittlich 7,1 cm und Hainbuche mit durchschnittlich 6,8 cm.

Unter den manipulierten Faktoren übte die Beschattungsvariante den stärksten Effekt auf das Sprosslängenwachstum aus.

Die verbesserten Strahlungsbedingungen führten bei Winterlinde, Hainbuche und Spätblühender Traubenkirsche zu einer Reduktion des Höhenwachstums ($p = 0,000^{***}$). Der stärkste Effekt konnte bei der Spätblühenden Traubenkirsche beobachtet werden. Hier war die Sprosslänge der Keimlinge unter moderater Beschattung um 2,6 cm geringer als unter stärkerer Beschattung. Die Sprosslänge der Keimlinge war damit bei besserer Strahlungsverfügbarkeit um ein Viertel geringer. Hingegen zeigten die Schattbaumarten Winterlinde und Hainbuche mit einer Wachstumsreduktion von jeweils 0,9 cm einen geringeren Effekt. Hier war das Sprosslängenwachstum unter den besseren Strahlungsbedingungen um 13 % geringer.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH ERGEBNISSE

Die Entwicklung der Keimlinge in höhere Blattentwicklungsstadien führte bei den Baumarten Winterlinde, Hainbuche und Spätblühende Traubenkirsche zu einer signifikanten Sprosslängenzunahme. Eine Weiterentwicklung der Keimlinge vom dritten BES in das fünfte BES führte bei den Winterlinden zur einer Sprosslängenzunahme von 1,4 cm. Bei den Spätblühenden Traubenkirschen mit 1,1 cm und den Hainbuchen mit 0,7 cm war dieser Effekt geringer. Die Keimlinge der Spätblühenden Traubenkirschen erreichten jedoch mit dem siebenten BES einen deutlich höheren Entwicklungsstand. Die Entwicklung vom dritten zum siebenten BES war bei dem Neophyten mit einer Sprosslängenzunahme von 2,4 cm verbunden.

Ein Effekt des Keimsubstrats auf die Sprosslängenentwicklung konnte lediglich für die Baumarten Winterlinde ($p = 0,003^{**}$) und Spätblühende Traubenkirsche ($p = 0,017^*$) festgestellt werden. Die Substratvariante „Traubenkirsche“ führte bei den Winterlinden zu einer Sprosslängenzunahme um 0,7 cm gegenüber reinem Kiefernsubstrat. Hingegen bewirkte das Substrat der Mutterbestände bei der Spätblühenden Traubenkirsche eine Wachstumsreduktion der Sprosslänge um 0,6 cm.

Sowohl die Bewässerungsvarianten als auch die Position der Substratgefäße in der Gewächshauskabine übten bei keiner der Baumarten einen Einfluss auf das Höhenwachstum aus.

Bewertung der Modellgüte

Die Modellgüte wurde im Zuge einer iterativen Entwicklung schrittweise verbessert. Hierfür erfolgte der Vergleich der zugehörigen Informationskriterien (AIC und BIC). Weiterhin wurde die Verteilung der Modellresiduen geprüft. Für die Baumarten Winterlinde ($p = 0,002^{**}$), Hainbuche ($p = 0,002^{**}$) und Rotbuche ($p = 0,001^{***}$) konnte durch den SHAPIRO-WILK-Test keine Normalverteilung der Modellresiduen festgestellt werden. Lediglich für die Traubenkirsche wies der SHAPIRO-WILK-Test normalverteilte Modellresiduen aus ($p = 0,135$ ns). Die Normalverteilung der Modellresiduen für Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche wurde grafisch geprüft (Abbildung 89). Für die Winterlinde und die Rotbuche wurden lediglich im äußeren linken Rand der Verteilung geringfügige Abweichungen festgestellt, die außerhalb des Konfidenzintervalls lagen. Daher kann eine Normalverteilung der Modellresiduen angenommen werden. Bei der Hainbuche war die Abweichung von der Normalverteilung im linken Rand des Q-Q-Diagramms stärker ausgeprägt. Im überwiegenden Teil lagen die Wertepaare jedoch im Konfidenzintervall und waren damit normalverteilt.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH
 ERGEBNISSE

Tabelle 43: Ergebnisse des linearen Regressionsmodells für die absoluten Sprosslängen der Keimlinge der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Spätblühende Traubenkirsche im Gewächshausversuch (BES = Blattentwicklungsstadium)

	festе Effekte	Modellwert	Standardfehler	t-Wert	p-Wert
Winterlinde					
β_0	Interzept	7,061	0,591	11,954	0,000***
b _{1,2}	Substrat: Traubenkirsche	0,650	0,216	3,002	0,003**
b _{2,2}	Beschattung: 6 %	-0,910	0,217	-4,189	0,000***
b _{3,2}	Bewässerung: feucht	0,004	0,217	0,019	0,985
b _{4,2}	BES 4	0,902	0,229	3,935	0,000***
b _{4,3}	BES 5	1,428	0,291	4,892	0,000***
β_1	x-Koordinate	-0,002	0,001	-1,342	0,182
β_2	y-Koordinate	-0,001	0,001	-0,466	0,642
β_3	x * y	0,000	0,000	0,291	0,772
Hainbuche					
β_0	Interzept	6,822	0,497	13,732	0,000***
b _{1,2}	Substrat: Traubenkirsche	0,010	0,180	0,055	0,956
b _{2,2}	Beschattung: 6 %	-0,885	0,180	-4,925	0,000***
b _{3,2}	Bewässerung: feucht	0,266	0,187	1,419	0,159
b _{4,2}	BES 4	0,543	0,222	2,443	0,016*
b _{4,3}	BES 5	0,709	0,229	3,104	0,003**
β_1	x-Koordinate	-0,002	0,001	-1,432	0,155
β_2	y-Koordinate	-0,001	0,001	-0,730	0,467
β_3	x * y	0,000	0,000	0,625	0,533
Rotbuche					
β_0	Interzept	12,601	0,977	12,893	0,000***
b _{1,2}	Substrat: Traubenkirsche	-0,187	0,391	-0,478	0,635
b _{2,2}	Beschattung: 6 %	-0,534	0,401	-1,332	0,190
b _{3,2}	Bewässerung: feucht	-0,321	0,394	-0,815	0,419
b _{4,2}	BES 4	-0,114	0,461	-0,246	0,807
β_1	x-Koordinate	0,000	0,002	-0,121	0,904
β_2	y-Koordinate	-0,001	0,002	-0,239	0,812
β_3	x * y	0,000	0,00	0,211	0,834
Spätblühende Traubenkirsche					
β_0	Interzept	10,681	0,668	15,996	0,000***
b _{1,2}	Substrat: Traubenkirsche	-0,573	0,236	-2,426	0,017*
b _{2,2}	Beschattung: 6 %	-2,625	0,257	-10,225	0,000***
b _{3,2}	Bewässerung: feucht	-0,048	0,244	-0,183	0,855
b _{4,2}	BES 4	0,981	0,425	2,312	0,023*
b _{4,3}	BES 5	1,139	0,416	2,737	0,007**
b _{4,4}	BES 6	1,597	0,456	3,502	0,001***
b _{4,5}	BES 7	2,404	0,517	4,391	0,000***
β_1	x-Koordinate	-0,001	0,001	-0,593	0,555
β_2	y-Koordinate	0,000	0,001	-0,275	0,784
β_3	x * y	0,000	0,000	0,171	0,865

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH ERGEBNISSE

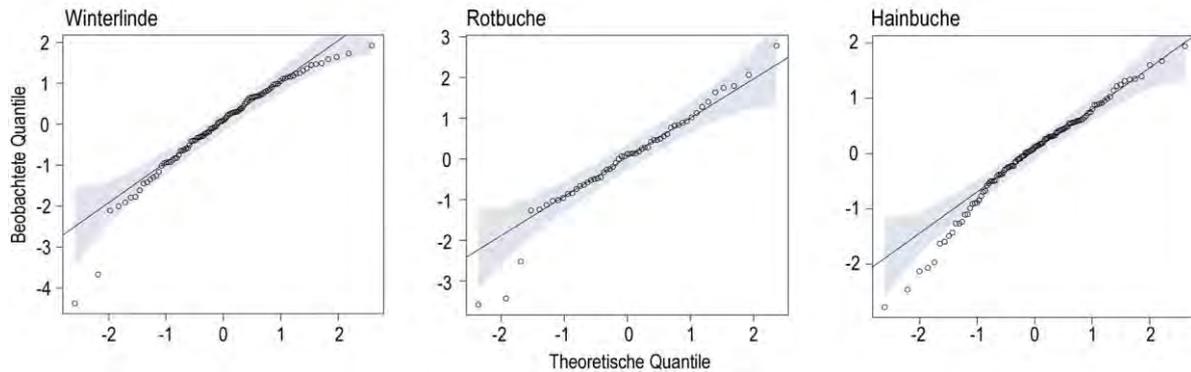


Abbildung 89: Q-Q-Diagramme der Modellresiduen für die Modelle des Sprosslängenwachstums von Winterlinde, Rotbuche und Hainbuche. Die Gerade entspricht der idealen Normalverteilung der Daten. Der grau hinterlegte Bereich stellt das Konfidenzintervall um die ideale Normalverteilung dar.

6.3.2.3 WURZELHALSDURCHMESSER

Modellvoraussetzungen

Als Voraussetzung für eine Modellierung wurde die Normalverteilung der Ausgangsdaten geprüft. Der SHAPIRO-WILK-Test zeigte die Normalverteilung der Wurzelhalsdurchmesser von Winterlinde ($p = 0,484$ ns), Hainbuche ($p = 0,076$ ns), Rotbuche ($p = 0,489$ ns) und Spätblühender Traubenkirsche ($p = 0,744$ ns).

Modellberechnung

Die linearen Regressionsmodelle zur Erklärung des Wurzelhalsdurchmessers zum Versuchsende wurden wie beschrieben akzeptiert (Tabelle 32). Alle Modelle besitzen ein höchst signifikantes Interzept ($p = 0,000^{***}$). Demnach wiesen die Rotbuchen des dritten BES unter der starken Beschattung auf reinem Kiefersubstrat und mit reduzierter Bewässerung einen Wurzelhalsdurchmesser von 1,7 mm auf. Mit 1,6 mm erreichten die Winterlinden unter den gleichen Ausgangsbedingungen einen ähnlich hohen Durchmesser. Deutlich geringer war das Dickenwachstum mit jeweils etwa 0,9 mm hingegen bei Spätblühender Traubenkirsche und Hainbuche.

Bei allen Baumarten konnte ein mindestens hoch signifikanter Effekt der mäßigen Beschattungsvariante auf das Durchmesserwachstum festgestellt werden. Die Baumarten Rotbuche ($\Delta\text{WHD} = +0,22$ mm) und Winterlinde ($\Delta\text{WHD} = +0,14$ mm) reagierten mit einer positiven Wachstumsreaktion auf die besseren Strahlungsbedingungen. Hingegen reduzierte sich der Wurzelhalsdurchmesser der Keimlinge von Spätblühender Traubenkirsche ($\Delta\text{WHD} = -0,16$ mm) und Hainbuche ($\Delta\text{WHD} = -0,10$ mm) bei mäßiger Beschattung.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH ERGEBNISSE

Die Substratvariante „Traubenkirsche“ bewirkte bei allen Baumarten eine Steigerung des Durchmesserwachstums. Bei den Baumarten Winterlinde ($\Delta\text{WHD} = +0,14$ mm) und Rotbuche ($\Delta\text{WHD} = +0,13$ mm) erwies sich dieser Zuwachsunterschied als signifikant. Der Substrateffekt auf den Durchmesserzuwachs der Winterlinden war demnach vergleichbar mit dem Effekt, der aus der Strahlungsverbesserung zwischen den Beschattungsvarianten resultiert. Geringer und lediglich als statistischer Trend stellte sich die Wachstumsreaktion bei den Keimlingen von Hainbuche ($\Delta\text{WHD} = +0,06$ mm) und Spätblühender Traubenkirsche ($\Delta\text{WHD} = +0,05$ mm) dar.

Die Weiterentwicklung der Keimlinge in höhere BES führte bei den Baumarten Winterlinde, Hainbuche und Spätblühende Traubenkirsche zu einer signifikanten Zunahme des Wurzelhalsdurchmessers. Hierbei bewirke der Aufstieg eines Keimlings von dritten in das fünfte BES bei den Winterlinden eine Durchmessererhöhung von 0,17 mm und bei den Hainbuchen von 0,12 mm. Hingegen zeigten sich bei der Spätblühenden Traubenkirsche lediglich signifikante Unterschiede zwischen dem dritten und sechsten BES mit einem 0,12 mm höheren Wurzelhalsdurchmesser sowie zwischen dem dritten und siebenten BES mit einer Steigerung des Wurzelhalsdurchmessers um 0,21 mm.

Bei Rotbuche und Hainbuche wiesen die Modelle einen höchst signifikanten Effekt der ausgeglichenen Bewässerungsvariante aus. Der Wurzelhalsdurchmesser der Rotbuchen war bei regelmäßiger Bewässerung um 0,15 mm und der der Hainbuchen um 0,09 mm größer als bei geringerer Bewässerung. Des Weiteren konnte für die Keimlinge der Baumarten Winterlinde und Hainbuche eine signifikante Abhängigkeit der x-Position des Substratgefäßes im Gewächshaus auf den Wurzelhalsdurchmesser nachgewiesen werden. Hierbei führt eine Verschiebung des Substratgefäßes auf der x-Achse um einen Meter zu einer Zuwachsreduktion um 0,1 mm. Aus dem maximalen Abstand der Substratkisten auf dieser Achse von etwa sieben Metern resultiert eine maximale Beeinflussung des Durchmesserzuwachses durch das Gewächshaus von 0,7 mm.

Bewertung der Modellgüte

Durch eine iterative Weiterentwicklung der Zuwachsmodelle wurde deren Aussagekraft schrittweise verbessert. Grundlage hierfür war der Vergleich der Informationskriterien (AIC und BIC). Zudem kann die Normalverteilung der Modellresiduen als ein weiterer Indikator für die Modellgüte herangezogen werden (ZUUR et al. 2009). Durch den SHAPIRO-WILK-Test konnte die Normalverteilung der Residuen für alle Modelle nachgewiesen werden

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH
 ERGEBNISSE

(Winterlinde: $p = 0,115$ ns, Hainbuche: $p = 0,583$ ns, Rotbuche: $p = 0,436$ ns und Spätblühende Traubenkirsche: $p = 0,469$ ns).

Tabelle 44: Ergebnisse des linearen Regressionsmodells für die Wurzelhalsdurchmesser der Keimlinge der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Spätblühende Traubenkirsche im Gewächshausversuch (BES = Blattentwicklungsstadium)

	festе Effekte	Modellwert	Standardfehler	t-Wert	p-Wert
Winterlinde					
β_0	Interzept	1,606	0,120	13,397	0,000***
$b_{1,2}$	Substrat: Traubenkirsche	0,144	0,045	3,185	0,002**
$b_{2,2}$	Beschattung: 6 %	0,144	0,044	3,229	0,002**
$b_{3,2}$	Bewässerung: feucht	0,063	0,045	1,409	0,162
$b_{4,2}$	BES 4	0,085	0,048	1,765	0,081°
$b_{4,3}$	BES 5	0,173	0,057	3,060	0,003**
β_1	x-Koordinate	-0,001	0,000	-2,440	0,017*
β_2	y-Koordinate	-0,000	0,000	-1,872	0,064°
β_3	x * y	0,000	0,000	1,392	0,167
Hainbuche					
β_0	Interzept	0,863	0,086	10,034	0,000***
$b_{1,2}$	Substrat: Traubenkirsche	0,058	0,031	1,871	0,064°
$b_{2,2}$	Beschattung: 6 %	-0,096	0,031	-3,093	0,003**
$b_{3,2}$	Bewässerung: feucht	0,089	0,032	2,734	0,007**
$b_{4,2}$	BES 4	0,028	0,038	0,716	0,475
$b_{4,3}$	BES 5	0,119	0,040	3,003	0,003**
β_1	x-Koordinate	-0,001	0,000	-3,011	0,003**
β_2	y-Koordinate	0,000	0,000	-0,867	0,388
β_3	x * y	0,000	0,000	0,994	0,323
Rotbuche					
β_0	Interzept	1,726	0,141	12,260	0,000***
$b_{1,2}$	Substrat: Traubenkirsche	0,126	0,052	2,440	0,019*
$b_{2,2}$	Beschattung: 6 %	0,217	0,052	4,139	0,000***
$b_{3,2}$	Bewässerung: feucht	0,145	0,051	2,820	0,007**
$b_{4,2}$	BES 4	0,103	0,069	1,490	0,143
β_1	x-Koordinate	-0,001	0,000	-1,506	0,139
β_2	y-Koordinate	0,000	0,000	-1,144	0,259
β_3	x * y	0,000	0,000	0,836	0,408
Spätblühende Traubenkirsche					
β_0	Interzept	0,914	0,081	11,314	0,000***
$b_{1,2}$	Substrat: Traubenkirsche	0,052	0,030	1,754	0,082°
$b_{2,2}$	Beschattung: 6 %	-0,156	0,032	-4,878	0,000***
$b_{3,2}$	Bewässerung: feucht	0,028	0,031	0,919	0,360
$b_{4,2}$	BES 4	0,005	0,053	0,098	0,922
$b_{4,3}$	BES 5	0,077	0,053	1,450	0,150
$b_{4,4}$	BES 6	0,120	0,058	2,063	0,041*
$b_{4,5}$	BES 7	0,210	0,071	3,071	0,003**
β_1	x-Koordinate	0,000	0,000	0,227	0,821
β_2	y-Koordinate	0,000	0,000	0,477	0,635
β_3	x * y	0,000	0,000	0,651	0,517

6.3.2.4 STABILITÄTSWEISER: H/D-VERHÄLTNIS

Als ein Weiser für die Stabilität der Keimlinge soll das Verhältnis von Sprosslänge zu Wurzelhalsdurchmesser (H/D-Verhältnis) herangezogen werden. Wobei die Modellvorhersagen der Abschnitte 6.3.2.2 und 6.3.2.3 als Berechnungsgrundlage dienen. Ist das H/D-Verhältnis einer Verjüngungspflanze niedrig, lässt dies auf eine hohe Stabilität schließen. Demnach steht der Sprosslänge ein ausreichend großer Sprossquerschnitt gegenüber. Im Gegensatz dazu sind hohe H/D-Werte ein Indikator für eine unzureichende Stabilität der Keimlinge.

Die Verjüngungspflanzen der Winterlinde wiesen mit einem mittleren H/D-Verhältnis von 4,0 die höchste Stabilität auf. Das mittlere Verhältnis von Sprosslänge zu Sprossbasisdurchmesser war bei Rotbuchen (H/D = 6,5) und Hainbuchen (H/D = 7,6) auf einem vergleichbaren Niveau. Hingegen wiesen Keimlinge der Spätblühenden Traubenkirsche die mit Abstand schlechteste Stabilität auf (H/D = 10,5). Dies bestätigen auch die Beobachtungen während der Datenerhebungen im Gewächshausversuch. Aufgrund der schwachen Sprossbasis knickten die Sprosse der Traubenkirschen frühzeitig um, sodass lediglich der oberste Abschnitt der Sprossachse vertikal emporwuchs.

Sowohl die Beschattungs- als auch die Substratvariante übten einen Einfluss auf die Stabilität der Keimlinge aus. Dabei konnten niedrigere H/D-Werte unter der mäßigeren Beschattung festgestellt werden. Des Weiteren wiesen die Verjüngungspflanzen auf dem Substrat der Traubenkirsche in der Regel niedrigere H/D-Werte auf als solche auf Kiefernsubstrat. Demnach üben sowohl die verbesserten Strahlungsbedingungen als auch das günstigere Bodensubstrat der Dominanzbestände einen stabilitätserhöhenden Effekt auf die Keimlinge der Versuchsbaumarten aus.

Tabelle 45: H/D-Verhältnis der Versuchsbaumarten, getrennt nach Beschattungs- und Substratvarianten

Beschattung	Substrat	Winterlinde [H/D]	Rotbuche [H/D]	Hainbuche [H/D]	Spätblühende Traubenkirsche [H/D]
3 %	Kiefer	4,4	7,3	7,9	11,7
	Traubenkirsche	4,4	6,7	7,4	10,5
6 %	Kiefer	3,5	6,2	7,7	10,6
	Traubenkirsche	3,6	5,7	7,2	9,2
Mittelwert		4,0	6,5	7,6	10,5

6.3.2.5 GESAMTTROCKENMASSE

Modellvoraussetzungen

Die Normalverteilung der Ausgangsdaten wurde mit dem SHAPIRO-WILK-Test überprüft. Für keine der vier Versuchsbaumarten konnte die Normalverteilung der Gesamttrockenmassen festgestellt werden. Um die Modellvoraussetzungen dennoch erfüllen zu können, erfolgte die Anpassung der Ausgangsdaten durch die Verwendung der Box-Cox-Transformation. Durch die transformierten Daten konnte die Normalverteilungsannahme erfüllt werden (Winterlinde: $p = 0,076$ ns, Hainbuche: $p = 0,289$ ns, Rotbuche: $p = 0,055$ ns und Spätblühende Traubenkirsche: $p = 0,168$ ns).

Modellberechnung

Die Modelle zur Erklärung der Gesamttrockenmasse zum Versuchsende wurden nach der Transformation der Ausgangsdaten akzeptiert (Tabelle 46). Aus der Arbeit mit transformierten Daten erwächst ein einschneidender Nachteil, denn die Modellwerte werden ebenfalls transformiert berechnet. Somit können zwar signifikante Einflüsse detektiert, jedoch die Wirkungsrichtung der Faktorstufe kann nicht ohne Weiteres interpretiert werden. Hierfür ist eine Rücktransformation der Modellausgabe notwendig, an welcher eine grafische Analyse erfolgen kann (Abbildung 90).

Alle Regressionsmodelle besitzen ein höchst signifikantes Interzept ($p = 0,000^{***}$), was den Keimlingen im dritten BES auf der Substratvariante „Kiefer“ und unter reduzierter Beschattung entspricht. Unter diesen Voraussetzungen erreichten die Rotbuchen im Versuchszeitraum eine mittlere vorhergesagte Gesamttrockenmasse von 0,085 g. Die Vorhersage für die Keimlinge aller anderen Baumarten war geringer. So betrug die Gesamttrockenmasse der Spätblühenden Traubenkirsche unter den vorgenannten Bedingungen 0,032 g, die der Winterlinde 0,018 g und die der Hainbuche 0,010 g.

Die Strahlungsbedingungen übten bei allen Versuchsbaumarten einen höchst signifikanten Einfluss auf die Biomasseentwicklung aus ($p = 0,000^{***}$). Auf die erhöhte Strahlungsverfügbarkeit der moderaten Beschattungsvariante reagierten alle Baumarten mit einer deutlichen Zunahme der Gesamttrockenmassen. Der Effekt des Bodensubstrates auf die Gesamttrockenmasse konnte lediglich bei der Baumart Winterlinde beobachtet werden. Hierbei erreichten die Keimlinge auf der Substratvariante „Traubenkirsche“ hoch signifikant höhere Gesamttrockenmassen als Verjüngungspflanzen auf reinem Kiefernsubstrat ($p = 0,002^{**}$). Die

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH
 ERGEBNISSE

Entwicklung der Keimlinge von Winterlinde, Hainbuche und Spätblühender Traubenkirsche in höhere Blattentwicklungsstadien war mit einer Zunahme der Gesamttrockenmasse verbunden.

Tabelle 46: Ergebnisse des linearen Regressionsmodells für die Gesamttrockenmassen der Keimlinge der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Spätblühende Traubenkirsche im Gewächshausversuch (BES = Blattentwicklungsstadium)

feste Effekte	Modellwert transformiert	Standardfehler	t-Wert	p-Wert
Winterlinde				
β_0 Interzept	-8,016	0,536	-14,967	0,000***
b _{1,2} Substrat: Traubenkirsche	0,667	0,213	3,144	0,002**
b _{2,2} Beschattung: 6 %	2,716	0,230	11,790	0,000***
b _{3,2} Bewässerung: feucht	0,021	0,214	0,097	0,923
b _{4,2} BES 4	0,873	0,241	3,620	0,001***
b _{4,3} BES 5	1,999	0,264	5,299	0,000***
β_1 x-Koordinate	-0,005	0,001	-4,214	0,000***
β_2 y-Koordinate	-0,003	0,001	-2,694	0,008**
β_3 x * y	0,000	0,000	2,157	0,034*
Hainbuche				
β_0 Interzept	-3,657	0,109	-33,457	0,000***
b _{1,2} Substrat: Traubenkirsche	-0,035	0,040	-0,888	0,377
b _{2,2} Beschattung: 6 %	0,437	0,039	11,080	0,000***
b _{3,2} Bewässerung: feucht	0,010	0,041	0,239	0,812
b _{4,2} BES 4	0,179	0,049	3,662	0,000***
b _{4,3} BES 5	0,337	0,050	6,717	0,000***
β_1 x-Koordinate	0,000	0,000	-0,287	0,775
β_2 y-Koordinate	0,000	0,000	-0,158	0,875
β_3 x * y	0,000	0,000	-0,001	0,999
Rotbuche				
β_0 Interzept	-1,423	0,087	-16,427	0,000***
b _{1,2} Substrat: Traubenkirsche	0,045	0,035	1,292	0,203
b _{2,2} Beschattung: 6 %	0,266	0,036	7,492	0,000***
b _{3,2} Bewässerung: feucht	-0,027	0,035	-0,784	0,437
b _{4,2} BES 4	-0,030	0,041	-0,738	0,465
β_1 x-Koordinate	0,000	0,000	-1,611	0,114
β_2 y-Koordinate	0,000	0,000	-1,556	0,127
β_3 x * y	0,000	0,000	1,429	0,160
Spätblühende Traubenkirsche				
β_0 Interzept	-4,402	0,229	-19,228	0,000***
b _{1,2} Substrat: Traubenkirsche	0,101	0,081	1,246	0,215
b _{2,2} Beschattung: 6 %	0,652	0,087	7,508	0,000***
b _{3,2} Bewässerung: feucht	-0,052	0,082	-0,630	0,530
b _{4,2} BES 4	0,159	0,146	1,090	0,278
b _{4,3} BES 5	0,275	0,143	1,920	0,057°
b _{4,4} BES 6	0,555	0,158	3,522	0,001***
b _{4,5} BES 7	0,642	0,187	3,433	0,001***
β_1 x-Koordinate	-0,002	0,000	-3,227	0,002**
β_2 y-Koordinate	-0,001	0,000	-1,763	0,081°
β_3 x * y	0,000	0,000	1,861	0,065°

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH
 ERGEBNISSE

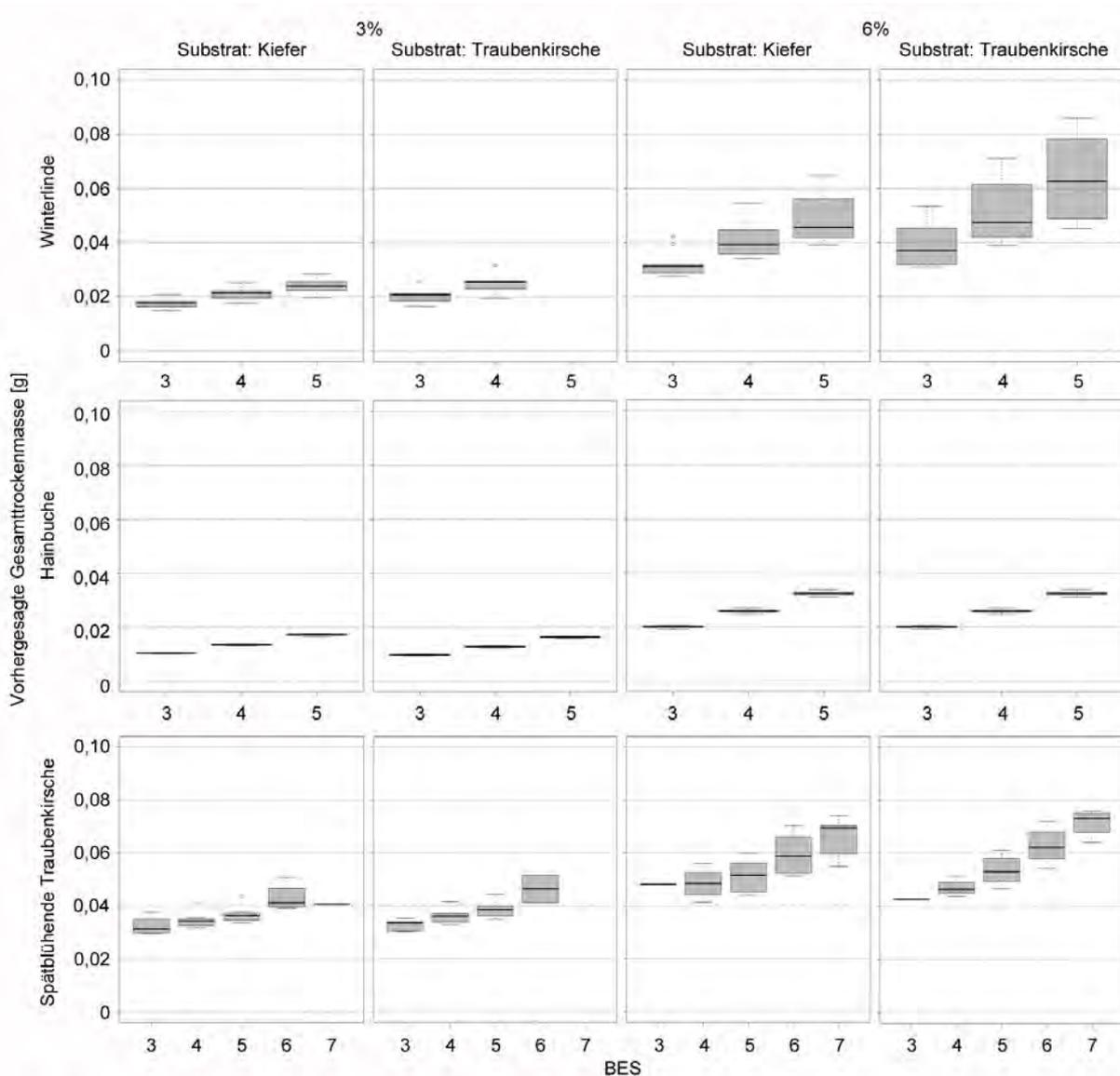


Abbildung 90: Vorhergesagte Gesamttrockenmasse der Winterlinden, Hainbuchen und Spätblühenden Traubenkirschen in Abhängigkeit von der Beschattungs- und Substratvariante sowie vom Blattenwicklungsstadium (BES)

Der Einfluss der Position des Substratgefäßes in der Gewächshauskabine auf die Entwicklung der Gesamttrockenmasse konnte lediglich für die Baumarten Winterlinde und Spätblühende Traubenkirsche nachgewiesen werden (Tabelle 46). Hierbei wirkte sich die x-Position, d. h. die Ausrichtung des Gefäßes auf einer von Nordost nach Südwest verlaufenden Achse durch die Gewächshauskabine, bei beiden Baumarten negativ auf die Gesamttrockenmassen der Keimlinge aus. Wie die Abbildung 91 zeigt, korreliert der Verlauf der mittleren Gesamttrockenmassen der Winterlinden auf den Gewächshaustischen gut mit der prozentualen Strahlungsverteilung in der Gewächshauskabine. Hierbei erreichten die Winterlinden unter der moderaten Beschattungsvariante am nordöstlichen Kabinenrand mittlere Gesamttrockenmassen von 0,050 g. Auf dem Tisch 5 am südwestlichen Kabinenrand wurden lediglich mittlere Gesamttrockenmassen von 0,036 g realisiert.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH ERGEBNISSE

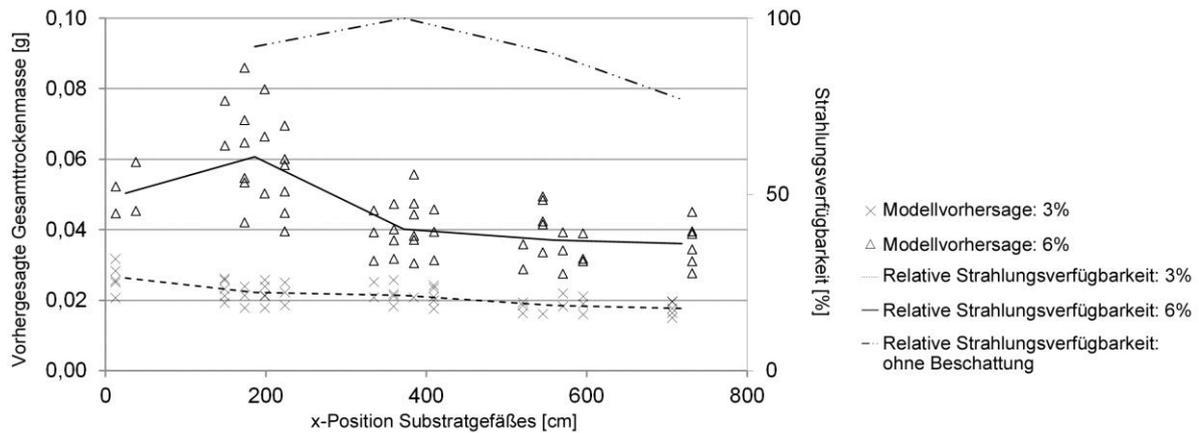


Abbildung 91: Vorhergesagte Gesamttrockenmasse der Winterlinden in Abhängigkeit von der Beschattungsvariante und der x-Position in der Gewächshauskabine. Zudem ist der Strahlungsgradient in der Gewächshauskabine dargestellt.

Bewertung der Modellgüte

Die Modellgüte wurde im Zuge einer iterativen Entwicklung schrittweise verbessert. Hierfür erfolgte der Vergleich der zugehörigen Informationskriterien (AIC und BIC). Weiterhin wurde die Verteilung der Modellresiduen geprüft. Für die Baumarten Winterlinde ($p = 0,008^{**}$), Hainbuche ($p = 0,002^{**}$) und Rotbuche ($p = 0,001^{***}$) konnte durch den SHAPIRO-WILK-Test keine Normalverteilung der Modellresiduen festgestellt werden. Lediglich für die Traubenkirsche wies der SHAPIRO-WILK-Test normalverteilte Modellresiduen aus ($p = 0,805$ ns). Die Normalverteilung der Modellresiduen für Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche wurden grafisch geprüft (Abbildung 92). Für Rotbuche und Hainbuche wurden lediglich im äußeren linken Rand der Verteilung geringfügige Abweichungen festgestellt, die außerhalb des Konfidenzintervalls lagen. Daher kann eine Normalverteilung der Modellresiduen angenommen werden. Bei der Winterlinde war die Abweichung von der Normalverteilung im linken Rand des Q-Q-Diagramms stärker ausgeprägt. Im überwiegenden Teil lagen die Wertepaare jedoch im Konfidenzintervall und waren damit normalverteilt.

Als ein weiterer Indikator für die Modellgüte kann die Korrelation der Modellvorhersage mit den Ausgangswerten herangezogen werden. Im Einzelnen können die Korrelationskoeffizienten nach PEARSON von Winterlinde mit $r = 0,883^{***}$, von Hainbuche mit $r = 0,852^{***}$, von Rotbuche mit $r = 0,773^{***}$ und von Traubenkirsche mit $r = 0,767^{***}$ angegeben werden. Der Zusammenhang stellte sich in jedem Fall als hoch signifikant dar. Zudem verdeutlichen die hohen Korrelationskoeffizienten die Qualität der Modellvorhersage.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH ERGEBNISSE

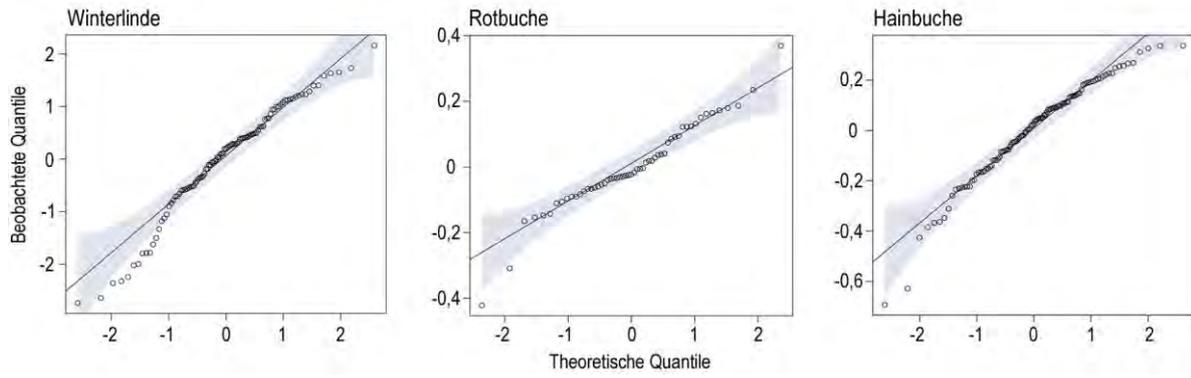


Abbildung 92: Q-Q-Diagramme der Modellresiduen für die Modelle der Gesamtmenge von Winterlinde, Rotbuche und Hainbuche. Die Gerade entspricht der idealen Normalverteilung der Daten. Der grau hinterlegte Bereich stellt das Konfidenzintervall um die ideale Normalverteilung dar.

6.4 DISKUSSION

6.4.1 AUSSAGEFÄHIGKEIT DER VERSUCHSANLAGE

Im Gegensatz zu Freilandversuchen ist die Heterogenität der Umwelteinflüsse bei Versuchsaufbauten im Gewächshaus geringer (HUTH et al. 2011). Im vorliegenden Versuch wurde der Einfluss unterschiedlicher Beschattung, Bodensubstrate und Bewässerungsvarianten auf die Keimung und Keimlingsentwicklung verschiedener Laubbaumarten geprüft. Doch auch den vermeintlich „kontrollierten Bedingungen“ im Gewächshaus (Kalthaus) sind Grenzen gesetzt. So stellt die Temperatur einen wichtigen keimungsbeeinflussenden Einflussfaktor für die Baumarten dar (KOZLOWSKI 1971). Temperaturextreme wie Frost und Hitze schließen die Keimung der heimischen Laubbaumarten aus (LYR et al. 1992). Dabei ist die Temperaturentwicklung im Kalthaus weitgehend von den Wetterbedingungen abhängig. Im oberen Temperaturbereich ermöglichte die automatische Belüftungsanlage eine Abmilderung von Temperaturextremen. Dennoch konnten am Ende des Monats Juni zeitweise Tageshöchsttemperaturen von über 40 °C – auch unter den Schattierungsvorrichtungen – gemessen werden. BONNER und KARRFALT (2008) beschreiben ein Einbrechen des Keimwurzelwachstums bei Temperaturen um 45 °C. Ende Juni war des Keimwurzelwachstum aller Versuchsbaumarten bereits abgeschlossen, sodass ein derartiger Einfluss nicht zum Tragen gekommen sein dürfte. Dass aus den hohen Temperaturen eine Stresssituation für die Keimlinge entstanden ist, ist hingegen nicht ausgeschlossen. Nach LYR et al. (1992) besitzen die Baumarten artspezifisch optimale Temperaturbereiche, in denen die Keimung besonders zügig oder auch sehr vollständig erfolgt. Beispielsweise gibt BÄRTELS (1996) für die Eberesche einen Temperaturbereich von 10 °C bis 15 °C an, welcher für die Keimung optimal ist. Wird dieser Temperaturbereich überschritten, fallen die Samen der Eberesche in eine sekundäre Keimruhe und überliegen bis in die nächste Vegetationsperiode (BÄRTELS 1996). Da die mittlere Lufttemperatur den Temperaturgrenzwert von 15 °C bereits während der ersten Versuchswoche überstieg, ist der ausbleibende Auflaferfolg der Eberesche mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die zu hohen Temperaturen im Gewächshaus zurückzuführen. So konnte im folgenden Frühjahr ein sehr zahlreiches Auflaufen der Eberesche in allen Substratgefäßen beobachtet werden (Abbildung 93).

Das Saatgut der Hainbuche, Winterlinde und Rotbuche besitzt eine sehr starke Keimhemmung in Form einer endogenen Dormanz. Hingegen führt die Beschaffenheit der Samenhülle bei der Spätblühenden Traubenkirsche eine stark keimhemmende Wirkung. Diese Form der Keimhemmung wird als exogene Dormanz bezeichnet. Um eine zufriedenstellende Keimung

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH DISKUSSION

zu gewährleisten, muss die Keimhemmung der Samen abgebaut werden. Dies geschieht auf natürliche Weise über das Winterhalbjahr. Durch die Lagerung des Saatguts am Waldboden bewirken Temperaturunterschiede und das Feuchteregime einen natürlichen Abbau der Keimhemmung. Derartige Bedingungen lassen sich im Gewächshaus kaum gewährleisten bzw. simulieren. Um dennoch ein zufriedenstellendes Auflaufen der Baumarten im Gewächshausversuch gewährleisten zu können, erfolgte eine Vorbehandlung des Saatguts durch Stratifikation. Diese Behandlung erstreckt sich zumeist über mehrere Monate, in welchen die Lagerungstemperatur und die Lagerungsfeuchte des Saatguts variiert werden. Detaillierte Angaben zur artspezifischen Behandlung des Saatguts finden sich bei KRÜSSMANN (1997).

Nach LYR et al. (1992) verläuft die Keimung in drei typischen aufeinanderfolgenden Phasen: Quellungs-, Stimulierungs- sowie Wachstums- und Differenzierungsphase. Bei einem großen Teil des stratifizierten Saatguts, aber auch beim nicht stratifizierten Eichensaatgut, war die Keimwurzel zum Aussaatzeitpunkt bereits durch die Samenschale hindurchgebrochen. Demnach befand sich das Saatgut zum Aussaatzeitpunkt bereits in einer fortgeschrittenen Keimungsphase, die der Wachstums- und Differenzierungsphase zugeordnet werden kann. Im Gegensatz zu den vorgelagerten Phasen wird die Keimung in dieser Phase weniger durch die Temperatur beeinflusst. Ebendieser Faktor Temperatur war im Kalthaus nur schwer steuerbar. Folglich konnte der Temperatureffekt auf die Keimung durch die Verwendung stratifizierten Saatguts reduziert werden.

Stratifiziertes Saatgut weist eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Trockenheit und zu hohen Temperaturen auf. Zudem können die teilweise bereits herausragenden Keimwurzeln leicht beschädigt werden (SCHOPMEYER 1974). LYR et al. (1992) geben für Rotbuche und Traubeneiche eine ideale Keimtemperatur von konstant 20 °C an. Hingegen ist der Keimerfolg nach LYR et al. bei Hainbuche und Winterlinde bei Temperaturen zwischen 10 °C und 15 °C besser als zwischen 20 °C und 25 °C. Da die Keimlingszahlen bis zur vierten Versuchswoche kaum noch zunahmten, kann davon ausgegangen werden, dass die Keimung von Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Spätblühender Traubenkirsche bis zu diesem Zeitpunkt weitgehend abgeschlossen war. Die mittlere Gewächshaustemperatur schwankte in diesem Zeitraum zwischen 12 °C und 20 °C und dürfte sich somit günstig für die Keimung und frühe Entwicklung dargestellt haben, was sich in den hohen Auflaufprozenten aller Baumarten bestätigt.

Das für die Aussaat notwendige Substrat wurde in ungestörten Blöcken im Freiland gewonnen und für den Versuchsaufbau im Gewächshaus in Substratkörbe überführt. Die Durchführung

sogenannter Topfexperimente mit Bäumen erfreut sich in den letzten zwei Dekaden steigender Beliebtheit (KAWALETZ et al. 2014). Derartige Experimente erlaubt die Untersuchung des Pflanzenwachstums unter kontrollierten Bedingungen (u. a. HUTH 2010, HUTH et al. 2011, KAWALETZ et al. 2013). Da die Substratgefäße nur einen begrenzten Wuchsraum aufweisen, muss gewährleistet werden, dass das unterirdische Pflanzenwachstum bis zum Versuchsende nicht eingeschränkt wird (KAWALETZ et al. 2014). Ein begrenzter Wurzelraum kann zu Veränderungen in der Pflanzenmorphologie, des Wachstums und der Physiologie führen (McCONNAUGHAY und BAZZAZ 1991). Zu kleine Pflanzgefäße können somit zu einer Verfälschung der Ergebnisse führen. Daher empfehlen POORTER et al. (2012) eine Anpassung des Mindestgefäßvolumens an die Pflanzenbiomasse. Hierbei sollte das Biomasse/Volumen-Verhältnis zwei Gramm pro Liter nicht überschreiten und im besten Fall sogar ein Gramm pro Liter unterschreiten. Das Volumen eines durchschnittlichen Substratblocks in der vorliegenden Untersuchung betrug 11,4 Liter. Die maximalen Gesamttrockenmassen unter den modellierten Baumarten wurden mit 0,1 Gramm von den Winterlinden und Rotbuchen erreicht. Unter der hypothetischen Annahme, dass alle 30 Samen eines Gefäßes keimen und die Keimlinge allesamt die maximale Gesamttrockenmasse erreichen, kann am Ende des Versuchszeitraums von einer maximalen Trockenmasse von drei Gramm pro Substratgefäß ausgegangen werden. Somit werden die Forderungen von POORTER et al. (2012) im vorliegenden Versuch mit 0,26 Gramm Pflanzenmasse pro Liter Keimsubstrat mehr als erfüllt.

Vor allem bei tiefwurzelnden Pflanzenarten ist neben dem Bodenvolumen ebenfalls eine ausreichende Tiefe des Pflanzgefäßes entscheidend (FELTEN und SCHMID 2008). Charakteristisch für die Keimung und frühe Entwicklung der Eichenarten ist nach KOZLOWSKI (1971) der tiefreichende Ausbau des Wurzelwerkes – zum Teil noch bevor oberirdische Pflanzenteile in Erscheinung treten (Abbildung 93). So erwies sich die Substratmächtigkeit von dreizehn Zentimetern für die Traubeneiche als zu gering. Viele der am Ende des dreimonatigen Versuchszeitraums entnommenen Pflanzen erreichten bereits die unterirdische Grenze des Wuchsraums. So waren bei den Eichen Deformationen in Form von abknickenden Pfahlwurzeln zu beobachten (Abbildung 93). Bei allen anderen Baumarten konnten keine derartigen Beobachtungen gemacht werden.

Ein weiterer Vorteil großvolumiger Pflanzgefäße ist die geringere Anfälligkeit gegenüber der Austrocknung des Bodensubstrates (RAY und SINCLAIR 1998). Um daraus resultierende Randeffekte ausschließen zu können, wurde bei der Aussaat ein Mindestabstand zum Gefäßrand eingehalten. Im Zuge der Modellierung des Pflanzenwachstums konnten keine

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH DISKUSSION

Unterschiede zwischen den im Randbereich und den im Zentrum des Substratgefäßes wachsenden Keimlingen festgestellt werden. Als Keimsubstrat wurde Substratblöcke aus gewachsenem Oberboden verwendet. Dieses Substrat ist demnach keineswegs homogen und kann in der Lagerungsdichte wie auch im Skelett- und Wurzelgehalt verschiedene Eigenschaften aufweisen. Hieraus könnten sich in den Wiederholungen unterschiedliche Voraussetzungen für die Keimung und Entwicklung ergeben haben.



Abbildung 93: (a) Das Saatgut der Eberesche fiel aufgrund zu hoher Temperaturen in eine sekundäre Keimruhe. Im Folgejahr konnte das zahlreiche Auflaufen der Ebereschen auf beiden Substraten – hier: Substratvariante Traubenkirsche – beobachtet werden. (b) Charakteristisch für die Traubeneiche ist die ausgeprägte unterirdische Wuchsräumerschließung noch ehe oberirdische Pflanzenteile ausgebildet werden. (c) Die tiefreichende Pfahlwurzel der Traubeneichen erreicht frühzeitig die horizontale Wuchsräumbegrenzung des Substratgefäßes.

Die Wahl der Beschattungsvarianten im Gewächshausversuch orientierte sich an den im Freiland unter Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche festgestellten Strahlungsverhältnissen. Der charakteristische Strahlungsgang führt mit der Alterung der Dominanzbestände zunächst zu einer raschen Abnahme der Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden. Schließt sich das dichte Kronendach in jungen Dominanzbeständen, kommt kaum noch Strahlung an den Waldboden, sodass sich nach wenigen Jahren eine Phase minimaler Strahlungsverfügbarkeit einstellt. Die Seneszenz der Dominanzbestände führt schließlich zu einer kontinuierlichen Zunahme der Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden. Der Brusthöhendurchmesser der vorherrschenden und herrschenden Bestandesglieder zeigte in der Modellierung den höchsten Erklärungswert für die Strahlungsentwicklung. Demnach konnten unter Dominanzbeständen mittleren Alters, in denen die dominanten Individuen einen Brusthöhendurchmesser von dreizehn Zentimetern erreichten ($BHD_{5\%}$), drei Prozent der Freilandstrahlung festgestellt werden. Ebendiese Strahlungssituation wurde durch die dunklere Beschattungsvariante im Gewächshausversuch simuliert. Hingegen entspricht die hellere Beschattungsvariante mit sechs Prozent der Freilandstrahlung den Bedingungen in älteren Dominanzbeständen, deren vorherrschende und herrschende Individuen einen Brusthöhendurchmesser von zweiunddreißig Zentimetern ($BHD_{5\%}$) aufweisen. Demnach

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH DISKUSSION

eignete sich der Versuchsaufbau zur Simulation realistischer Strahlungsregime. Die Übertragung der Ergebnisse des Gewächshausversuches auf Freilandbedingungen muss dennoch unter großem Vorbehalt erfolgen. Die Wirkungen des Oberstands auf die Verjüngungspflanzen sind deutlich vielfältiger und beschränken sich bei Weitem nicht allein auf eine Reduktion der Strahlungsverfügbarkeit (WAGNER et al. 2011). Insbesondere der dominante Zugriff des Oberstands auf Bodenwasser und Nährstoffe durch die Altholzwurzelkonkurrenz dürfte im Freiland zu ungünstigeren Wachstumsbedingungen führen. Weiterhin hält insbesondere das dichte Kronendach der Dominanzbestände einen Teil des Niederschlags zurück. Diese Interzeptionsverluste wirken sich im Freiland auf das Feuchteregime am Waldboden und damit auf die Entwicklungsbedingungen der Verjüngungspflanzen aus.

Durch die Erhebung der Strahlungswerte über den fünf Gewächshaustischen konnte ein Strahlungsgradient diagnostiziert werden, der sich auch in der Modellierung des Pflanzenwachstums bestätigte. Die in südwestlicher Himmelsrichtung befindliche Nachbarkabine des Gewächshauses bewirkt eine zusätzliche Beschattung der nachgelagerten Gewächshaustische in der Versuchskabine. Demnach waren die **Wachstumsbedingungen innerhalb der Gewächshauskabine nicht homogen**, womit die **Forschungshypothese H3d angenommen** werden kann. Durch die randomisierte Verteilung der Wiederholungen im gesamten Gewächshaus und die Einbeziehung der Positionen der Pflanzgefäße in die Modelle wurden Unterschiede in der Strahlungsverfügbarkeit bei der Modellierung des Pflanzenwachstums berücksichtigt.

Die Einstellung der unterschiedlichen Bewässerungsregime führte im Versuch zu keiner wesentlichen Beeinflussung der Keimung und des Keimlingswachstums. Hierbei orientierten sich die Wassergaben nicht an natürlichen Umweltbedingungen, wie sie etwa von Niederschlägen während der Vegetationszeit in den Untersuchungsgebieten hätten abgeleitet werden können. Vielmehr sollte einem Kollektiv über den gesamten Versuchszeitraum ausreichend Wasser zur Verfügung stehen, während ein zweites Kollektiv Trockenstress ausgesetzt werden sollte. Vor allem am Ende des Versuchszeitraums konnte auf allen Faktorkombinationen eine kontinuierliche Abnahme der Substratfeuchtigkeit beobachtet werden (Abbildung 81, S. 209). Diese ist auf eine erhöhte Einstrahlung ab der neunten Versuchswoche und die daraus resultierende gesteigerte Verdunstung zurückzuführen. Die Abnahme der Substratfeuchte reichte jedoch nicht aus, um bei den Keimlingen der reduziert bewässerten Varianten eine Trockenstressreaktion hervorzurufen. Hierbei ist davon

auszugehen, dass die Schattierungsvorrichtungen als ein zusätzlicher Verdunstungsschutz wirkten (HUTH et al. 2011). So war die Luftfeuchtigkeit an Tagen mit einer hohen Sonneneinstrahlung unter den Schattierungsvorrichtungen um bis zu zwanzig Prozent höher als in der Gewächshauskabine (Abbildung 82, S. 210). Zudem konnte unter der dichteren Beschattung eine leicht erhöhte Luftfeuchtigkeit im Vergleich zur mäßigen Beschattungsvariante festgestellt werden. Die Erhöhung der relativen Luftfeuchtigkeit durch die Beschattung und die vergleichsweise geringe Einstrahlung in den ersten zwei Versuchswochen dürften sich positiv auf den Auflauf Erfolg ausgewirkt haben (FERRELL und WOODARD 1966). Nach HUTH et al. (2011) bewirkt eine Austrocknung der Substratoberfläche in dieser sensiblen Phase eine verminderte Keimung. Durch die Abnahme des Wassergehalts der Samen wird erneut eine Keimhemmung aufgebaut (LYR et al. 1992). Die genaue Quantifizierung der Oberflächenfeuchte von gelagerten Substraten stellt nach FERRELL und WOODARD (1966) erhebliche messtechnische Probleme dar. So ist davon auszugehen, dass die Messung der Substratfeuchte über die TDR-Bodenfeuchtesonde die Feuchtigkeit im Inneren des jeweiligen Substratblocks gut abbilden konnte. Hingegen sind deutliche Abweichungen zur Oberflächenfeuchtigkeit zu erwarten. Demnach lassen sich nur bedingt Aussagen über den Feuchtehaushalt der Substratoberfläche ableiten (CACCIA und BALLARÈ 1998). Zusammenfassend kann gefolgert werden, dass sich der hier gewählte methodische Ansatz zur Einstellung eines Befeuchtungsregimes zur Erzeugung von Trockenstress als ungeeignet darstellte. Gegebenenfalls hätte sich bei einer stärkeren Ausweitung des Bewässerungsturnus eher ein Feuchtigkeitsunterschied zwischen den Varianten eingestellt. **Da die tägliche Verdunstung von der wetterbedingten Einstrahlung abhängig und damit nicht vorhersehbar ist, erscheint eine pauschale Wassergabe im festgelegten Turnus für eine kontrollierte Rücktrocknung der Substrate eher ungeeignet.** Demnach kann die **Forschungshypothese H3c mit der angewandten Methodik nicht verifiziert werden.**

HUTH et al. (2011) verfolgten bei der Überprüfung des Einflusses der Substratfeuchte auf die Keimung verschiedener Douglasienherkünfte einen anderen methodischen Ansatz. Zur Einstellung unterschiedlicher Feuchtestufen ermittelten die vorgenannten Autoren durch das Wiegen der Substratgefäße täglich die verdunstete Wassermenge, um diese anschließend zu regulierten. Die damit einhergehende deutliche Steigerung des Arbeitsaufwands wäre in der vorliegenden Untersuchung nicht zu bewältigen gewesen.

6.4.2 LEBENSFÄHIGKEIT, KEIMFÄHIGKEIT UND AUFLAUFPROZENT

Das Saatgut der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Eberesche wies eine hohe Qualität auf. Dies bestätigten die Ergebnisse der Saatgutprüfung, welche nach den Vorschriften der ISTA (2015) durchgeführt wurde (Tabelle 47). Durch das Auftragen von Tetrazoliumchloridlösung wird hierbei die Anzahl lebensfähiger Embryonen in einer Stichprobe des Saatguts bestimmt, eine Methode, die vor allem bei schwer keimenden Baumarten Anwendung findet (SCHÜLER et al. 2012). Die Lebensfähigkeit des Saatguts ist in der Regel höher als die Keimfähigkeit. Denn verschiedene Einflussfaktoren können während der Keimungsphasen zu einem Misserfolg der Keimung eines lebensfähigen Samens führen. Eine Bestimmung des Anteils keimfähiger Samen (Keimprozent) wurde für die vorgenannten Baumarten nicht durchgeführt, wäre jedoch für die Interpretation des Auflaufferfolgs wünschenswert gewesen (KRÜSSMANN 1997). Angaben zum durchschnittlichen Keimprozent der Versuchsbaumarten unter standardisierten Bedingungen finden sich bei BÄRTELS (1996) und KRÜSSMANN (1997) (Tabelle 47).

Nur für das Saatgut der Traubeneiche wurde die Keimfähigkeit bestimmt, nachdem über fünfzig Prozent der durch Phytopathogene befallenen Eicheln aussortiert und verworfen werden mussten. Auch nach der Sortierung erwiesen sich lediglich fünfundvierzig Prozent der Eicheln als keimfähig. In der Literatur werden für das Saatgut der Traubeneiche durchschnittliche Keimprozent von über siebzig Prozent angeführt (BÄRTELS 1996; KRÜSSMANN 1997). Dies unterstreicht die sehr schlechte Qualität des verwendeten Saatguts und liefert einen Erklärungsansatz für das unbefriedigende Auflaufen der Traubeneiche mit nur achtzehn Prozent im Gewächshausversuch.

Für das Saatgut der Eberesche wurde eine Lebensfähigkeit von über neunzig Prozent festgestellt, was auf eine hohe Qualität des Saatguts schließen lässt. Jedoch führte die zu hohe Temperatur von über 15 °C während der Keimungsphase zu einer sekundären Keimruhe des Ebereschensaatguts (BÄRTELS 1996). Somit konnte im Versuchszeitraum kein Auflaufen der Eberesche beobachtet werden.

Die Qualität des Saatguts der Spätblühenden Traubenkirsche wurde weder hinsichtlich der Lebens- noch der Keimfähigkeit überprüft. In der Literatur finden sich sehr unterschiedliche Angaben zur Keimkraft des Traubenkirschensaatguts (9 % bis 15 % ESEN et al. 2007, 42 % CLOSSET-KOPP et al. 2007, 62 % PAIRON et al. 2006a, 30 % bis 70 % SMITH 1975, 86 % bis 90 % KRÜSSMANN 1997 und 70 % bis 100 % BÄRTELS 1996). Das durchschnittliche

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH DISKUSSION

Auflaufergebnis der Spätblühenden Traubenkirsche war mit 47,7 Prozent nur unwesentlich geringer als das Auflaufprozent der Winterlinde mit 54,8 und das Auflaufprozent der Rotbuche mit 51,3, was für eine mindestens durchschnittliche Qualität des selbst erworbenen und stratifizierten Saatguts der Spätblühenden Traubenkirsche spricht.

Tabelle 47: Keimprozent für die Versuchsbaumarten nach BÄRTELS (1996) und KRÜSSMANN (1997), Ergebnisse der Saatgutüberprüfung durch das Saatgutprüflabor des Staatsbetriebs Sachsenforst und durchschnittliches Auflaufprozent der Baumarten im Gewächshausversuch.

	Keimprozent nach KRÜSSMANN (1997)	Keimprozent nach BÄRTELS (1996)	Lebensfähigkeit ¹ /Keimfähigkeit ² nach Saatgutprüfung	Durchschnittliches Auflaufprozent im Versuch
Winterlinde	70 %	70 - 100 %	76 % ¹	54,8 %
Hainbuche	30 - 70 %	30 - 70 %	87 % ¹	66,6 %
Rotbuche	60 %	70 - 100 %	87 % ¹	51,3 %
Traubeneiche	81 %	70 - 100 %	45 % ²	18 %
Eberesche	70 %	30 - 70 %	91 % ¹	-
Sp. Traubenkirsche	86 - 90 %	70 - 100 %	-	47,7 %

6.4.3 EINFLUSS DER STRAHLUNGSVERFÜGBARKEIT

Für die Baumarten Winterlinde, Hainbuche und Spätblühende Traubenkirsche konnte kein Effekt der Beschattung auf den Auflauf Erfolg festgestellt werden. Hingegen liefen unter einer moderaten Beschattung signifikant weniger Rotbuchen auf als unter stärkerer Beschattung (Tabelle 48). Nach KOZLOWSKI (1971) beeinflusst die Lichtstrahlung die Keimung aller Baumarten, wobei die Intensität der Strahlung eine eher untergeordnete Rolle spielt. Lediglich bei ausgesprochenen Lichtbaumarten beeinflusst eine Reduktion der Strahlungsverfügbarkeit den zahlenmäßigen Auflauf Erfolg (JONES 1961 zit. in LYR et al. 1992). Vielmehr wirken sich die tägliche Beleuchtungsdauer (Fotoperiode) und die Qualität der Strahlung (Wellenlänge) auf den Erfolg der Keimung aus (LYR et al. 1992). Für die Strahlungsqualität ist der rote Spektralbereich entscheidend. Während Wellenlängen um sechshundert Nanometer die Keimung der Samen stimulieren, bewirkt der Wellenlängenbereich um siebenhunderndreißig Nanometer eine Hemmung der Keimung (HATANO und ASAKAWA 1964). BONNER und KARRFALT (2008) verweisen auf die Schwierigkeit, zwischen dem Strahlungs- und dem Temperatureinfluss zu differenzieren. Der Einfluss der Temperatur auf die Keimung wurde bereits im Abschnitt 6.4.1 diskutiert.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH DISKUSSION

Tabelle 48: Signifikante Unterschiede der moderaten Beschattungsvariante (6%) gegenüber der stärkeren Beschattungsvariante (3%) im Gewächshausversuch für die Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Spätblühende Traubenkirsche am Ende des Versuchszeitraums. * Signifikanter Unterschied konnte nur für die Substratvariante „Kiefer“ festgestellt werden.

	Auflaufertag	Mortalität	Blattentwicklung	Sprosslänge	WHD	Trockenmasse
Winterlinde	-	-	ja, höher	ja, geringer	ja, höher	ja, höher
Hainbuche	-	ja, geringer	ja, höher	ja, geringer	ja, geringer	ja, höher
Rotbuche	ja, geringer	ja, geringer*	-	-	ja, höher	ja, höher
Sp. Traubenkirsche	-	ja, geringer	ja, höher	ja, geringer	ja, geringer	ja, höher

HUTH et al. (2011) konnten in einem Gewächshausversuch den höchsten Auflaufertag von Douglasien bei ausreichender Befeuchtung und starker Beschattung feststellen. Der höhere Keimungserfolg unter der starken Beschattungsvariante wurde auf ein ausgeglicheneres Feuchteregime zurückgeführt, welches sich aus einer reduzierten täglichen Verdunstung ergibt. Ebendieser Effekt dürfte auch den höheren Auflaufertag der Rotbuchen unter der stärkeren Beschattungsvariante begründen. Die Samen nehmen in der Quellungsphase – der initialen Phase der Keimung – zunehmend Feuchtigkeit auf (KRAMER und KOZLOWSKI 1979), daher ist eine kontinuierliche Befeuchtung der Substratoberfläche wesentlich für den Keimungserfolg und die Auflaufgeschwindigkeit der Baumarten (KOZLOWSKI 1971). Eine Rücktrocknung des Samens während der Quellungsphase ist ohne Schädigung desselben möglich (LYR et al. 1992). In der späteren Wachstums- und Differenzierungsphase ist der Keimungsprozess nach dem Durchbruch der Keimwurzel irreversibel. Der junge Keimling ist dann sehr sensibel gegenüber Trockenheit (BARTELS 1960; HEGARTY 1978). Die Samenschalen des stratifizierten Saatguts waren zum Zeitpunkt der Aussaat zum Teil bereits aufgeplatzt und befanden sich somit bereits in der zuletzt beschriebenen, kritischen Keimungsphase (Abbildung 94). In den ersten beiden Versuchswochen wurden alle Substratgefäße intensiv bewässert. Zudem waren die Einstrahlung und damit auch die Temperaturen im Gewächshaus jahreszeitlich bedingt noch moderat, was sich günstig für eine kontinuierlich befeuchtete Substratoberfläche auswirkt. In Anlehnung an WINKLER (1955) wurden die Samen in einer baumartenspezifischen Tiefe im Bodensubstrat ausgesät. Die Einbettung der Samen führt zu einer Reduktion der Oberflächentemperatur und wirkt Verdunstungsverlusten entgegen (CACCIA und BALLARÈ 1998) und dient damit als Schutz gegen eine Rücktrocknung der Samen (HUTH et al. 2011). Die beschriebenen Rahmenbedingungen führten zu einem günstigen Feuchteregime während der Keimungsphase, was sich positiv auf das Überleben der Keimlinge ausgewirkt haben dürfte.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH DISKUSSION

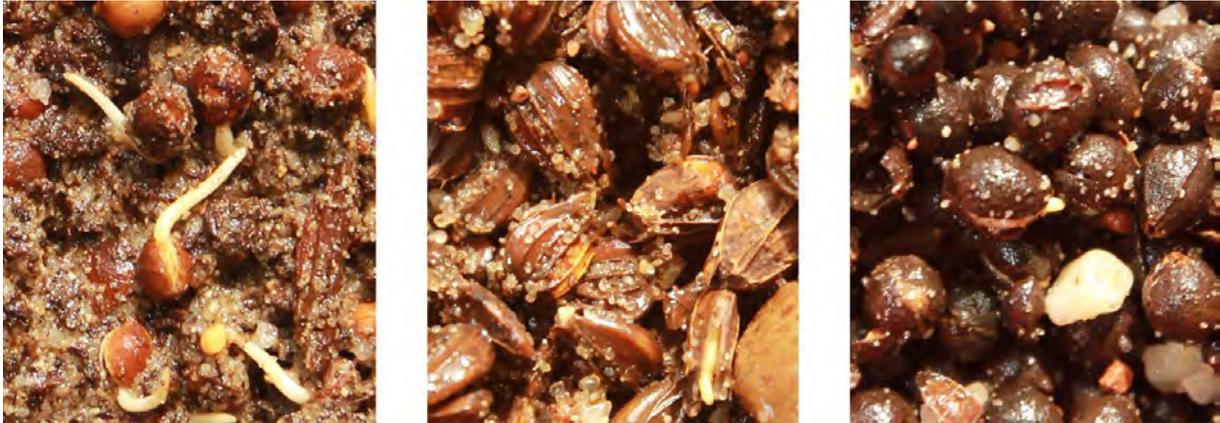


Abbildung 94: Das stratifizierte Saatgut der Baumarten Spätblühende Traubenkirsche, Hainbuche und Winterlinde (v.l.n.r.) wies zum Aussaatzeitpunkt zum Teil mehr oder weniger weit entwickelte Keimwurzeln auf und befand sich daher bereits in der irreversiblen Wachstums- und Differenzierungsphase der Keimung.

Aus der Einbettung der Samen in das Bodensubstrat resultierten jedoch Probleme bei der Ansprache des ersten Blattentwicklungsstadiums, welches definitionsgemäß mit dem Durchbruch der Keimwurzel durch die Samenschale erreicht wird. Durch die Einbettung der Samen war die Ansprache des ersten Entwicklungsstadiums kaum feststellbar, da die frühe Entwicklung unter der Substratoberfläche und somit nicht sichtbar abließ. Unmittelbar nach der Keimung abgestorbene Keimlinge konnten somit nicht erfasst werden, was zu einer Unterschätzung der Ausfallraten in der frühesten Entwicklungsphase führen kann. Die Beobachtungen von HUTH et al. (2011), wonach im ersten Blattentwicklungsstadium die höchste Mortalität zu verzeichnen ist, lassen sich in der vorliegenden Untersuchung für keine der Baumarten bestätigen, wengleich methodische Probleme zu dieser Einschätzung führen könnten.

Der Einfluss der unterschiedlichen Beschattungsvarianten auf die qualitative Entwicklung der Keimlinge soll anhand der bis zum Versuchsende realisierten Sprosslängen, Wurzelhalsdurchmesser und Gesamttrockenmassen sowie der Blattentwicklung diskutiert werden (Abbildung 95). Hierbei verweist KOZLOWSKI (1971) auf die veränderten Ansprüche der Baumarten während des Übergangs von der Keimungsphase hin zur Etablierungsphase. Demnach sind Umweltbedingungen, welche sich für eine Keimung als günstig darstellen (stärkerer Beschattungsgrad und hohe Feuchtigkeit), eher ungünstig für die vitale, frühe Entwicklung und Etablierung der Baumarten. So zeigten MARQUIS et al. (1964), dass die amerikanische *Betula papyrifera* auf Mineralboden unter schattigen Bedingungen das höchste Keimprozent aufweist und die Mortalität zugleich am geringsten ist. Sowohl die Veränderung des Keimsubstrats in Humus als auch die Vernachlässigung der Beschattung führten zu einer deutlichen Abnahme der Keimung um bis zu neunundsiebzig Prozent sowie zu einer Erhöhung der Mortalität. Wird hingegen das Wachstum der Birken nach einer Vegetationsperiode

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH
DISKUSSION

verglichen, so erreichten sie bei voller Strahlungsverfügbarkeit auf Humussubstrat die höchsten Sprosslängen. Hingegen war die Sprosslänge der auf Mineralboden und unter Beschattung aufgewachsenen Birken um zweiundachtzig Prozent geringer.



Abbildung 95: Entwicklungsstand der Winterlinden im Gewächshausversuch in der neunten Versuchswoche (10. Juni 2013). Die Keimlinge der moderaten Beschattungsvariante wirken kräftiger, was sich in deren fortgeschrittener Blattentwicklung und höheren Trockenmassen bestätigt.

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH DISKUSSION

Die Strahlungsverfügbarkeit stellt im vorliegenden Gewächshausversuch einen bedeutenden Einflussfaktor für das Pflanzenwachstum dar (Tabelle 48). Auf günstigere Strahlungsbedingungen reagierten alle Versuchsbaumarten mit einer Steigerung der Gesamtbiomasse. Hierbei konstatieren LYR et al. (1963), dass Verjüngungspflanzen bei ausreichender Versorgung mit Wasser und Nährstoffen ihre maximale Biomasseproduktion bei voller Strahlungsverfügbarkeit erreichen, was die Wirkung der günstigeren Strahlungsverhältnisse auf die Biomasseentwicklung belegt. Jedoch ist eine hohe Einstrahlung unter Freilandbedingungen häufig mit zunehmender Trockenheit verbunden, womit sich der Schattenbedarf der Baumarten eher aus einer reduzierten Boden- und Luftfeuchtigkeit ergibt (LYR et al. 1992). Die methodischen Probleme bei der Einstellung der Befeuchtungsstufen wurden bereits diskutiert. Für keine der Versuchsbaumarten konnte ein Effekt des Faktors Befeuchtung auf die Biomasseentwicklung festgestellt werden.

NIINEMETS und VALLADARES (2006) führten eine Einordnung verschiedener Baumarten nach deren Schattentoleranz durch. Dabei orientierten sie sich an der fünfgeteilten Skala von BAKER (1949), welche die Baumarten von sehr schattenintolerant (1) bis sehr schattentolerant (5) ordnet. Die den Versuchsbaumarten zugeordneten Toleranzwerte von 4,56 für die Rotbuche, 4,18 für die Winterlinde und 3,97 für die Hainbuche belegen die Einordnung als typische Schattbaumarten. Der Toleranzwert von 2,46 für die Spätblühende Traubenkirsche bezeugt, dass es sich bei dem Neophyten um eine eher schattenintolerantere Baumart handelt.

Die Schattentoleranz der Versuchsbaumarten zeigt sich deutlich in der Sprossentwicklung unter den Strahlungsregimen. Bei allen Baumarten konnte unter der moderaten Beschattung (RLI = 6 %) eine Reduktion des Sprosswachstums festgestellt werden. Hierbei erwies sich der Unterschied zwischen den Beschattungsstufen bei der hochgradig schattentoleranten Baumart Rotbuche als nicht signifikant. Bei Winterlinde und Hainbuche konnte eine Reduktion der Sprosslänge um dreizehn Prozent festgestellt werden (BES 3, Kiefernsubstrat). Hingegen führten die günstigeren Strahlungsbedingungen bei den Keimlingen der Spätblühenden Traubenkirsche unter den gleichen Bedingungen zu einer Reduktion der Sprosslänge um 25 Prozent. Da das Sprosswachstum von Bäumen durch Beschattung gefördert wird, sind die höheren Sprosslängen bei reduzierter Strahlung nicht mit einem Entwicklungsvorteil für die Keimlinge gleichzusetzen (LYR et al. 1992; SCHOPFER und BRENNICKE 2006). So konnte für verschiedene Laub- und Nadelbäumen eine Steigerung der Hypocotyllänge durch einen hohen Grad an Beschattung nachgewiesen werden (TAHER und COOKE 1975; LORENCES und ZARRA 1986; TSEGAY et al. 2005; HUTH et al. 2011). Nach TAHER und

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH DISKUSSION

COOKE (1975) wird der innere Aufbau des Hypocotyls durch eine starke Beschattung beeinflusst, indem die Zellwandstärken abnehmen und die Ausbildung der Kutikula reduziert wird. Das gesteigerte Sprosswachstum bei zeitgleicher Reduktion der Zellwandstärke vermindert die Stabilität der Keimlinge und steigert deren Anfälligkeit gegenüber bodenbürtigen Pathogenen (HUTH et al. 2011).

Da das Dickenwachstum bei ungünstiger Ressourcenverfügbarkeit (Strahlung, Wasser, Nährstoffe) stärker reduziert wird als andere Wuchsleistungen (HUTH 2010), gilt der Wurzelhalsdurchmesser als guter Weiser für die Versorgungssituation der Verjüngungspflanzen (AMMER et al. 2004). So konnten die Winterlinden den Wurzelhalsdurchmesser unter den moderaten Strahlungsbedingungen um neun Prozent steigern, die Rotbuchen sogar um dreizehn Prozent (BES 3, Kiefernsubstrat). Hingegen bestätigte sich dieser Zusammenhang für die übrigen Baumarten nicht. Hier konnte eine deutliche Reduktion des Durchmesserwachstums von zwölf Prozent bei der Hainbuche und achtzehn Prozent bei der Spätblühenden Traubenkirsche festgestellt werden. Nichtsdestotrotz kann die Stufigkeit als Stabilitätsweiser und als Indikator für die Strahlungsverfügbarkeit herangezogen werden. Die Keimlinge aller Baumarten weisen unter der stärkeren Beschattung höhere Verhältnisse zwischen Sprosslänge und Wurzelhalsdurchmesser auf, was den Einfluss der reduzierten Ressourcenverfügbarkeit bestätigt und auf eine vergleichsweise geringere Stabilität hinweist. Im Baumartenvergleich konnten die mit Abstand höchsten Stufigkeitswerte der Spätblühenden Traubenkirsche zugeordnet werden, die demnach unter den ungünstigen Strahlungsbedingungen die geringste Stabilität aufweist. Dies unterstreicht erneut die frühsukzessionale Stellung der Spätblühenden Traubenkirsche gegenüber den betrachteten Schattbaumarten.

Als eine Konsequenz der hohen Stufigkeit konnten am Ende des Versuchszeitraums häufig ungekippte Traubenkirschen beobachtet werden, deren Sprossachsen horizontal wuchsen und bei denen lediglich die obersten Sprossabschnitte ein vertikales Wachstum aufwiesen (Abbildung 96). Nicht selten fielen diese Pflanzen schließlich aus, was wiederum die **signifikant höhere Mortalität der Spätblühenden Traubenkirsche unter ungünstigen Strahlungsbedingungen** erklärt. In diesem Zusammenhang verweisen LYR et al. (1992) auf das Wurzelwachstum der Keimlinge, das bei einer starken Beschattung zugunsten des Sprosswachstums reduziert wird und damit die Mineralsalz- und Wasseraufnahme beschatteter Keimlinge beeinträchtigt. **Ebenso wiesen die Hainbuche und die Rotbuche (nur auf Kiefernsubstrat) unter der stärkeren Beschattung eine höhere Mortalität** auf. Damit kann

die **Forschungshypothese H3b_i für die vorgenannten Fälle angenommen** werden. Für die Winterlinde und die Rotbuche auf dem Substrat der Spätblühenden Traubenkirsche war **hingegen kein Effekt der Beschattungsvariante auf die Mortalität feststellbar**, wonach die **Forschungshypothese H3b_i für diese Fälle verworfen** werden muss.



Abbildung 96: Die geringe Stabilität der Spätblühenden Traubenkirsche zeigte sich im Umkippen der Keimlinge und in ihrem horizontalen Wachstum.

In allen Fällen realisierten die Versuchsbaumarten unter besserer Strahlungsversorgung höhere Trockenmassen und erreichten – abgesehen von der Rotbuche – am Versuchsende höhere Blattentwicklungsstadien. Demnach kann die **Forschungshypothese H3b_{ii} angenommen** werden, wonach die **stärkere Beschattung zu einer schlechteren Entwicklung der Keimlinge führt**.

6.4.4 EINFLUSS DES SUBSTRATS

Die Eigenschaften des Keimbetts entscheiden maßgeblich über den Erfolg oder den Misserfolg der Keimung (KOZLOWSKI 1971). Das ideale Keimbett ist nach FARMER (1997) von verschiedenen Umweltfaktoren bestimmt. Neben den bereits diskutierten Faktoren Substratfeuchte, Temperaturregime und Strahlung wirken sich insbesondere die chemischen und physikalischen Eigenschaften des Substrates (u. a. Nährstoffverfügbarkeit, Durchwurzelbarkeit) unmittelbar auf den Auflaferfolg aus. Daneben kann im Freiland auch der Schutz vor Prädation durch Insekten, Vögel und Säugetiere eine entscheidende Rolle spielen. Die Eigenschaften des Keimbetts werden in Wäldern zentral durch die Baumartenzusammensetzung, das Alter, die Dichte des Oberstands geprägt (WAGNER et al. 2011).

Die in der vorliegenden Untersuchung verwendeten Substrate wurden maßgeblich durch die Baumarten im Oberstand – insbesondere durch die unterschiedliche Wirkung der Laub- und

Nadelstreu – beeinflusst. Denn die Laubstreu der Spätblühenden Traubenkirsche ist deutlich schneller zersetzbar als reine Kiefernstreu (LORENZ et al. 2004). Zwei Jahre nach dem Laubfall besitzt die Streu der Spätblühenden Traubenkirschen nur noch 5,4 Prozent der ursprünglichen Masse, während die Restmasse bei Kiefernadelstreu nach dem gleichen Zeitraum noch 31,7 Prozent beträgt (LORENZ et al. 2004). Die Laubstreu des Neophyten weist damit kürzere Abbauzeiten auf als die Laubstreu verschiedener heimischer Laubbaumarten, wie Buche, Eiche und Hainbuche (WITTICH 1961; WEIGMANN et al. 1989). Dabei wird der Abbau der Kiefernadelstreu nicht durch die Beimischung von Traubenkirschenstreu gefördert (MUYS et al. 1992; CHABRERIE et al. 2008). Jedoch entwickeln sich durch deren Beimischung aktivere Humusformen in den Kiefernforsten (BORRMANN 1988; BILKE 1996; KOUTIKA et al. 2007; CRÉTIN 2013). So konnte die Humusform des verwendeten Substrats aus dem Dominanzbestand als Moder mit einer geringen Streuauflage und einem hohen Zersetzungsgrad angesprochen werden. Hingegen erwies sich das Referenzsubstrat aus dem jungen Kiefernstangenholz als Rohhumus von geringer biologischer Aktivität. Einen ähnlichen Effekt konnten FISCHER et al. (2002) für die Einbringung der Rotbuche in die Kiefernforste des nordostdeutschen Tieflands beobachten. Der Waldumbau führt hier zu einer Abnahme der Humusmächtigkeit bei gleichzeitigem Wandel zu aktiveren Humusformen. Auch durch RODE et al. (2002) wurde unter Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche eine signifikant niedrigere Mächtigkeit der organischen Auflage gegenüber Reinbeständen aus Gemeiner Kiefer festgestellt. Jedoch konnte gleichzeitig eine Erhöhung der Kohlenstoffvorräte beobachtet werden. Deshalb führen die Autoren die Reduktion der Auflagemächtigkeit auf eine erhöhte Lagerungsdichte der Traubenkirschenstreu zurück (RODE 1999). Andere Autoren hingegen sehen in einer höheren Zersetzungsrate die Begründung für eine Reduktion der Auflagemächtigkeit und verweisen auf das deutlich günstigere C/N-Verhältnis der Traubenkirschenstreu gegenüber reiner Kiefernadelstreu (MUYS et al. 1992; LORENZ et al. 2004). In der vorliegenden Untersuchung wies der Oberboden des Traubenkirschensubstrats (C/N = 23,5) ein geringfügig besseres C/N-Verhältnis gegenüber dem reinen Kiefersubstrat auf (C/N = 24,2). Jedoch konnte gleichzeitig ein geringerer pH-Wert des Traubenkirschensubstrats (pH = 3,1) im Vergleich zum Kiefernsubstrat festgestellt werden (pH = 3,8). Dies deckt sich mit den Erkenntnissen von RODE et al. (2001) und AERTS et al. (2017), die in der organischen Auflage und im Mineralboden unter Traubenkirsche niedrigere pH-Werte als unter reiner Kiefer feststellen konnten. Durch die Traubenkirsche besiedelte Kiefernbestände weisen eine höhere Biomasseproduktion auf als Kiefernreinbestände (BILKE 1996). Dadurch kommt es zu einer verstärkten Aufnahme von Ammonium und basischen Kationen (RODE et al. 2001), was

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH DISKUSSION

dazu führt, dass der Anteil positiv geladener Wasserstoffionen zunimmt und der pH-Wert sinkt (MITSCHERLICH 1975; ULRICH 1988). Andere Autoren stellten hingegen eine Erhöhung des pH-Werts durch die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche in den Waldbeständen fest (WENDORFF 1952; VANDERHOEVEN et al. 2005; CRÉTIN 2013).

Die Spätblühende Traubenkirsche besitzt einen hohen Stickstoffbedarf, der durch die Aufnahme aus dem Waldboden gedeckt wird und somit den Stickstoffkreislauf ankurbelt (LORENZ et al. 2004). In der vorliegenden Untersuchung wies das Substrat aus dem Dominanzbestand einen nahezu doppelt so hohen Stickstoffgehalt gegenüber dem Referenzsubstrat aus dem Kiefernreinbestand auf. Auch RODE et al. (2001) konnten höhere Stickstoffvorräte unter Dominanzbeständen feststellen. Jedoch wird eine höhere Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs durch die vorgenannten Autoren angezweifelt. FACELLI und PICKETT (1991) begründen die begrenzte Verfügbarkeit des pflanzenverfügbaren Stickstoffs durch das Vorhandensein von Pilzarten, die im stark sauren Milieu leben und sich immobilisierend auf die Stickstoffvorräte auswirken. Nach MARKAN (1989) besitzt das Blattwerk der Spätblühenden Traubenkirsche deutlich höhere Konzentrationen an Stickstoff, Phosphor, Calcium, Magnesium und Kalium als die Nadeln der Gemeinen Kiefer. Bedingt durch eine hohe Laubproduktion, verhindert die Traubenkirsche somit die Auswaschung von Mineralstoffen in tiefere Bodenschichten und trägt zu einer biologischen Aufbereitung des Bodens bei (MARKAN 1989). Auch VANDERHOEVEN et al. (2005) und CRÉTIN (2013) berichten über eine Verbesserung der Basensättigung im Oberboden durch die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche. Der Effekt des Neophyten auf den Nährstoffhaushalt ist jedoch vom Standort abhängig (KOUTIKA et al. 2007). Ein positiver Effekt auf die Nährstoffkonzentration ist vor allem auf Standorten zu erwarten, die eine geringe Nährstoffausstattung im Oberboden aufweisen (DASSONVILLE et al. 2008). Im Vergleich der Nährstoffausstattung der im vorliegenden Versuch verwendeten Substrate konnte die bessere Nährstoffverfügbarkeit des Traubenkirschensubstrats nicht bestätigt werden. Die Konzentration der Nährelemente Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium war auf dem Referenzsubstrat höher.

Auch die physikalischen Eigenschaften der Substrate können sich auf den Keimungserfolg der Waldbäume auswirken. Aufgrund der hohen Wasserspeicherkapazität, der Durchlüftung und des engen Kontakts zwischen dem quellenden Samen und den Bodenpartikeln weist der Mineralboden auf vielen Standorten die geeigneten Keimungsbedingungen auf (KOZLOWSKI 1971). Als weitere keimungsfördernde Eigenschaften des Mineralbodens nennt KOZLOWSKI

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH DISKUSSION

die schnellere Erwärmung gegenüber lockerer organischer Auflage und die bessere Durchwurzelbarkeit. Die im Gewächshausversuch verwendeten Bodensubstrate lassen sich als lehmige Sande charakterisieren, was auf eine gute Durchwurzelbarkeit beider Substrate schließen lässt. Weiterhin kann die Keimung der Samen durch vorhandene Streuauflagen behindert werden. Die Streuauflage bildet hierbei eine Barriere, die die Keimwurzel am Eindringen in den Mineralboden hindert (PLACE 1955). Die Samen wurden in der vorliegenden Untersuchung direkt in den Mineralboden eingebracht, sodass ein negativer Effekt der Streuauflage ausgeschlossen werden kann. Zudem berichten CACCIA und BALLARÈ (1998), dass eine 1,5 bis 2 Zentimeter starke Streuabdeckung die Keimung fördert, indem die Verdunstungsverluste reduziert werden und die Oberflächentemperatur abgemildert wird. Auch bei den Keimversuchen von CORNETT et al. (2000) mit *Thuja occidentalis* zeigte sich eine Abhängigkeit des Auflaufferfolgs vom Keimsubstrat. Die Autoren konnten jedoch zudem feststellen, dass der Effekt des Substrats auf die Keimlingsmortalität bei ausreichender Bewässerung in den Hintergrund rückt.

Neben den bereits diskutierten Substrateigenschaften kann die vorhandene Vegetation über sogenannte allelopathische Effekte die Keimung und Etablierung der Verjüngungspflanzen beeinflussen. RICE (1984) definiert Allelopathie als „... *jeden direkten oder indirekten schädlichen oder förderlichen Effekt von einer Pflanze auf eine andere Pflanze durch die Produktion von chemischen Substanzen, die in die Umwelt abgegeben werden*“. HORSLEY (1977a; 1977b) suchte in der allelopathischen Wirkung verschiedener Arten von Farnen, Gräsern und krautiger Vegetation die Ursache für das Ausbleiben der Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche auf dem Allegheny-Plateau (Pennsylvania). Es konnte ein starker allelopathischer Einfluss einzelner Arten der Begleitvegetation auf die Etablierung und das Wachstum der Spätblühenden Traubenkirsche festgestellt werden. Verschiedene Studien gehen davon aus, dass die allelopathischen Eigenschaften von Neophyten deren invasive Ausbreitung in neue Pflanzengesellschaften begünstigen (CALLAWAY und ASCHEHOUG 2000; RIDENOUR und CALLAWAY 2001; HIERRO und CALLAWAY 2003).

Auch der Spätblühenden Traubenkirsche werden allelopathische Effekte unterstellt, welche über cyanogene Glykoside und Benzoessäure in deren Laubstreu wirken (BÖCKMANN 2010). Bisher konnten derartige negative Effekte auf die Keimung und Entwicklung anderer Pflanzenarten nur in Laborversuchen festgestellt werden. So untersuchten BROWN (1967), NORBY und KOZLOWSKI (1980), STARFINGER (1990), BÖCKMANN (2010) und CSISZÁR et al. (2012) den Effekt von Extrakten aus frischer Traubenkirschenstreu auf die

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH
DISKUSSION

Keimung und Entwicklung verschiedener Pflanzenarten. Eine zusammenfassende Darstellung dieser Versuche befindet sich in der Tabelle 49. Aus den Ergebnissen geht hervor, dass der Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche stark von der Konzentration des verwendeten Extrakts abhängig ist. Bei der Verwendung einer Konzentration von unter vier Prozent wurde lediglich eine Reduktion des Keimwurzelwachstums bei den Versuchspflanzenarten festgestellt. War die Konzentration des Extrakts hingegen höher als fünf Prozent, konnte sowohl ein Einfluss auf den Keimerfolg als auch ein Einfluss auf weitere Wachstumsparameter festgestellt werden (Ausnahme: STARFINGER 1990).

Tabelle 49: Ergebnisse verschiedener Laborversuche zur allelopathischen Wirkung der Spätblühenden Traubenkirsche

	Pflanzenart	Konzentration des Extrakts	Einfluss auf die Keimung	Einfluss auf die Entwicklung
BROWN (1967)	<i>Pinus banksiana</i>	ca. 7 %	0 % Keimung gegenüber Referenz	-
NORBY und KOZLOWSKI (1980)	<i>Pinus resinosa</i>	5 %	-	Sprossgewicht, Spross/Wurzel-Verhältnis, Keimwurzelwachstum und Nadelwachstum
STARFINGER (1990)	<i>Lepidium sativum</i>	10 %	-	Keimwurzelwachstum
		100 %	90 % Keimung gegenüber Referenz	Keimwurzelwachstum
BÖCKMANN (2010)	<i>Lepidium sativum</i>	4 %	-	Keimwurzelwachstum
	<i>Acer platanoides</i>		-	Sprosswachstum
CSISZÁR et al. (2012)	<i>Sinapis alba</i>	1 %	-	Wurzelwachstum
		5 %	geringere Keimungsrate	Spross- und Wurzelwachstum

CSISZÁR et al. (2012) untersuchten die allelopathische Wirkung von 34 Neophyten (14 Baumarten und 20 krautige Arten), darunter auch die Spätblühende Traubenkirsche. Durch die Berechnung des Juglon-Index nach SZABO (2000) wurde versucht, den Effekt der einzelnen Pflanzenarten vergleichbar zu machen. Mit einem Juglon-Index von 0,77 (einprozentige Konzentration) bzw. 1,04 (fünfprozentige Konzentration) ist die allelopathische Wirkung der Spätblühenden Traubenkirsche vergleichbar mit der der Robinie (Juglon-Index: 0,84 bzw. 1,01) und der der Schwarznuss (Juglon-Index: 0,8 bzw. 1,08).

Im Waldboden befindliche Pathogene können die Keimung der Verjüngungspflanzen ebenfalls beeinflussen. Im natürlichen Verbreitungsgebiet verursachen oomycetische Pilze der Gattung *Pythium* ssp. eine hohe Mortalität der Keimlinge der Spätblühenden Traubenkirsche, was die Verjüngungsdichte der Baumart reguliert (PACKER und CLAY 2000; REINHART et al. 2005). Dabei ist die Präsenz der Pathogene in unmittelbarer Nähe zum Mutterbaum am

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH
DISKUSSION

höchsten, woraus sich ein besonders stark wirkender negativer Effekt in der Umgebung adulter Traubenkirschen ergibt (PACKER und CLAY 2003; REINHART et al. 2003). Nach REINHART und CLAY (2009) variieren sowohl das Vorkommen als auch die Dichte der assoziierten Pythium-Pilze zwischen den Einzelbäumen im Bestand. Durch REINHART et al. (2010) wurden im europäischen Verbreitungsgebiet der Spätblühenden Traubenkirsche ebenfalls assoziierte Pythium-Arten festgestellt, deren Virulenz jedoch deutlich geringer eingeschätzt wird als jene der Arten im nordamerikanischen Heimatgebiet. Ganz im Gegenteil wird angenommen, dass das Wachstum der Traubenkirschenkeimlinge im europäischen Verbreitungsgebiet durch die dort gebildeten Bodenlebensgemeinschaften sogar gefördert wird (REINHART et al. 2003). Das Fehlen bodenbürtiger Pathogene kann zu einer Förderung der Invasivität im neuen Verbreitungsgebiet beitragen (REINHART und CALLAWAY 2006).

In der vorliegenden Untersuchung konnte kein Effekt der untersuchten Substrate auf das Auflaufen der Versuchsbaumarten festgestellt werden (Tabelle 50). Es konnte demnach kein allelopathischer Effekt der Spätblühenden Traubenkirsche oder das Wirken von Pathogenen nachgewiesen werden. Vielmehr wurden bei den Baumarten Hainbuche und Rotbuche auf der Substratvariante Traubenkirsche geringe Ausfallraten festgestellt. In diesem Zusammenhang verweisen STARFINGER (1990) und BÖCKMANN (2010) auf die Schwierigkeit, dass unter Freilandbedingungen und auf natürlichen Substraten andere Einflussgrößen (Nährstoffe, physikalische Wirkung der Streu, Strahlung) eventuelle allelopathische Effekte überlagern und gegebenenfalls kompensieren können. Ebendies könnte im vorliegenden Fall durch die günstigere Humusform der Substratvariante Traubenkirsche eingetreten sein. Auf Grundlage der Ergebnisse muss **die Forschungshypothese H3a_i verworfen** werden, da **kein negativer Effekt der Streu der Spätblühenden Traubenkirsche auf die Keimung der Versuchsbaumarten nachgewiesen** werden konnte.

Tabelle 50: Signifikante Unterschiede der Substratvariante Traubenkirsche gegenüber der Substratvariante Kiefer im Gewächshausversuch für die Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Spätblühende Traubenkirsche am Ende des Versuchszeitraums

	Auflaufferfolg	Mortalität	Blattentwicklung	Sprosslänge	WHD	Trockenmasse
Winterlinde	-	-	-	ja, höher	ja, höher	ja, höher
Hainbuche	-	ja, geringer	-	-	ja, höher	-
Rotbuche	-	ja, geringer	-	-	ja, höher	-
Sp.Traubenkirsche	-	-	-	ja, geringer	ja, höher	-

Auf die Keimlingsentwicklung wirkte sich die Substratvariante Traubenkirsche insbesondere bei der Baumart Winterlinde positiv aus, was sich an signifikant höheren Trockengewichten,

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH DISKUSSION

Wurzelhalsdurchmessern und Sprosslängen widerspiegelte. Bei allen weiteren Versuchsbaumarten wurde ein positiver Effekt des Traubenkirschensubstrats auf die Entwicklung der Wurzelhalsdurchmesser festgestellt. Einzig auf die Sprosslängen der Keimlinge der Spätblühenden Traubenkirsche wirkte sich das Substrat aus den Mutterbeständen negativ aus. Die aktivere Humusform bietet einen Erklärungsansatz für die bessere Entwicklung der Keimlinge auf der Substratvariante Traubenkirsche. Negative Auswirkungen der Traubenkirschenstreu auf die frühe Entwicklung heimischer Laubbaumarten konnten im vorliegenden Versuch nicht festgestellt werden. **Es gibt keine Anzeichen für eine allelopathische Wirkung der Laubstreu auf die Keimlingsentwicklung.** Aus diesem Grund muss die **Forschungshypothese H3a_{ii} verworfen** werden.

6.5 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Durch das Vorhandensein der Spätblühenden Traubenkirsche in Kiefernforsten verändert sich die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden in den unterwanderten Kiefernforsten – doch auch der Waldboden selbst verändert sich. Durch die Dominanzbestände des Neophyten werden alljährliche große Mengen Laubstreu produziert (MARKAN 1989; URBAN et al. 2009). Der Nährelementgehalt der Blätter ist höher als der Nährelementgehalt der Nadeln der Gemeinen Kiefer (MUYS et al. 1992). Durch die leichte Zersetzbarkeit der Laubstreu werden somit die Stoffkreisläufe in den Kiefernforsten angekurbelt (LORENZ et al. 2004). Infolgedessen entwickeln sich unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche aktivere Humusformen (BILKE 1996; CRÉTIN 2013). Daraus leiten sich eine signifikant höhere Basensättigung und höhere pH-Werte im Oberboden ab (VANDERHOEVEN et al. 2005). Zudem stellt sich eine günstigere Wasser- und Luftversorgung ein (SCHACHTSCHABEL et al. 1998), was auch die Durchwurzelbarkeit des Bodens begünstigt (KOZLOWSKI 1971).

Die initiale Phase der Keimung der heimischen Laubbaumarten und der Spätblühenden Traubenkirsche wird durch die veränderten Eigenschaften des Oberbodens nicht beeinflusst. Der Auflaferfolg stellte sich im Gewächshausversuch in allen Fällen unabhängig vom Substrattyp dar. Hingegen entwickelten sich die Keimlinge der Baumarten auf dem Bodensubstrat aus dem Dominanzbestand besser als jene Keimlinge, die auf reinem Kiefernsubstrat wuchsen. Es wird angenommen, dass das bessere Wachstum der heimischen Laubbaumarten auf die positive Veränderung der bodenchemischen und bodenphysikalischen Eigenschaften des Oberbodens zurückzuführen ist. Eine bekannte allelopathische Wirkung der Laubstreu der Spätblühenden Traubenkirsche wie sie u. a. von STARFINGER (1990) und BÖCKMANN (2010) festgestellt wurde, war im Gewächshausversuch nicht nachweisbar. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass der allelopathische Effekt der Streu durch das günstigere Keimbett kompensiert worden ist. Daraus kann gefolgert werden, dass ein solcher Effekt auch unter Freilandbedingungen nicht zum Tragen kommen wird.

Die Beschattung beeinflusste das frühe Wachstum der heimischen Laubbaumarten und der Spätblühenden Traubenkirsche am stärksten. Unter einer moderaten Beschattung erreichten die Keimlinge eine höhere Blattanzahl und realisierten dabei höhere Trockenmassen als unter einer stärkeren Beschattung. Folgerichtig verbessern sich die Wachstumsbedingungen in älteren Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche deutlich, da dort mehr Licht an den Waldboden gelangt. Die Spätblühende Traubenkirsche besitzt eine deutlich geringere Schattentoleranz als die untersuchten heimischen Schattbaumarten (NIINEMETS und

6. SPEZIELLER TEIL III: GEWÄCHSHAUSVERSUCH ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

VALLADARES 2006). Damit ist es nicht verwunderlich, dass sich die Stabilität der Keimlinge des Neophyten sowohl unter starker als auch unter moderater Beschattung ungünstiger darstellte als die Stabilität der Keimlinge von Winterlinde, Rotbuche und Hainbuche. Demnach können sich die heimischen Schattbaumarten besser unter den ungünstigen Strahlungsbedingungen der Dominanzbestände etablieren als die Spätblühende Traubenkirsche selbst. Dies bestätigt sich auch in den Beobachtungen in Dominanzbeständen, wonach trotz einer kontinuierlichen Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche ein Großteil der Verjüngung bereits nach dem ersten Jahr wieder vergeht (SMITH 1975; STARFINGER 1990; VANHELLEMOUNT et al. 2009b, 2010b). Hieraus lässt sich ein Konkurrenzvorteil für die heimischen Laubbaumarten für die Besiedlung der Dominanzbestände ableiten.

Aus methodischen Gründen konnte die Wirkung von Trockenstress auf die Keimung und frühe Entwicklung der Baumarten in der vorliegenden Untersuchung nicht geklärt werden. Weiterhin sollte die Wirkung von Beschattung und Substrat auf die Keimung von Traubeneiche und Eberesche geprüft werden, was ebenfalls aus methodischen Gründen nicht möglich war.

7. ZUSAMMENFÜHRENDE DISKUSSION

7.1 ENTWICKLUNG UND DYNAMIK IN DEN UNTERSUCHTEN WALDBESTÄNDEN

Unter Sukzessionen versteht OTTO (1994, S. 301) die „... *determinierten Veränderungen bestimmter Waldzusammensetzungen, die durch bestimmte Vorherrschaften von Baumarten, durch bestimmte Strukturen und Artzusammensetzungen charakterisiert sind, in Richtung auf andere Artzusammensetzungen und Vorherrschaften (Strukturen), bis ein Waldzustand relativer Gesamtstabilität erreicht ist*“. Auf den Verlauf und die Geschwindigkeit der Sukzession wirken nach THOMASIUS und SCHMIDT (1996) drei komplexe Einflussgrößen:

- die ökologischen Gegebenheiten, die vorrangig durch den Boden und das Klima gebildet werden und als Richtgröße der Sukzession zur potenziellen natürlichen Waldgesellschaft führen,
- das Vorhandensein von Diasporen von Pflanzenarten, deren ökologische Potenz mit der momentan freiwerdenden ökologischen Nische übereinstimmt und
- der Entwicklungsverlauf und die Wettbewerbsfähigkeit der Pflanzenarten (Lebenserwartung, Wachstumsstrategie, Akkumulationsfähigkeit sowie Vermehrungspotenzial und Ausbreitungsfähigkeit).

Als potenzielle natürliche Waldgesellschaft werden für die untersuchten Waldbestände unter den gegebenen klimatischen Rahmenbedingungen auf mäßig nährstoffversorgten Sandbraunerden Winterlinden-Traubeneichenwälder und Winterlinden-Traubeneichen-Buchenwälder ausgewiesen. Die aus menschlicher Aufforstungstätigkeit hervorgegangenen baumartenarmen Kiefernforste entsprechen demnach keineswegs dem Leitbild der Schlusswaldgesellschaft. Die Strahlungsverfügbarkeit unter dem Schirm dieser Kiefernreinbestände ist im Vergleich zu anderen Baumarten sehr hoch (HAGEMEIER 1997). Hieraus ergeben sich gute Entwicklungsmöglichkeiten für schattentolerantere Baumarten, weshalb diese Kiefernforste als künstlich geschaffene Pionierwaldgesellschaft angesehen werden können.

Die ebenfalls durch den Menschen in die Kiefernbestände eingebrachte Spätblühende Traubenkirsche besitzt eine sehr weite ökologische Amplitude (STARFINGER 1990; ZERBE und WIRTH 2006). Auf den sandigen, sauren und oligotrophen Standorten findet sie ideale Wuchsbedingungen und vermag es daher, die ökologische Nische unter dem strahlungsdurchlässigen Kiefernschirm sehr gut zu füllen (CHABRERIE et al. 2007a, 2007b;

CLOSSET-KOPP et al. 2011). Auf die Kiefernforste treffen verschiedene Eigenschaften zu, die nach LODGE (1993) zu einer erhöhten Invasionsgefährdung beitragen. Hierzu zählen das frühe Sukzessionsstadium dieser Waldökosysteme, die geringe Anzahl heimischer (Baum- und Strauch-)Arten sowie die klimatische Ähnlichkeit zum Ursprungshabitat. Durch die Ausbildung einer dichten zweiten Bestandesschicht aus Spätblühender Traubenkirsche (sog. Dominanzbestände) werden die ökologischen Bedingungen in den Kiefernforsten rasch verändert. In jungen, zehnjährigen Dominanzbeständen werden mit rund zehntausend Stämmen pro Hektar sehr hohe Individuenzahlen erreicht. Insbesondere die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden wird dadurch sehr stark reduziert. In dieser jungen Phase konnten Strahlungswerte von unter einem Prozent der Freilandstrahlung festgestellt werden, was damit auch die Einwanderung der schattentolerantesten Baumarten ausschließt. Durch ein hohes Maß an intraspezifischer Konkurrenz innerhalb der Dominanzbestände setzen recht frühzeitig Prozesse der Selbstdifferenzierung ein, was sich in einer raschen Stammzahlreduktion sowie einer Rechtsverschiebung und Abflachung der Stammzahl/Durchmesser-Verteilung zeigt. Infolgedessen verbessern sich die Strahlungsbedingungen kontinuierlich, sodass unter den Dominanzbeständen im Alter von dreißig Jahren durchschnittliche Strahlungswerte von drei Prozent der Freilandstrahlung erreicht werden, was einen Grenzwert für das dauerhafte Überleben der Rotbuche darstellt (PETRITAN et al. 2007).

Die Spätblühende Traubenkirsche ist in der Lage, sich unter den Mutterbäumen zu verjüngen (PAIRON et al. 2006a; VANHELLEMOUNT et al. 2010b). Es werden Sämlingsbanken ausgebildet, die auf Störungen im Kronenraum sofort mit einem gesteigerten Wachstum reagieren (CLOSSET-KOPP et al. 2007). Um sich erfolgreich entwickeln zu können, benötigt der Neophyt jedoch mindestens zehn Prozent der Freilandstrahlung (STARFINGER 1990). Werden diese Strahlungswerte erreicht, dann schließt sich der Verjüngungszyklus der Spätblühenden Traubenkirsche, und die Dominanz in den Waldbeständen bleibt für die Dauer einer weiteren Generation erhalten. Viele Intermediär- und Schlusswaldbaumarten weisen eine deutlich höhere Schattentoleranz auf (NIINEMETS und VALLADARES 2006). Dadurch ergibt sich in der Waldentwicklung ein zeitliches Fenster („window of opportunity“), in welchem die ökologische Nische unter den Dominanzbeständen durch standortheimische Baumarten besetzt werden kann. Das Fenster öffnet sich, sobald die Strahlung für die Verjüngung der jeweiligen Baumart ausreicht, und schließt sich, sobald sich der Neophyt erfolgreich selbst verjüngen kann.

Insbesondere die Schattbaumarten Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche zeigten unter Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche unterschiedlichen Alters eine hohe Überlebensfähigkeit und ein gutes Wachstum. Unter dem Einfluss des Neophyten wurde bei vergleichbarer Strahlung sogar ein besseres Wachstum festgestellt als unter reinen Kiefernbeständen. Es wird angenommen, dass sich dieser Entwicklungsvorteil auch auf die Ausbildung eines echten Waldinnenklimas zurückführen lässt. Denn Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche tragen nachweislich zur Pufferung von Temperaturextremen, zur Erhöhung der Luftfeuchtigkeit und zu einer Windberuhigung bei. Durch den jährlichen Anfall der gut zersetzbaren Laubstreu entwickeln sich günstigere Humusformen, was die Verjüngungsfreudigkeit des Waldbodens steigert (LORENZ et al. 2004; DESIE et al. 2020). Weiterhin wird durch die Beschattung die Ausbildung einer konkurrierenden Begleitvegetation in der Krautschicht verhindert (MRAZEK 1999). Eine allelopathische Wirkung der Streu konnte unter den Versuchsbedingungen nicht nachgewiesen werden. Die weiter entwickelte Humusform unter den Dominanzbeständen wirkte sich in einigen Fällen positiv auf die Keimlingsentwicklung heimischer Laubbaumarten aus. Die Traubeneiche und die Eberesche zeigten höhere Ausfallraten und wuchsen unter dem Einfluss der Dominanzbestände deutlich schlechter, was unter anderem auf die geringere Schattentoleranz der beiden Baumarten zurückgeführt werden kann. Vor allem bei der Traubeneiche wurde die Ausfallrate jedoch maßgeblich durch eine schlechte Qualität des Pflanzguts beeinflusst. Denn junge Traubeneichen sind durchaus in der Lage, in den ersten Jahren bei ungünstigen Strahlungsbedingungen zu überdauern (WELANDER und OTTOSSON 1998, 2000). Dennoch waren auch acht Jahr nach der Versuchsanlage vitale Traubeneichen und Ebereschen unter den älteren Dominanzbeständen zu finden. Diese Beobachtung unterstreicht die Fähigkeit dieser weniger schattentoleranten Baumarten, über mehrere Jahre unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche zu überdauern.

Im Kontext der Waldentwicklung kann die Dominanz der Spätblühenden Traubenkirsche demnach als ein weiteres Sukzessionsstadium in den Kiefernforsten angesehen werden. Können sich andere Baumarten unter dem Schirm der Dominanzbestände ansiedeln, dann ist die Vorherrschaft des Neophyten in den untersuchten Waldökosystemen zeitlich begrenzt. Die in der vorliegenden Untersuchung einbezogenen Baumarten stellen nur einen kleinen Teil der weiten Palette an Baum- und Straucharten dar, die der Spätblühenden Traubenkirsche unter den gegebenen standörtlichen Bedingungen folgen können (NYSSSEN et al. 2013). Insbesondere die schattentoleranteren Baumarten führen dann durch eine stärkere Beschattung des Waldbodens zu einer Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche (KNIGHT et al. 2008;

JAGODZINSKI et al. 2019). Hierdurch wird der Verjüngungszyklus des Neophyten gebrochen und der Einfluss auf das Waldökosystem marginalisiert (PETERSEN 2015).

Der Verlauf der Sukzession kann durch Störungen und Hemmungen erheblich beeinflusst werden (THOMASIUUS und SCHMIDT 1996). Insbesondere ältere Dominanzbestände sind anfällig gegenüber Störungen. Hierbei wirkt typischerweise ein Komplex aus endogenen und exogenen Störungsgrößen (RÖHRIG et al. 2006). Häufig liegt die Störungsquelle in den Dominanzbeständen selbst (endogene Störung), wenn durch das Zusammenbrechen kranker und überalterter Traubenkirschen das Kronendach geöffnet wird. Eine wesentliche exogene Störungsquelle resultiert aus der hohen Anfälligkeit der Spätblühenden Traubenkirsche gegenüber Sturmwurf. Dadurch wird das geschlossene Kronendach geöffnet und die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden erhöht (CHABRERIE et al. 2007b). Die Wirkung von Störungen stellt demnach die treibende Kraft für die Strahlungsentwicklung unter den Dominanzbeständen dar. Hierbei hat die Größe der Störung einen wesentlichen Einfluss auf die Entwicklung der Bestände. Beschränkt sich die Störung auf den Ausfall von einzelnen Bäumen, dann wird das Strahlungsregime am Waldboden nur geringfügig verändert. Hierdurch werden die Entwicklungsmöglichkeiten für die heimischen Baum- und Straucharten verbessert. Treten jedoch größere Störungen auf und die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden übersteigt zehn Prozent der Freilandstrahlung, dann können die Sämlingsbanken der Spätblühenden Traubenkirsche mit Wachstum reagieren (CLOSSET-KOPP et al. 2007). Dann werden die Dominanzbestände in die Verjüngungsphase zurückgeworfen (STARFINGER 1991).

Insbesondere in den weiträumigen Kiefernforsten des Norddeutschen Tieflands wirken jedoch häufig Faktoren, die als Hemmungen sukzessionale Prozesse in den Waldökosystemen *„behindern und auch manchmal für lange Zeit unmöglich machen, ohne den gegenwärtigen Zustand zu stören oder zu zerstören“* (OTTO 1994, S. 321).

Die Kiefernwirtschaft im vergangenen Jahrhundert führte in vielen Regionen zum weitestgehenden Fehlen von Mischbaumarten in den Waldbeständen. Hierbei konnten zwischen den Untersuchungsgebieten Unterschiede festgestellt werden (Abbildung 97). Auf der Naturerbefläche Authausener Wald waren in den Kiefernbeständen häufig einzelbaum- bis truppweise eingemischte fruktifizierende Rotbuchen zu finden. Ausgehend von diesen Initialen, konnte eine gute Ausbreitung der Naturverjüngung in die benachbarten Kiefernbestände beobachtet werden. Die Ausgangssituation auf der Naturerbefläche Rüthnicker Heide war hiervon grundverschieden. Ältere Vorkommen standortheimischer Baum- und Straucharten waren dort häufig nur als Begleitpflanzung an Wegen oder in älteren, kleinflächigen

Waldumbauinitialen (z. B. Mortzfeldt'sche Löcher aus Traubeneiche) zu finden. Durch die Herkulesaufgabe des ökologischen Waldumbaus wird in den vergangenen Jahrzehnten versucht, Mischbaumarten in den Nadelbaumforsten zu etablieren (FRITZ 2006; WAGNER 2007). Dennoch fehlen heute häufig die Diasporenquellen der gewünschten Zielbaumarten, die eine Einwanderung in die Dominanzbestände in einer hinreichenden Dichte ermöglichen.



Abbildung 97: (a) Ausgehend von zahlreichen einzelbaum- bis truppweise eingemischten Altbuchen, läuft in den Kiefernbeständen im Authausener Wald eine reiche Naturverjüngung der Rotbuche auf. (b) Initiale von standortheimischen Baumarten – wie hier Mortzfeldt'sche Löcher aus Traubeneiche – sind in den Kiefernbeständen der Rüthnicker Heide seltener zu finden.

Das Verjüngungspotenzial von Mischbaumarten in großflächigen Kiefernreinbeständen dürfte jedoch häufig unterschätzt werden. Denn unangepasste Schalenwildbestände können die natürliche Rückeroberung des Waldes durch Klimaxbaumarten durch selektiven Verbiss vollständig verhindern und damit die Sukzession hemmen (GILL 1992; GILL und BEARDALL 2001; AMMER et al. 2010). Neben dem Rehwild kommt im Authausener Wald das Rotwild als Standwild vor. Die Rüthnicker Heide beherbergt neben dem Rehwild eine hohe Population an Damwild.

Durch Weiserzäune können das Verjüngungspotenzial, das Wuchspotenzial und die Wuchsdynamik der Waldbestände unter Ausschluss des Wildes aufgezeigt werden (REIMOSER et al. 1997; NESSING und ZERBE 2002; FRIEDRICH et al. 2013). So zeigen die Weiserzäune in der Rüthnicker Heide auf erstaunliche Weise das Baumartenpotenzial in den sonst großflächigen Kiefernreinbeständen (Abbildung 98). Unter Ausschluss des Wildes

finden sich im Weiserzaun der Abteilung 343 mehrere Individuen der Baumarten Rotbuche, Traubeneiche und Eberesche sowie der nicht heimischen Roteiche und Spätblühenden Traubenkirsche. Außerhalb des Weiserzauns waren im Jahr 2012 in der dichten Krautschicht aus Heidelbeere einige über viele Jahre stark verbissene Rotbuchen zu finden, die es aufgrund des starken Verbissdrucks nicht vermochten, der Krautschicht zu entwachsen. Im Jahr 2020 war der Weiserzaun durch die herangewachsenen Rotbuchen dominiert. Außerhalb des Zauns gelang es einigen wenigen Rotbuchen, der Krautschicht zu entwachsen, obwohl diese immer noch stark vom Verbiss gezeichnet waren.



Abbildung 98: Der Weiserzaun im Kiefernreinbestand der Abteilung 343 zeigt das Verjüngungspotenzial in der Rüttnicker Heide. Bereits im Jahr 2012 waren mehrere Rotbuchen, Traubeneichen und Ebereschen sowie Roteichen und Spätblühende Traubenkirschen zu finden. Außerhalb des Zauns befanden sich lediglich stark verbissene Rotbuchen in der Krautschicht. Im Jahr 2020 wird der Weiserzaun von der Rotbuche dominiert, aber auch außerhalb des Zauns konnten einige Rotbuchen – immer noch vom Verbiss gezeichnet – der Krautschicht aus Heidelbeere entwachsen.

Die Baumarten werden in einer sehr unterschiedlichen Intensität verbissen (AMMER et al. 2010). Seltene Baumarten werden vom Wild – gewissermaßen als Leckerbissen – besonders gern gefressen (PRIEN 1997). Dies erscheint insbesondere im Kontext der Ausnutzung von Verjüngungspotenzialen in großflächigen Kiefernforsten problematisch, da hier nahezu alle Mischbaumarten als selten anzusehen sind (ZERBE und JANSEN 2008). In Mischverjüngungen führt der andauernde Verbiss zur Entmischung zulasten der vom Schalenwild bevorzugten Arten (AMMER 1996; GILL und BEARDALL 2001; MODRÝ et al. 2004). Ein derartiger Entmischungseffekt ist im Zusammenhang mit der Spätblühenden Traubenkirsche zu beobachten (VANHELLEMOUNT et al. 2010a). Da der Neophyt nur ungern vom Wild verbissen wird (MÜNTE 2009), verschieben sich die Konkurrenzverhältnisse in der Verjüngung zulasten der heimischen Baumarten. Wenn hingegen die Verbissbelastung so gering ist, dass sich alle Baumarten verjüngen können, gelingt es den langlebigen Baumarten, sich auf Dauer durchsetzen und die Dominanz der Spätblühenden Traubenkirsche zu brechen (VANHELLEMOUNT et al. 2011).

Während der Feldarbeiten konnte häufig beobachtet werden, dass das Wild die blickdichten Dominanzbestände in den weiträumigen und offenen Kiefernforsten als Tageinstände nutzt. Es kann demnach davon ausgegangen werden, dass es durch das bessere Deckungsangebot im Tagesverlauf zu Wildkonzentrationen innerhalb der Dominanzbestände kommt. Hieraus resultiert für die Einwanderung von standortgemäßen Mischbaumarten eine erhöhte Verbissgefährdung, was unter den stark reduzierten Strahlungsverhältnissen der Dominanzbestände besonders ungünstig erscheint. Der jährliche Höhenzuwachs der Verjüngungspflanzen standortheimischer Mischbaumarten wird unter dem Schirm der Spätblühenden Traubenkirsche durch das begrenzte Strahlungsangebot begrenzt. Damit verlängert sich unter dem Einfluss des Neophyten die Verweildauer im verbissgefährdeten Bereich. Der Höhenrahmen dieser Gefährdungszone ist von den vorkommenden Wildarten abhängig. Das im Mitteleuropa am häufigsten vorkommende Rehwild verbeißt die Verjüngungspflanzen bevorzugt in einem Höhenrahmen zwischen 40 bis 80 Zentimetern (DUCAN et al. 1998; OHEIMB et al. 1999). Kommen neben dem Rehwild auch größere Schalenwildarten im Gebiet vor, dann führt dies zu einer vertikalen Verschiebung des durch Wildverbiss gefährdeten Höhenrahmes. So geben RENAUD et al. (2003) die Verbisszone des Rotwildes zwischen 25 und 205 cm an, wobei der Höhenrahmen zwischen 85 bis 115 cm besonders intensiv genutzt wird.

Wird der Leittrieb durch das Wild verbissen, resultiert daraus sowohl ein sofortiger Höhenverlust als auch ein späterer Höhenzuwachsverlust (KUPFERSCHMID et al. 2019). Hierdurch verlängert sich die Verweildauer im verbissgefährdeten Bereich. Durch den Verbiss gehen Reservestoffe verloren, die für einen erneuten Austrieb der Pflanze notwendig sind (GILL 1992; KUPFERSCHMID et al. 2019). Der Verlust der Reservestoffe führt zudem zu einer geringeren Toleranz gegenüber ungünstigen Wuchsbedingungen (VOR 2005). Die Fähigkeit der Verjüngungspflanzen, auf Wildverbiss mit einem erneuten Austrieb zu reagieren, ist zudem von der Standortgüte abhängig, wobei die Reaktionsfähigkeit auf schlechteren Standorten geringer ist als auf besseren Standorten (OHEIMB et al. 1999). Damit wirkt sich der Verbiss unter den suboptimalen Verjüngungsbedingungen gravierender auf das Wachstum und die Mortalität der Baumarten aus als unter besseren Standort- und Strahlungsbedingungen (VANDENBERGHE et al. 2008).

Die negativen Folgen des Wildverbisses innerhalb der Dominanzbestände konnten im Jahr 2020 auf der Versuchsfläche R2 bestätigt werden (Abbildung 99). Durch einen Windwurf war der Wildschutzzaun defekt, sodass das Damwild ungehinderten Zugang zur Versuchsfläche

hatte. Als Konsequenz befand sich nur noch eine (!) unverbissene und vitale Winterlinde auf der Versuchsfläche, deren Spross nach acht Jahren Versuchsdauer eine Länge von 2,5 Metern überstieg. Die Triebe aller übrigen Winterlinden waren durch das Damwild abgeknickt und verbissen, wodurch der überwiegende Teil der Verjüngungspflanzen ausgefallen war. Abgesehen von der Hainbuche, waren alle anderen Baumarten ebenfalls verbissen. Da die Verjüngung der Hainbuche sehr gern vom Wild verbissen wird (PRIEN 1997), könnte dieser Umstand auf das Entwachsen aus dem verbissgefährdeten Bereich zurückzuführen sein.



Abbildung 99: (a) Die einzige unverbissene Winterlinde der Versuchsfläche R2 erreichte im Jahr 2020 eine Sprosslänge von über 2,5 Metern. (b) Die Triebe aller übrigen Winterlinden waren vom Damwild so stark geknickt und verbissen, dass die allermeisten Verjüngungspflanzen ausgefallen waren.

Die Herstellung waldangepasster Schalenwildbestände, die ein Wachstum heimischer Mischbaumarten unter den ungünstigen Strahlungsbedingungen der Dominanzbestände gewährleistet und eine Entmischung zugunsten der Spätblühenden Traubenkirsche verhindert, nimmt demnach eine ganz wesentliche Schlüsselrolle bei der Renaturierung der betroffenen Kiefernforste ein.

7.2 EINORDNUNG IN DIE BEHANDLUNGSKONZEPTE

Im Folgenden soll diskutiert werden, inwieweit die gewonnenen Erkenntnisse in die gängigen Behandlungskonzepte im Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche eingebunden werden können. Weiterhin soll abgeleitet werden, welche Möglichkeiten sich bei der Renaturierung

naturferner und durch die Spätblühende Traubenkirsche beeinflusster Kiefernforste ergeben und welche Grenzen sich aufzeigen. Von NYSSSEN et al. (2013) werden generell drei mögliche Behandlungskonzepte im Umgang mit der fremdländischen Baumart unterschieden: Bekämpfung, Akzeptanz und Verdrängung. Hierbei unterscheiden sich die Behandlungskonzepte wesentlich in den personellen und finanziellen Inputleistungen, die bei der Umsetzung notwendig werden. Die Wahl des Behandlungskonzepts ist von den individuellen waldbaulichen und naturschutzfachlichen Zielstellungen im Umgang mit dem Neophyten abhängig. Hingegen wird die Machbarkeit im Wesentlichen durch die natürlichen Voraussetzungen und die verfügbaren Ressourcen bestimmt.

Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche

Die Behandlungsstrategie der Bekämpfung hat das Ziel, die Spätblühende Traubenkirsche gänzlich aus den Waldbeständen zu entfernen. Die Bekämpfung stellt damit das Gegenteil zu integrativen Ansätzen im Umgang mit dem Neophyten dar. Erst wenn alle Bäume einschließlich der Wurzelbrut vernichtet sind und in den Folgejahren nur noch vereinzelt Keimlinge auftauchen, können Bekämpfungsmaßnahmen als erfolgreich angesehen werden (BREHM 2004). Da hierfür über einen langen Zeitraum von zwanzig bis dreißig Jahren wiederkehrende Nachbehandlungen notwendig werden können (NYSSSEN et al. 2013), stellt die Bekämpfung die aufwendigste Behandlungsstrategie im Umgang mit dem Neophyten dar. Die Maßnahmen sind dementsprechend sehr arbeits-, zeit- und kostenintensiv (SCHEPKER 1998; REINHARDT et al. 2003; STARFINGER et al. 2003).

Mit unterschiedlichem Erfolg wurden verschiedene chemische, biologische und mechanische Maßnahmen oder auch kombinierte Maßnahmen zur Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche erprobt und angewandt (VAN DEN MEERSSCHAUT und LUST 1997; SCHEPKER 1998; BREHM 2004). Für die chemische Bekämpfung des Neophyten kommt insbesondere das Herbizid Glyphosat zur Anwendung (NYSSSEN et al. 2013). Jedoch wird der Einsatz von Herbiziden im Wald heute eher kritisch gesehen, da es zur unbeabsichtigten Beeinträchtigung anderer Pflanzenarten kommen kann, sich die Stoffe nicht rückstandsfrei im Boden abbauen und es zu Einträgen in das Grundwasser kommen kann (MOHNI und KAMM 2010). Um eine Gefahr einer unbeabsichtigten Beeinträchtigung des Waldökosystems zu reduzieren, empfehlen BREHM (2004) und STURM (2005) ein kombiniertes mechanisch-chemisches Verfahren, indem das Herbizid nach der Fällung auf die frischen Stubben appliziert wird. In ähnlicher Weise kann die Behandlung der Stubben mit dem Violetten

Knorpelschichtpilz (*Chondrostereum purpureum* [PERS.: FR.] POUZAR) erfolgen (BREHM 2004; CHRISTOPH 2008; HEYDECK und MÜNTE 2008; MARCISZEWSKA et al. 2018). Jedoch gilt dieses kombinierte mechanisch-biologische Bekämpfungsverfahren als aufwendig und kommt daher relativ selten zur Anwendung (BDF 2015). Daneben existiert eine breite Palette mechanischer Verfahren, die bei der Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche Anwendung finden und mit unterschiedlichem Erfolg eingesetzt werden (BREHM 2004). Auf die Fällung reagiert die Spätblühende Traubenkirsche durch die reiche Ausbildung von Stockausschlägen (OTREBA et al. 2017; ANNIGHÖFER et al. 2012; HASSTEDT und ANNIGHÖFER 2020b). Das Wachstum der Stockausschläge ist durch das günstigere Spross/Wurzel-Verhältnis derart dynamisch (STARFINGER 1990), dass es ohne Nachbehandlung bereits nach drei Jahren zum Kronenschluss des Unterstands kommt (BILKE 1996). Daher erscheint ein einmaliges Zurückschneiden der Spätblühenden Traubenkirsche als wirkungslos (ANNIGHÖFER und AMMER 2015; HASSTEDT und ANNIGHÖFER 2020b). Als eine wirkungsvollere mechanische Bekämpfungsmethode hat sich das Ringeln der Stämme erwiesen, da die Bäume dann weitaus weniger dynamisch durch die Ausbildung von Stockausschlägen reagieren (OTREBA et al. 2017; ANNIGHÖFER et al. 2012; HASSTEDT und ANNIGHÖFER 2020b).

Wird der gesamte Dominanzbestand durch die Bekämpfungsmaßnahme entfernt, kommt sofort viel Licht auf den Waldboden. Neben dem Austrieb der Stockausschläge führt die reiche Strahlungsversorgung zur erfolgreichen Keimung der im Boden lagernden Samen sowie zur gesteigerten Wachstumsreaktion der vorhandenen Sämlinge (PHARTYAL et al. 2009). Dies macht nach der Beseitigung des Dominanzbestands weitere Regulierungsmaßnahmen über mehrere Jahrzehnte notwendig (NYSSSEN et al. 2013). Kann diese Nachsorge nicht sichergestellt werden, fallen die Dominanzbestände unweigerlich in eine frühe Phase der Bestandesentwicklung zurück. Die Verschlechterung des Strahlungsregimes am Waldboden macht dann die Etablierung von heimischen Zielbaumarten erneut für viele Jahre unmöglich. Daher empfehlen CHABRERIE et al. (2007b), beim Management der Spätblühenden Traubenkirsche auf Kahlschläge zu verzichten. Bekämpfungsmaßnahmen erscheinen demnach nur sinnvoll, wenn es sich um kleine Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche handelt oder besonders wertvolle (naturschutzfachliche) Sonderstrukturen geschützt werden sollen (PETERSEN 2015).

Die Entnahme der zweiten Baumschicht aus Spätblühender Traubenkirsche verändert das Waldinnenklima in den Kiefernbeständen. Denn nachweislich bewirkt die Präsenz des

Neophyten einem ausgeglicheneres Waldinnenklima, indem die Luftfeuchtigkeit erhöht wird, Temperaturextreme abgemildert werden und sich eine Windberuhigung einstellt. Somit führt die gänzliche Entnahme des Laubholzunterstands erneut zu einer Verschlechterung des Waldinnenklimas – es wird wärmer und trockener. Insbesondere für die Etablierung und das frühe Wachstum von schattenertragenden Baumarten wie Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche können sich hieraus Nachteile ergeben. Denn bei gleicher Strahlung wuchsen diese Baumarten unter dem Einfluss der Dominanzbestände nachweislich besser als unter reinen Kiefernbeständen. Hingegen zeigten die lichtbedürftigeren Baumarten Eberesche und Traubeneiche zumindest auf der Referenzfläche im Authausener Wald unter reiner Kiefer ein deutlich besseres Wachstum und eine geringere Mortalität. Die begrenzte Schattentoleranz dieser Baumarten (NIINEMETS und VALLADARES 2006) wirkt sich dann schwerwiegender auf deren Vitalität aus als die Verbesserung des Waldinnenklimas. Ist es das Ziel, die Wälder in der nächsten Generation hin zu einem hohen Anteil weniger schattentoleranter Baumarten zu entwickeln (z. B. Umbau der Wälder hin zu einem hohen Anteil an Traubeneiche), dann werden aufwendige Bekämpfungsmaßnahmen unumgänglich sein.

Akzeptanz der Spätblühenden Traubenkirsche

Der geringe Erfolg der Gegenmaßnahmen führte zu einem Umdenken im Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche (NYSSSEN et al. 2018). Vielerorts kann die Baumart heute als kaum rückholbar aus den Waldökosystemen angesehen werden (SCHEPKER 1998). Weiterhin konnte die über mehrere Jahrzehnte andauernde Bekämpfung eine weitere Verbreitung des Neophyten im europäischen Verbreitungsgebiet nicht verhindern (NYSSSEN et al. 2018). Nach STARFINGER et al. (2003) muss die Spätblühende Traubenkirsche daher als ein Bestandteil der mitteleuropäischen Flora angenommen werden. Sind die waldbaulichen und naturschutzfachlichen Zielstellungen auch mit dem Neophyten erreichbar, ist die Akzeptanz der Baumart, verbunden mit einem vollständigen Verzicht auf Bekämpfungsmaßnahmen, die beste Managementstrategie (SCHEPKER 1998; NYSSSEN et al. 2016).

Bisherige waldbauliche Behandlungsstrategien zielten auf die Bekämpfung des Neophyten ab. Im Zuge dessen wurden vielerorts der Stockausschlag und die Wurzelbrut der Baumart gefördert, wodurch sich die Produktionsmöglichkeiten auf Industrie- und Brennholz beschränkten (HESSE et al. 2023). In einigen Gebieten in Deutschland und den Niederlanden wurde die waldbauliche Nutzung der Spätblühenden Traubenkirsche mit dem Ziel der Entwicklung wertvoller Einzelbäume erprobt (HAAG und WILHELM 1998; NEUBERGER

2003; NYSSSEN et al. 2013; HESSE et al. 2023). Wichtig erscheint es hier, den Neophyten als eine Kirsche im waldbaulichen Sinn zu erfassen, denn auch die heimische Vogelkirsche (*Prunus avium* L.) kann sich als „Totastbehälter“ ohne eine frühzeitige Wertästung und eine konsequente Kronenpflege nicht zum Wertträger entwickeln (LEDER 2010). Letztlich werden die Möglichkeiten der Wertholzerziehung durch die Standortgüte diktiert (MARQUIS 1990). Auf besseren Standorten stellt die Wertholzerziehung mit dem Fokus auf Geradschaftigkeit, Astfreiheit und Dimension eine echte Alternative im Umgang mit der Baumart dar (HESSE et al. 2023). Durch die andauernde Konkurrenz mit anderen Baumarten ist das Invasionspotenzial der Spätblühenden Traubenkirsche auf nährstoffreichen Standorten jedoch begrenzt, wodurch der Neophyt dort lediglich als Einzelmischung in den Beständen vorkommt (BECKER et al. 2001). Auch in den Untersuchungsgebieten wurden häufig geradschaftige Einzelbäume vorgefunden. Jedoch bleibt zu hinterfragen, ob auf den mäßig nährstoffversorgten Böden durch die gezielte Förderung eine Produktion wertvoller Stämme möglich ist.

Von verschiedenen Autoren wurde die Spätblühende Traubenkirsche als ein hemmender Faktor für die Sukzession von Kiefernforsten hin zu gemischten und standortgemäßen Mischwäldern angesehen (MUYS et al. 1992; SCHEPKER 1998; SCHEPKER und KOWARIK 2001; RODE et al. 2002; STURM 2005; BORRMANN und GEBAUER 2010). Wird die Strahlungsentwicklung unter den Dominanzbeständen betrachtet, so führt die rasche Abnahme der Strahlungsverfügbarkeit in jungen Beständen frühzeitig zu ungünstigen Verjüngungsbedingungen. Dann werden die Vitalität und das Wachstum von Verjüngungspflanzen heimischer Laubbaumarten am stärksten beeinflusst, wobei die Licht- und Halbschattbaumarten stärker betroffen sind als schattentolerantere Baumarten. Die ungünstigen Verjüngungsbedingungen unter jungen, stammzahlreichen Dominanzbeständen könnten damit zur Einschätzung der vorgenannten Autoren beigetragen haben. Der beobachtete Verdrängungseffekt ist mit dem Dickungsstadium anderer forstlicher Gehölze vergleichbar (KOWARIK 1995). Jedoch führen der Stammzahlreichtum und die intraspezifische Konkurrenz in jungen Dominanzbeständen frühzeitig zum Einsetzen selbstdifferenzierender Prozesse. Durch die damit einhergehende Stammzahlreduktion innerhalb der Dominanzbestände sowie die Veränderung der Bestandesstruktur verändern sich die Strahlungsbedingungen. Die Wirkung von Störungen auf das Strahlungsregime wurde im vorhergehenden Abschnitt bereits eingehend diskutiert. Somit nimmt die Strahlung am Waldboden in alternden Dominanzbeständen kontinuierlich zu, womit sich auch die Etablierungsmöglichkeiten heimischer Laubbaumarten verbessern. Erreichen die unbehandelten Dominanzbestände ein Alter von etwa dreißig Jahren, so gelangen

durchschnittlich drei Prozent der Freilandstrahlung auf den Waldboden. Nach PETRITAN et al. (2007) reichen derartige Strahlungsbedingungen für eine dauerhafte Etablierung von Schattbaumarten völlig aus.

Die Laubstreu der Spätblühenden Traubenkirsche entwickelt in den Kiefernforsten aktivere Humusformen (BORRMANN 1988; MUYS et al. 1992; LORENZ et al. 2004; CRÉTIN 2013), die durch ihre physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften zu einer Bodengare beitragen. Hieraus resultieren unter den Dominanzbeständen ein günstigeres Keimbett und bessere Entwicklungsbedingungen als unter reinen Kiefernbeständen, woraus ein Vorteil für die Etablierung heimischer Laubbaumarten erwächst (HAMM et al. 2015). Negative Effekte auf die Keimung und frühe Entwicklung heimischer Laubbaumarten, die auf eine allelopathische Wirkung der Laubstreu der Spätblühenden Traubenkirsche hinweisen würden, konnten hingegen unter den Versuchsbedingungen nicht nachgewiesen werden. Auch ROBAKOWSKI und BIELINIS (2011) konnten keinen negativen Effekt der Traubenkirschenstreu auf die Keimung und frühe Entwicklung von Traubeneichen feststellen. Demnach scheint die allelopathische Wirkung der Laubstreu der Spätblühenden Traubenkirsche nur in Laborexperimenten belegbar zu sein (BÖCKMANN 2010; CSISZÀR et al. 2012). Unter Freilandbedingungen wird der allelopathische Effekt durch eine Vielzahl anderer Faktoren überlagert und ist dann nicht nachweisbar (STARFINGER 1990; SPAETH et al. 1994).

Wird die zweite Bestandesschicht aus Spätblühender Traubenkirsche akzeptiert und belassen, dann ergeben sich aus verjüngungsökologischer Sicht noch weitere Vorteile. So führt die dauerhafte Beschattung des Waldbodens zu einer Verdrängung der für Kiefernforste charakteristischen Begleitvegetation (MARKAN 1989; MRAZEK 1999). Weiterhin wird die Transpiration der Verjüngungspflanzen durch die Beschattung reduziert. Auch die Entwicklung eines echten Waldinnenklimas ist aus verjüngungsökologischer Sicht positiv zu bewerten (MUYS et al. 1992; CHABRERIE et al. 2008). Die Sommertrockenheit der vergangenen Jahre führte in großen Teilen Deutschlands zu einem angespannten Bodenwasserhaushalt (UFZ 2023). Insbesondere die vorgenannten Faktoren dürften sich unter dem Aspekt des Trockenstresses positiv auf die Vitalität der Verjüngungspflanzen ausgewirkt haben. So zeigten die Schattbaumarten Hainbuche, Winterlinde und Rotbuche (ausgenommen Befall durch Buchenblatt-Baumlaus) unter älteren Dominanzbeständen kaum Ausfälle und ein gutes Wachstum. Werden die Dominanzbestände einem natürlichen Alterungsprozess überlassen, dann kann allein durch die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche keine Hemmung der

Sukzession der Kiefernforste hin zu standortgerechten Laubwäldern bestätigt werden. Vielmehr kann die nordamerikanische Pionierbaumart im waldbaulichen Kontext als eine Zeitmischung betrachtet werden (PETERSEN 2015).

Trotz günstiger Verjüngungsbedingungen können sich die Schattbaumarten unter den Dominanzbeständen jedoch häufig nicht oder nur langsam ausbreiten, da es in den Kiefernforsten zumeist an geeigneten Diasporenquellen fehlt (NYSSSEN et al. 2018). Bei der Pflege der Kiefernforste kommt einer konsequenten Förderung aller vorhandenen heimischen Laubbaumarten eine hohe Bedeutung zu. Waldbauliche Maßnahmen sollten daher stets auf die Konkurrenzregulation zugunsten der Diasporenquellen und deren gezielten Kronenausbau gerichtet sein, denn vitale Bäumen produzieren mehr Samen, deren Keimkraft zugleich höher ist (LARCHER 1994). Diese Zielstellung ist auch in den Leitsätzen zur Entwicklungssteuerung der DBU Naturerbe GmbH fest verankert. Demnach sind alle standortheimischen Laubbäume als „DBU-Zielbäume“ anzusehen, die zielgerichtet und konsequent gefördert werden sollen (DBU NATURERBE 2014). Denn *„je zielgerichteter und konsequenter standortsheimische Baumarten [...] gefördert werden, umso schneller ist die Entlassung der Bestände in die natürliche Entwicklung möglich“* (DBU NATURERBE 2014, S. 5).

Selbst wenige Diasporenquellen können als Initiale zur Einwanderung von Mischbaumarten in die Dominanzbestände beitragen. Durch die Schwerkraft (Barochorie) verbleibt bei allen Baumarten ein Großteil der Samen in der Nähe des Mutterbaums (WAGNER 1997; HUTH 2010; KARLSSON 2001; KUTTER und GRATZER 2006; TIEBEL et al. 2019; GÄUMANN 2019), weshalb einer Förderung der Diasporenquellen im direkten Umfeld der Dominanzbestände eine besondere Bedeutung zukommt. Stellen sich die Rahmenbedingungen für eine Keimung der Samen günstig dar, so ist im Umkreis der Diasporenquellen mit den höchsten Verjüngungsdichten der Zielbaumart zu rechnen. Durch verschiedene Ausbreitungsmechanismen ist es den Baumarten jedoch auch möglich, über weitere Entfernungen in die Dominanzbestände eingetragen zu werden (BONN und POSCHLOD 1998). Die Verbreitung durch den Wind (Anemochorie) und die Verbreitung durch Tiere (Zoochorie) gelten dabei als die walddökologisch wichtigsten Ausbreitungsmechanismen. Anemochor verbreitete Baumarten besitzen sehr kleine und leichte Samen (z. B. Gemeine Birke, Pappel- und Weidenarten) oder mit speziellen Flugeinrichtungen ausgestattete Samen (z. B. Gemeine Esche, Hainbuche, Winterlinde), sodass diese über den Wind verfrachtet werden können. Auf diese Weise fanden sich in den gezäunten Versuchsflächen der Rüthnicker Heide bis zum Jahr 2022 an mehreren Stellen verschiedene Mischbaumarten unter den

Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche ein (Abbildung 100): Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Spitzahorn (*Acer platanoides*), Gemeine Birke (*Betula pendula*), Flatter-Ulme (*Ulmus laevis*), Gemeine Kiefer (*Pinus silvestris*), Weymouthkiefer (*Pinus strobus*) und Gemeine Fichte (*Picea abies*).

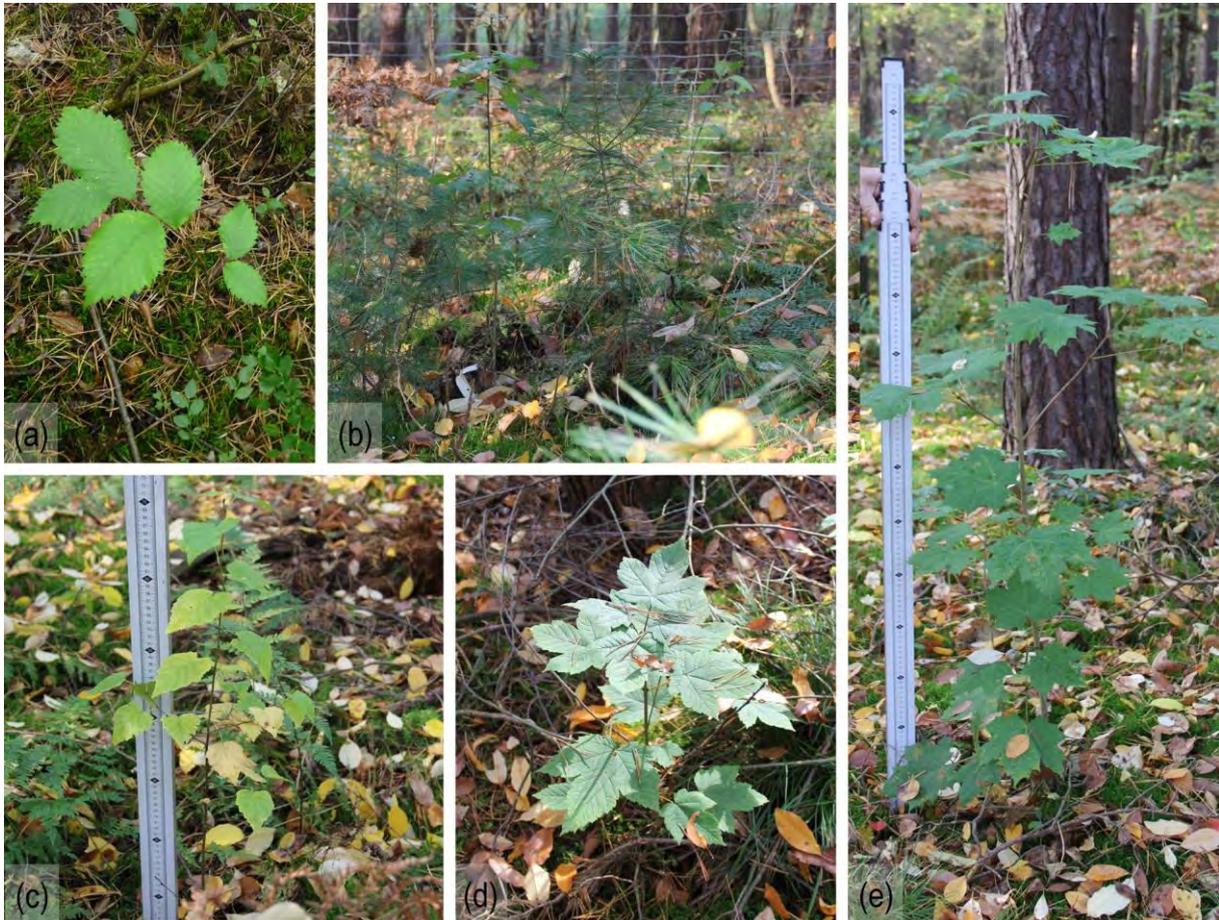


Abbildung 100: Zehn Jahre nach der Errichtung der Wildschutzzäune hatten sich unter den Dominanzbeständen der Rüttnicker Heide verschiedene (Misch-)Baumarten erfolgreich natürlich verjüngt, u. a. (a) Flatter-Ulme, (b) Gemeine Kiefer, dazwischen eine Traubeneiche, (c) Gemeine Birke, (d) Bergahorn und (e) Spitzahorn.

Zoochor verbreitete Baumarten besitzen zumeist schwere Samen (z. B. Traubeneiche, Rotbuche) oder Samenanlagen, die in Fruchtfleisch gehüllt sind (z. B. Eberesche, aber eben auch die Spätblühende Traubenkirsche (DECKERS et al. 2005, 2008). Durch die hohe Mobilität kommt der Diasporenverbreitung durch Vögel eine große Bedeutung zu (TURCEK 1961). Für die Ausbreitung der Traubeneiche und der Rotbuche dürfte der Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) in den Untersuchungsgebieten ein wesentlicher Vektor sein (TIEDE und HERZOG 2004; PEREA et al. 2011; UHL 2011). Als Überlebensgrundlage für die Zeiten knapper Nahrung verteilen die Tiere die Baumsamen einzeln oder in geringer Anzahl auf viele Verstecke im Boden und nutzen dafür weiträumige Areale (BOSSEMA 1979). Etwa die Hälfte der Eicheln und der Bucheckern werden nicht wiederaufgefunden und können keimen. In verschiedenen Untersuchungen werden die Verjüngungsdichten von Hähereichen in

Kiefernforsten zwischen mehreren hundert und über 10.000 Stück pro Hektar angegeben (STIMM und KNOKE 2004; IRMSCHER 2010). Nach GOMÉZ (2003) verbringen die Vögel die Eicheln in eine Entfernung zwischen 5 bis 1.000 Meter vom Samenbaum, wobei die mit Abstand meisten Eicheln in einer Entfernung von rund 200 Metern versteckt werden. Hierdurch wird erneut die Notwendigkeit der Pflege und Entwicklung von Samenbäumen im Umfeld der Dominanzbestände unterstrichen (Abbildung 101). Hinsichtlich der Versteckpräferenz verbringen die Eichelhäher die Samen bevorzugt in Bereiche mit lichten Beständen, Randstrukturen und niedriger Vegetation (UHL 2011). Inwieweit vor allem ältere Dominanzbestände der Spätblühenden Traubenkirsche, die zwar einen relativ dichten Schirm aufweisen, sich jedoch am Waldboden nahezu vegetationsfrei darstellen, als Versteckmöglichkeit von den Eichelhähern genutzt oder gemieden werden, ist momentan nicht bekannt. Innerhalb der gezäunten Versuchsflächen der Rühnicker Heide können im Jahr 2022 – zehn Jahre nach der Versuchsanlage – an vielen Stellen naturverjüngte Traubeneichen gefunden werden, deren Ursprung mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die zoochore Verbreitung durch Vögel zurückzuführen ist (Abbildung 101). Weniger häufig konnten in den Zaunflächen der Rühnicker Heide naturverjüngte Rotbuchen und Roteichen (*Quercus rubra*) sowie Eingrifflicher Weißdorn (*Crataegus monogyna*) (ein Exemplar) festgestellt werden, was vermutlich auf die geringere Anzahl an Diasporenquellen dieser Baum- und Straucharten zurückzuführen ist.

Die Beobachtungen zur spontanen Verjüngung auf den Versuchsflächen zeigen, dass das Spektrum der Baumarten, denen eine erfolgreiche Etablierung unter dem Einfluss der Dominanzbestände möglich ist, keinesfalls auf die fünf Versuchsbaumarten des Pflanzversuchs (Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche, Traubeneiche und Eberesche) beschränkt werden kann. Durch die Beobachtungen von NYSSSEN et al. (2013) in den Niederlanden wird die Liste der potenziellen Mischbaumarten um viele weitere Baum- und Straucharten erweitert, u. a. Edelkastanie (*Castanea sativa*), Gemeine Hasel (*Corylus avellana*), Stechpalme (*Ilex aquifolium*) und Europäische Eibe (*Taxus baccata*). Lassen es die Strahlungsverhältnisse unter alternden Dominanzbeständen zu, dann scheint es verschiedenen Baum- und Straucharten möglich zu sein, über Naturverjüngung spontan in die Bestände einzuwandern. Neben der Erfüllung der baumartenspezifischen standörtlichen Voraussetzung ist jedoch das Vorhandensein einer Diasporenquelle die wesentliche Grundvoraussetzung für die Einwanderung.



Abbildung 101: (a) Für die Förderung einer natürlichen Verjüngung schwersamiger Baumarten über die Hähersaat ist eine konsequente Pflege der Samenbäume wichtig. (b) Zehn Jahre nach der Errichtung der Wildschutzzäune war unter den Dominanzbeständen der Rüthnicker Heide eine Vielzahl naturverjüngter Traubeneichen zu finden. (c) Vor dem Verbiss durch das Schalenwild geschützt, waren einzelne Exemplare bereits dem Äser des Wildes entwachsen.

Letztlich wird die erfolgreiche Etablierung der Mischbaumarten unter den Dominanzbeständen jedoch wesentlich von der Herstellung waldangepasster Schalenwildbestände abhängig sein, insbesondere dann, wenn sich aufgrund geringer Diasporenverfügbarkeit nur wenige Individuen über Fernausbreitung ansamen können („Leckerbisseneffekt“). Das eine Harmonisierung der Wildbestände auf ein waldverträgliches Niveau zur Verjüngung aller Baumarten beitragen kann, wurde im Rahmen des BioWild-Projekts in verschiedenen Beispielbetrieben nachgewiesen (ANW 2021). Auch STIMM und KNOKE (2004) und TIEDE und HERZOG (2004) sehen ein waldangepasstes Wildmanagement als wesentlichen Schlüssel für das Gelingen von Hähersaaten an. Die Wirkung des Wildeinflusses wurde jedoch im vorangegangenen Abschnitt bereits eingehend diskutiert. Letztlich gilt auch für die Ablösung der Spätblühenden Traubenkirsche in Kiefernforsten der Leitsatz: „*Kein Mischwald ohne angepasste Schalenwildbestände!*“ (ANW 2021, S. 20).

Doch selbst, wenn der Faktor Schalenwild auf ein waldverträgliches Maß eingestellt ist, bleibt es fraglich, ob der Rückgang der Spätblühenden Traubenkirsche allein durch die spontane Einwanderung von Mischbaumarten in menschlich überschaubaren Zeithorizonten stattfinden

kann. Zwar zeigen die Ergebnisse des Pflanzversuchs wie auch die Beobachtungen auf den Versuchsflächen, dass eine erfolgreiche Etablierung der Mischbaumarten unter dem Schirm der Spätblühenden Traubenkirsche möglich ist, jedoch lassen sich bisher keine Aussagen über die langfristige Entwicklung der Baumarten treffen. In den bekannten älteren Voranbau-Versuchen wurde die Einbringung der Rotbuche und der Douglasie stets mit mechanischen Maßnahmen zur Regulierung der Spätblühenden Traubenkirschen verbunden (RETTNER 2004; SCHÖNFELDER-SIMON 2012; PETERSEN 2015). Daher lassen sich die Aussagen nur bedingt übertragen. Andere Voranbau-Versuche mit Rotbuche und Winterlinde, die gezielt eine unbehandelte Variante in das Versuchsdesign einbezogen haben, sind hingegen noch zu jung, um eine Aussage über die langfristige Entwicklung treffen zu können (HASSTEDT und ANNIGHÖFER 2020a; HASSTEDT et al. 2021). Voranbau-Versuche unter dem Schirm der Spätblühenden Traubenkirsche mit lichtbedürftigeren Baumarten existieren momentan nicht oder sind nicht bekannt. Hierbei wird der hohe Wert langfristiger waldbaulicher Untersuchungen für den Erkenntnisgewinn im Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche deutlich.

Wird die sukzessionale Stellung der Spätblühenden Traubenkirsche im Heimatgebiet in die Betrachtung einbezogen (HOUGH 1960), dann dürfte es den schattenertragenden Baumarten – hier insbesondere Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche – auch langfristig möglich sein, sich ohne menschliches Eingreifen gegen den Neophyten durchzusetzen. Durch die Konkurrenzkraft der Schattbaumarten kommt es dann zu einer Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche im Oberstand, und durch die stärkere Beschattung des Waldbodens wird deren Verjüngung gehemmt (DYDERSKI und JAGODZINSKI 2019; JAGODZINSKI et al. 2019). Der Verjüngungszyklus des Neophyten wird damit gebrochen, und die Dominanz im Waldökosystem geht zurück (NYSSSEN et al. 2013; PETERSEN 2015). Während in den Kiefernbeständen des Authausener Waldes die Verjüngung der Rotbuche sehr zahlreich zu finden war, wurde auf den Versuchsflächen der Rüttnicker Heide kaum Naturverjüngung von Schattbaumarten gefunden. Diese Beobachtung lässt sich durch die unterschiedliche naturale Ausstattung der Untersuchungsgebiete mit entsprechenden Diasporenquellen schattenertragender Baumarten erklären. Hingegen wurden auf den Versuchsflächen in der Rüttnicker Heide häufig naturverjüngte Traubeneichen gefunden. Es bleibt abzuwarten, ob es auch den lichtbedürftigeren Baumarten möglich ist, sich ohne menschliches Zutun auf Dauer erfolgreich gegen den Neophyten durchzusetzen. Gelingt es den lichtbedürftigeren Baumarten, dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche zu entwachsen, ist deren beschattende Wirkung auf den Waldboden deutlich geringer als der Einfluss der Schattbaumarten

(HAGEMEIERS 1997). Demzufolge ist auch der hemmende Einfluss lichtbedürftiger Mischbaumarten auf die Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche wenig stark ausgeprägt (DYDERSKI und JAGODZINSKI 2019; JAGODZINSKI et al. 2019). In Hinblick auf das übergeordnete Ziel, die naturfernen Forste der DBU-Naturerbeflächen möglichst schnell in standortheimische Laubmischwälder zu entwickeln (DBU NATURERBE 2014), ist die Einwanderung dieser Baumarten positiv zu bewerten. Jedoch dürften sie kaum in der Lage sein, den Verjüngungszyklus der Spätblühenden Traubenkirsche dauerhaft zu unterbrechen.

Gelingt es standortheimischen Laubbaumarten, der Dominanz der Spätblühenden Traubenkirsche zu entwachsen, so nimmt nach dem Erreichen der Mannbarkeit der Eintrag an Diasporen in die Dominanzbestände zu. Charakteristisch für die Pionierbaumarten als r-Strategen ist das frühe Erreichen der Mannbarkeit bei zugleich hohen Vermehrungsraten (THOMASIIUS und SCHMIDT 1996). Ähnlich wie bei der Spätblühenden Traubenkirsche selbst, ist der jährliche Sameneintrag der Pionierbaumarten in die Dominanzbestände dann frühzeitig hoch einzuschätzen. Durch den höheren Lichtbedarf der Pionierbaumarten ist die erfolgreiche Etablierung unter dem Schirm der Spätblühenden Traubenkirsche auf lichtere Bereiche beschränkt. Die Möglichkeit für eine erfolgreiche Etablierung erlangen diese Baumarten insbesondere dann, wenn durch Störungsereignisse größere Lücken in den Dominanzbeständen entstehen. Durch derartige Störungen werden jedoch auch die Etablierung und das Wachstum der Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche begünstigt (CLOSSET-KOPP et al. 2007). Nach MÜNTE et al. (2022) in Anlehnung an NIINEMETS und VALLADARES (2006) weisen Jungpflanzen des überwiegenden Teils der standortheimischen Laubbaumarten gegenüber denen der Spätblühenden Traubenkirsche eine höhere Schattentoleranz auf (Tabelle 51). Lediglich die Jungpflanzen der Gemeinen Birke, der Stieleiche sowie der Pappel- und Weidenarten besitzen eine geringere Schattentoleranz.

OVERDIECK und SCHMIDT (2011) konnte experimentell nachweisen, dass die Entwicklung junger Ebereschen durch gleichaltrige Spätblühende Traubenkirschen kaum beeinflusst wird und zu keinen konkurrenzbedingten Ausfällen führt. Können sich die Baumarten frei entwickeln, dann dürfte allein die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche in der Verjüngung nicht zu einem Verlust der lichtbedürftigeren Mischbaumarten im Folgebestand beitragen. Mit dem Fokus auf eine Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche ist die Steigerung von Samenbäumen der schattentoleranten Baumarten als günstiger zu betrachten. Die Klimaxbaumarten sind k-Strategen, die die Mannbarkeit typischerweise erst spät erreichen und geringere Vermehrungsraten besitzen (THOMASIIUS und SCHMIDT 1996). Wenn es den

7. ZUSAMMENFÜHRENDE DISKUSSION

Schattbaumarten über spontane Verjüngung auf natürlichem Weg gelingt, in die Dominanzbestände einzuwandern, wird es sehr lang dauern, bis sich über einen kontinuierlichen Diasporeneintrag das Naturverjüngungspotenzial unter den Dominanzbeständen erhöht. Fehlen die Diasporenquellen schattentoleranter Baumarten in den Waldökosystemen, dann wird eine Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche auf natürlichem Weg in menschlich überschaubaren Horizonten kaum möglich sein.

Tabelle 51: Die Schattentoleranz ausgewählter Baum- und Straucharten in der Jugend aus MÜNTE et al. (2022) in Anlehnung an NIINEMETS und VALLADARES (2006)

50-25 % des Tageslichts	Schattentoleranz-Skala 1-2
Europäische Lärche (<i>Larix decidua</i>)	1,46
Gewöhnliche Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)	1,67
25-10 % des Tageslichts	Schattentoleranz-Skala 2-3
Sandbirke (<i>Betula pendula</i>)	2,03
Salweide (<i>Salix caprea</i>)	2,16
Zitterpappel (<i>Populus tremula</i>)	2,22
Stieleiche (<i>Quercus robur</i>)	2,45
<i>Spätblühende Traubenkirsche</i> (<i>Prunus serotina</i>)	2,46
Faulbaum (<i>Rhamnus fragula</i>)	2,66
Gewöhnliche Esche (<i>Fraxinus excelsior</i>)	2,66
Traubeneiche (<i>Quercus petraea</i>)	2,73
Eberesche (<i>Sorbus aucuparia</i>)	2,73
Roteiche (<i>Quercus rubra</i>)	2,75
Douglasie (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)	2,78
10-5 % des Tageslichts	Schattentoleranz-Skala 3-4
Edelkastanie (<i>Castanea sativa</i>)	3,15
Feldahorn (<i>Acer campestre</i>)	3,18
Gewöhnliche Traubenkirsche (<i>Prunus padus</i>)	3,30
Vogelkirsche (<i>Prunus avium</i>)	3,33
Hasel (<i>Corylus avellana</i>)	3,53
Flatterulme (<i>Ulmus laevis</i>)	3,67
Bergahorn (<i>Acer pseudoplatanus</i>)	3,73
Stechpalme (<i>Ilex aquifolium</i>)	3,86
Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	3,97
5-2 % des Tageslichtes	Schattentoleranz-Skala 4-5
Sommerlinde (<i>Tilia platyphyllos</i>)	4,00
Winterlinde (<i>Tilia cordata</i>)	4,18
Spitzahorn (<i>Acer platanoides</i>)	4,20
Eibe (<i>Taxus baccata</i>)	4,43
Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>)	4,56

Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche

Um den Verdrängungsprozess der Spätblühenden Traubenkirsche zu beschleunigen, können Halbschatt- und Schattbaumarten menschlich unterstützend in die Waldökosysteme eingebracht werden (NYSSSEN et al. 2013; PETERSEN et al. 2015). Das Zeitfenster für eine erfolgreiche Einbringung öffnet sich, sobald in den alternden Dominanzbeständen ausreichend Strahlung an den Waldboden gelangt, und schließt sich, sobald sich der Neophyt unter den Mutterbäumen erneut erfolgreich verjüngt. Der Grenzwert für eine erfolgreiche Etablierung der Spätblühenden Traubenkirsche wird von STARFINGER (1990) mit zehn Prozent der Freilandstrahlung angegeben. Demnach erscheinen prinzipiell alle Baumarten für eine Einbringung in die Dominanzbestände geeignet, die eine höhere Schattentoleranz als die Spätblühende Traubenkirsche aufweisen (Tabelle 51). Die sehr schattentolerante Rotbuche kann bei drei Prozent der Freilandstrahlung dauerhaft überleben (PETRITAN et al. 2007). In unbehandelten Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche stellen sich derartige Strahlungsbedingungen im Alter zwischen sechsundzwanzig und sechsunddreißig Jahren ein. ZIEGENHAGEN und KAUSCH (1995) geben für die weniger schattentoleranten Stieleichen einen Grenzwert für das Wachstum von zehn Prozent der Freilandstrahlung an. Da sich bei ebendieser Strahlung zugleich der Verjüngungszyklus des Neophyten schließt, würde eine künstliche Einbringung unweigerlich zur Konkurrenz zwischen den Stieleichen und der Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche führen.

Verallgemeinert kann gefolgert werden, je schattentoleranter eine Baumart ist, desto länger ist der Zeitraum, in welchem eine erfolgreiche künstliche Einbringung unter den Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche erfolgen kann. Aus diesem Grund scheinen die ausgeprägten Schattbaumarten besonders für eine Einbringung geeignet zu sein. Im Pflanzversuch zeigten die schattentoleranten Winterlinden, Hainbuchen und Rotbuchen ein besonders gutes Wachstum und eine hohe Überlebensfähigkeit. Diese Beobachtung wird von verschiedenen Autoren bestätigt (RETTNER 2004; SCHÖNFELDER-SIMON 2012; NYSSSEN et al. 2013; ANNIGHÖFER und AMMER 2015; PETERSEN 2015; HASSTEDT und ANNIGHÖFER 2020a; HASSTEDT et al. 2021), weshalb eine Einbringung dieser Schattbaumarten unter dem Schirm der Spätblühenden Traubenkirsche empfohlen werden kann. Wegen der hohen Schattentoleranz, der frühzeitigen Fruktifikation und des hohen Ausbreitungspotenzials scheinen die Ahornarten ebenfalls für die Einbringung geeignet zu sein (NYSSSEN et al. 2013; PETERSEN et al. 2015; MÜNTE et al. 2022) Entsprechende

Pflanzversuche zum Wachstum der Ahornarten unter Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche existieren jedoch momentan nicht oder sind nicht bekannt.

Die Rationalisierung aktiver Verjüngungsmaßnahmen macht eine grundlegende Betrachtung der Konzepte des Funktions- und Nachhaltsumbaus unumgänglich (WAGNER 2007). Im Konzept des Funktionsumbaus werden Voranbauten zur unmittelbaren Erfüllung einer Zielstellung oder eben einer Funktionalität eingebracht. Als typischstes Beispiel benennt WAGNER die Einbringung von Rotbuche zur Qualitätsholzproduktion (u. a. LEONHARDT und WAGNER 2006; WEIDIG et al. 2015; WEIDIG und WAGNER 2021), aber auch die Einbringung von Rotbuche in Fichtenbeständen zur Steigerung des Wasserrückhalts zum Zwecke des Hochwasserschutzes (WAGNER 2003; KENNEL 2004). Der Voranbau im Nachhaltsumbau ist hingegen nicht auf eine unmittelbare Funktionalität ausgerichtet. Vielmehr zielen die waldbaulichen Maßnahmen auf die Stärkung bestimmter Eigenschaften des Waldökosystems ab. WAGNER (2007) benennt beispielhaft die Schaffung von Verjüngungsoptionen heimischer Laubbaumarten zur Erhöhung der Resilienz und Anregung des Streuumsatzes zur Steigerung der Produktivität von Wäldern. Beide Konzepten sind grundsätzlich geeignet, um eine Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche aus den Waldbeständen zu erreichen. Grundverschieden sind jedoch der zeitliche Horizont der Zielerreichung und das waldbauliche Vorgehen, aber auch der Bedarf an zeitlichen, finanziellen und personellen Ressourcen.

Soll der Umbau der Dominanzbestände im Sinne des Funktionsumbaus erfolgen, dann ist es das Ziel, durch das Einbringen von Halbschatt- und Schattbaumarten einen unmittelbaren Verdrängungseffekt zu erzeugen. Die Strahlungsbedingungen innerhalb der Dominanzbestände variieren aufgrund der heterogenen Strukturen stark. Häufig ist ein kleinräumiger Wechsel zwischen Bereichen günstiger Strahlungsverfügbarkeit, Bereichen unzureichender Strahlungsverfügbarkeit und Bereichen zu finden, die bereits Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche aufweisen. Großflächige und schematische Voranbauten scheinen daher nur zielführend zu sein, wenn diese durch Maßnahmen gegen die Spätblühende Traubenkirsche begleitet werden. Als Beispiel für ein solches großflächiges Vorgehen wird von MÜNTE et al. (2022) der Umbau von Dominanzbeständen im „Berliner Mischwaldprogramm“ beschrieben (Abbildung 102). Zunächst erfolgt die Flächenvorbereitung durch eine Auflichtung des Kieferschirms und die Rodung aller Spätblühenden Traubenkirschen. Anschließend werden verschiedene Laubbaumarten horst- bis gruppenweise durch Pflanzung oder Saat eingebracht (Pflanzenzahl: 1.500 bis 2.500 Stück pro Hektar). In den Folgejahren kann die

Regulierung des Begleitwuchses notwendig werden. Die Arbeitsflächen im „Berliner Mischwaldprogramm“ betragen zwischen einem halben und drei Hektar. Da der Verdrängungseffekt direkt von den eingebrachten Baumarten ausgeht, ist es dem Konzept des Funktionsumbaus zuzuordnen. Mit einer hohen Wahrscheinlichkeit führt das Vorgehen in der nächsten Waldgeneration zu einer Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirschen. Die waldbaulichen Maßnahmen sind in der Durchführung und Kontrolle relativ ressourcenintensiv.



Abbildung 102: Der Umbau von Dominanzbeständen im „Berliner Mischwaldprogramm“. (a) Als Flächenvorbereitung erfolgt die Rodung der Spätblühenden Traubenkirschen auf einer Fläche von 0,5 bis 3 Hektar. (b) Anschließend erfolgt die Einbringung heimischer Laubbaumarten mit Pflanzenzahlen zwischen 1.500 und 2.500 Stück pro Hektar (hier: Rotbuche).

Häufig mangelt es in den weiträumigen Kiefernforsten an Samenbäumen standortheimischer Halbschatt- und Schattbaumarten. Stehen die Stärkung der Resilienz und die Förderung der Verjüngungsmöglichkeiten des Waldökosystems im Fokus, dann kann die Einbringung von Voranbauten darauf ausgerichtet sein, gezielt Diasporenquellen zu schaffen. Ziel ist es, dass die stetige Naturverjüngung der eingebrachten Baumarten zu einer langfristigen Verdrängung des Neophyten führt. Die waldbaulichen Maßnahmen werden somit nicht unmittelbar funktionswirksam, womit das Vorgehen dem Konzept des Nachhaltsumbaus zuzuordnen ist. Wird die Struktur der Dominanzbestände betrachtet, dann erscheint dieser Ansatz gerade deswegen als praktikabel, weil die Voranbauten gezielt in Bereichen etabliert werden können, in denen sich die Strahlungsverhältnisse günstig darstellen. Die Einbringung der Schatt- und Halbschattbaumarten erfolgt damit kleinflächig und mosaikartig unter Ausnutzung der natürlichen Lückenstruktur, woraus sich eine günstige Verteilung der Diasporenquellen ergeben kann. Nach ANNIGHÖFER und AMMER (2015) können durch die Entnahme einzelner stärkerer Traubenkirschen auch gezielt Lücken geschaffen werden, um diese dann auszupflanzen. Aufgrund des guten Stockausschlagvermögens müssen die geschaffenen Lücken in den folgenden Jahren regelmäßig kontrolliert werden, um einer ungewünschten Konkurrenz mit den Ausschlägen der Spätblühenden Traubenkirsche entgegenzuwirken.

HASSTEDT et al. (2021) untersuchten die Wirkung mechanischer Behandlungen (Ringeln und Fällung) im Dominanzbestand auf das Wachstum vorangebauter Winterlinden und Rotbuchen. Gegenüber der unbehandelten Variante konnte in den ersten Jahren kein Effekt auf das Längenwachstum der Bäume festgestellt werden. Daher empfehlen HASSTEDT et al., Behandlungen im Oberstand zur Förderung der vorangebauten Baumarten erst nach der hinreichenden Etablierung des Voranbaus durchzuführen.

Dient der Voranbau zur Schaffung von Diasporenquellen, treten die üblichen qualitativen Aspekte in den Hintergrund (u. a. Aufrechterhaltung der Astreinigung, Feinstigkeit und Wipfelschäftigkeit). Wichtiger erscheinen hingegen ein möglichst schnelles Erreichen der Mannbarkeit sowie das reiche Einsetzen der Fruktifikation. Hierfür braucht es vitale Bäume mit großen Kronen. Die Anlage von Voranbauten mit vergleichsweise weiten Pflanzverbänden scheint dieser Zielstellung am ehesten gerecht zu werden. Denn steht den Bäumen für das Wachstum ein großer Standraum zur Verfügung, bilden sie breite und gleichmäßige Kronen sowie ein ausgereiftes Wurzelwerk aus (RÖHRIG et al. 2006). Hierdurch reduzieren sich zugleich der Pflanzenbedarf und der Arbeitsaufwand für die Umsetzung der waldbaulichen Maßnahme. Die zehnjährigen Beobachtungen auf den Versuchsflächen zeigen, dass für die Voranbauten kaum Pflegenotwendigkeit entsteht, solange der Schirm des Dominanzbestands geschlossen bleibt und das Wachstum der Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche nicht angeregt wird. Um das Wiederfinden und die Kontrolle der kleinflächigen Verjüngungselemente in den unübersichtlichen Dominanzbeständen zu gewährleisten, erscheint eine GIS-Verortung empfehlenswert. Die wesentliche Grundvoraussetzung für das Gelingen des kleinteiligen Vorgehens mit geringen Pflanzenzahlen in zugleich sehr großen Dominanzbeständen ist die Harmonisierung der Wildbestände auf ein waldverträgliches Maß. Denn aus mehreren Gründen lassen sich Wildschutzzäune kaum in einen derartigen Waldumbau integrieren. Die Vielzahl an kleinen Verjüngungsflächen würde zu einer erheblichen Zaunlänge führen, die sich nur schwer kontrollieren lässt. Die heterogenen Bestandesstrukturen geben den Rahmen für die Einbringung der Voranbauten vor, was zu schwer einzuzäunenden Gebilden führen kann. Schlussendlich scheint das Geschlossenhalten der Wildschutzzäune in altersbedingt zusammenbrechenden Dominanzbeständen das größte Problem darzustellen. Stimmen die Rahmenbedingungen, stellt die kleinflächige Schaffung von Diasporenquellen ein ausgesprochen ressourcenschonendes Verfahren für den Nachhaltigkeitsumbau von Dominanzbeständen dar. Eine sofortige Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche ist dadurch nicht zu erwarten. Jedoch wird die Stärkung der

Verjüngungsoptionen zu einer stetig zunehmenden Naturverjüngung der Schatt- und Halbschattbaumarten beitragen, die den Verjüngungszyklus des Neophyten auf Dauer durchbrechen kann.

Eine Alternative zur Einbringung von Voranbauten kann die Anlage von Voraussaaten darstellen. Denn die Etablierungsmöglichkeit aller Versuchsbaumarten durch Freilandsaaten konnte auf den Versuchsflächen bestätigt werden. Insbesondere Voraussaaten der Schattbaumarten Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche scheinen für eine erfolgreiche Einbringung unter den Dominanzbeständen geeignet zu sein. Gegenüber der Pflanzung können die ungestörte Wurzelentwicklung und die unmittelbare Anpassung an den Wuchsort (keine Wuchsdepression durch Verpflanzschock) als entscheidende Vorteile der gesäten Verjüngungspflanzen angesehen werden. Ein gutes Auflaufen und günstige Entwicklungsbedingungen vorausgesetzt, können durch Voraussaaten vergleichsweise hohe Pflanzenzahlen erreicht werden. Zudem werden Wildlinge weniger stark verbissen als Baumschulpflanzen (SUCHANT et al. 2000), woraus ein Entwicklungsvorteil abgeleitet werden kann. Jedoch benötigen vorausgesäte Bäume einen deutlich längeren Zeitraum für eine erfolgreiche Etablierung als gepflanzte Voranbauten. Der Status einer „gesicherten Verjüngung“ wird demnach erst später erreicht. Insbesondere bei Freilandsaaten mit Rotbuche und Traubeneiche kann der Fraß durch Schwarzwild ein Problem darstellen. Gegenüber Baumschulpflanzen benötigen die Sämlinge für das Auflaufen und Überleben eine bessere Wasser- und Nährstoffversorgung (NÖRR 2004). Das ausgeglichene Waldinnenklima und die entwickelte Humusform unter den Dominanzbeständen dürften sich in diesem Zusammenhang günstig für die Voraussaat darstellen. Eine große Bedeutung geht von der Herstellung eines günstigen Keimbetts aus, weshalb eine Bodenbearbeitung unabdingbar ist (RÖHRIG et al. 2006). Das Prinzip der Voraussaat wird heute vielerorts erfolgreich beim Waldumbau von Fichtenreinbeständen mit Rotbuche und Weißtanne durchgeführt. Ideal für ein kleinflächiges Vorgehen erscheint die Plätzeaat mit manueller Freilegung des Mineralbodens (vgl. WALD UND HOLZ NRW 2017) oder die Streifensaat, bei welcher der Mineralboden beispielsweise mit einem pferdegezogenen Scheibenpflug freigelegt wird (Abbildung 103) (vgl. DREWES 2006). Letztlich wird auch die Saatgutverfügbarkeit über die Möglichkeit der Anlage von Voraussaaten unter Dominanzbeständen entscheiden.



Abbildung 103: (a) Anlage von Saatstreifen mithilfe eines pferdegezogenen Scheibenpflugs zur Anlage einer Voraussa in einem Fichtenreinbestand. (b) Der freigelegte Mineralboden im Saatstreifen stellt ein günstiges Keimbett für die händisch eingebrachten Samen dar.

Die Bedeutung des Eichelhäher für die zoochore Verbreitung von Traubeneiche und Rotbuche wurde bereits im Rahmen der Naturverjüngung diskutiert. Mit dem Ziel, den zoochoren Eintrag dieser Baumarten zu steigern, um damit die Verdrängung des Neophyten zu beschleunigen, besteht die Möglichkeit, die Diasporenverfügbarkeit menschliche unterstützend zu erhöhen. Bewährt haben sich sogenannte „Hähertische“ (Abbildung 104), auf welchen den Tieren das Saatgut angeboten wird (TIEDE und HERZOG 2004). Die Eichelhäher verbringen die Samen in die benachbarten Bestände und fördern somit die Naturverjüngung heimischer Laubbaumarten in den Waldökosystemen.



Abbildung 104: (a) Mit sogenannten „Hähertischen“, wie hier bei den Berliner Forsten, kann die Diasporenanzahl in den Waldökosystemen menschlich unterstützend erhöht werden. (b) Die angebotenen Eicheln werden vom Eichelhäher in die benachbarten Bestände verbracht, wodurch die Naturverjüngung der Eichenarten gesteigert werden kann. Die Vorlage von Bucheckern ist nach TIEDE und HERZOG (2004) auch möglich.

Wird eine langfristige Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche unter Ausnutzung der natürlichen Gegebenheiten durch Naturverjüngung und die ergänzende kleinflächige Einbringung von Halbschatt- und Schattbaumarten (Nachhaltumbau) angestrebt, wirkt sich das ganz wesentlich auf die Behandlung der Dominanzbestände aus. Denn die Waldbehandlung

muss dann darauf ausgerichtet sein, die Selbstverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche möglichst lange Zeit zu unterbinden und gleichzeitig günstige Verjüngungsbedingungen für die heimischen Laubbaumarten zu schaffen. Für das Management der Strahlungsbedingungen unter den Dominanzbeständen bedeutet das, ein möglichst rasches Erreichen von mindestens drei Prozent der Freilandstrahlung herbeizuführen und folgend die Bestände so zu behandeln, dass die Überschreitung des oberen Grenzwerts von zehn Prozent der Freilandstrahlung möglichst lang herausgezögert wird. ANNIGHÖFER und AMMER (2015) empfehlen daher, das Störungsregime in den Wäldern zurückzufahren. Dies bedeutet dann auch, weniger starke Durchforstungs- und Ernteeingriffe im Kiefernoberstand durchzuführen. Ziel ist es, über einen höheren Kronenschluss im Oberstand die Strahlungsverfügbarkeit für den Neophyten zu begrenzen, um schließlich selbstdifferenzierende Prozesse innerhalb der Dominanzbestände zu fördern. Fallen einzelne Individuen im Dominanzbestand aus, wird dadurch die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden begünstigt.

Auch die Behandlung der Dominanzbestände muss darauf ausgerichtet sein, dass starke Störungen im Zuge waldbaulicher Maßnahmen vermieden werden, um die Entwicklung des Neophyten nicht zu begünstigen (SKOWRONEK et al. 2014; ANNIGHÖFER et al. 2015). Folgerichtig empfehlen CHABRERIE et al. (2007b), die Einzelbaumentnahme bei der Behandlung von Dominanzbeständen dem Kahlschlag vorzuziehen (Abbildung 105). Da sich der Kronenschirm der Dominanzbestände schnell wieder schließt, kann die Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche die geschaffenen Lücken nicht nutzen. Als Alternative zur Einzelbaumentnahme kann die Lichtsteuerung auch durch das Ringeln von Einzelbäumen erfolgen (ANNIGHÖFER et al. 2012; OTREBA et al. 2017; HASSTEDT und ANNIGHÖFER 2020b). Durch das allmähliche Absterben der behandelten Bäume über mehrere Jahre werden starke Veränderungen der Strahlungsbedingungen am Waldboden vermieden. Zudem wird durch das Ringeln die vegetative Reaktionsfähigkeit (Stockausschlag) des Neophyten gedämpft (MARCISZEWSKA et al. 2018; HASSTEDT und ANNIGHÖFER 2020b). Um den weiteren Aufbau von Sämlings- und Samenbanken zu unterbrechen, sollte sich die Entnahme vorwiegend auf mannbare und bereits fruktifizierende Bäume richten (CHABRERIE et al. 2007b).



Abbildung 105: Ist es das Ziel, die Strahlungsverhältnisse innerhalb der Dominanzbestände aktiv durch waldbauliche Maßnahmen zu beeinflussen, sollte auf starke Störungen verzichtet werden. (a) Durch das Ringeln von Einzelbäumen kann die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden störungsarm beeinflusst werden. (b) Werden die Traubenkirschen auf größeren Flächen gefällt, führt der Wiederaustrieb rasch zu einer Verschlechterung der Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden.

8. SCHLUSSFOLGERUNGEN UND HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN

Unter dem Motto „*Wälder – der Natur ihren Lauf lassen*“ sollen im DBU-Naturerbe naturferne Nadelbaumforste in naturnahe, strukturreiche Waldökosysteme umgewandelt werden (DBU NATURERBE 2010, 2014). Als treibende Kraft dieser Entwicklung sollen eigendynamische Prozesse der Waldentwicklung gezielt integriert werden, und die Intensität menschlicher Eingriffe soll auf ein Minimum abgesenkt werden. Im Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche wird die Strategie „*Mit ihr leben*“ formuliert, weshalb dahingehende Entwicklungsmaßnahmen auf einen Spagat zwischen der Akzeptanz und der Zurückdrängung des Neophyten zielen. Für die Zurückdrängung sollen gezielt die Konkurrenzkräfte schattentoleranter standortheimischer Baumarten genutzt werden. Als eine Synthese aus den Ergebnissen der drei Arbeitspakete und den Erkenntnissen der Diskussion sollen waldbauliche Handlungsempfehlungen für den Umgang von Dominanzbeständen unter Kiefernforsten auf mittleren Standorten formuliert werden. Dabei wird den Zielstellungen des DBU-Naturerbes eine besondere Beachtung geschenkt.

Alterung der Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche zulassen

Die Strahlungsbedingungen unter Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche werden durch die beschattende Wirkung der zweiten Baumschicht im Vergleich zu den Kiefernforsten stark reduziert. Werden die jungen Dominanzbestände einer ungestörten Entwicklung überlassen, wird es am Waldboden zunächst rasch so dunkel, dass selbst die Etablierung sehr schattentoleranter Baumarten kaum möglich ist. Durch die intraspezifische Konkurrenz und den Pionierbaumcharakter des Neophyten setzen innerhalb der Dominanzbestände recht frühzeitig selbstdifferenzierende Prozesse ein, weshalb es zu mortalitätsbedingten Ausfällen kommt. Daher führt die Alterung der Dominanzbestände zu einer starken Stammzahlreduktion, begleitet von einer Veränderung der Bestandesarchitektur. Wird die natürliche Alterung der Dominanzbestände zugelassen, stellt sich dadurch eine kontinuierliche Verbesserung der Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden ein. Im Alter von etwa dreißig Jahren stehen unter den Dominanzbeständen im Mittel drei Prozent der Freilandstrahlung zur Verfügung, was die Etablierung schattentoleranter Baumarten dauerhaft ermöglicht. Durch ein „bewusstes Nichtstun“ die Spätblühende Traubenkirsche natürlich altern zu lassen, kann ein Ansatz sein, um die Bedingungen für die Etablierung und das Wachstum heimischer Laubbaumarten unter den Dominanzbeständen zu verbessern (KOWARIK 2010).

Verjüngung heimischer Laubbaumarten unter den Dominanzbeständen ermöglichen

Durch die Ergebnisse des Pflanzversuchs sowie des Aussaatversuchs im Gewächshaus und im Freiland konnte gezeigt werden, dass die Etablierung verschiedener heimischer Laubbaumarten unter unbehandelten Dominanzbeständen möglich ist. Das Wachstum wird im Wesentlichen durch die Strahlungsverfügbarkeit diktiert. Hatten die Dominanzbestände die Phase minimaler Strahlungsverfügbarkeit überwunden, wirkte sich das zunehmende Alter der Dominanzbestände begünstigend auf das Wachstum aller Baumarten aus. Ein hemmender Effekt auf die Etablierung der Laubbaumarten durch die Streu der Spätblühenden Traubenkirschen war unter Feldbedingungen nicht nachweisbar. Die Möglichkeit einer erfolgreichen Etablierung ist damit vor allem von der Schattentoleranz der Baumart abhängig. Schattentolerante Bauarten – insbesondere Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche – können sich bereits unter jüngeren Dominanzbeständen erfolgreich etablieren. Für lichtbedürftigere Arten – insbesondere Traubeneiche und Eberesche – ist die erfolgreiche Etablierung erst in älteren Dominanzbeständen möglich. Demnach ergeben sich für die erfolgreiche Etablierung baumartenspezifische „windows of opportunity“, die sich öffnen, sobald die Strahlungsverfügbarkeit für die Art ausreichend ist, und wieder schließen, sobald die Strahlung am Waldboden eine erfolgreiche Selbstverjüngung des Neophyten möglich macht. Der Grenzwert für eine erfolgreiche Verjüngung des Neophyten unter den Mutterbäumen wird mit zehn Prozent der Freilandstrahlung angegeben (STARFINGER 1990). Wird eine natürliche Alterung der Dominanzbestände zugelassen, ergeben sich für die Halbschatt- und Schattbaumarten unter den Problembeständen über eine Dauer von mehreren Jahrzehnten günstige Verjüngungsbedingungen.

Selbst gegenüber reinen Kiefernforsten konnte eine begünstigende Wirkung des Neophyten auf die Entwicklung von standortheimischen Baumarten festgestellt werden. Das Waldinnenklima wird durch die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche in Kiefernforsten verbessert. Der Laubholzschirm führt zur Abmilderung von Temperaturextremen, hält eine höhere Luftfeuchtigkeit im Waldbestand und reduziert die Windbewegung. Diese Aspekte sind vor allem in Anbetracht der trockenen und heißen Sommer der vergangenen Jahre als eine vorteilhafte Wirkung des Neophyten zu betrachten. Weiterhin entwickelt sich durch den jährlichen Eintrag einer gut zersetzbaren Laubstreu unter den Dominanzbeständen eine günstigere Humusform (BORRMANN 1988; BILKE 1996; LORENZ et al. 2004; KOUTIKA et al. 2007; CRÉTIN 2013; DESIE et al. 2020). Die für Kiefernforste charakteristische Begleitvegetation wird durch die Beschattung verdrängt (MARKAN 1989; MRAZEK 1999).

Daher wuchsen die Verjüngungspflanzen bei gleicher Strahlungsverfügbarkeit unter den Dominanzbeständen besser als unter reinen Kiefernforsten.

Samenbäume heimischer Laubbaumarten konsequent fördern

Sollen die standortheimischen Laubbaumarten auf natürlichem Weg über Naturverjüngung in die Dominanzbestände einwandern, müssen in der Umgebung entsprechende Samenbäume vorhanden sein. Werden diese Samenbäume gezielt gepflegt, dann können sich große und vitale Kronen entwickeln, die eine große Menge an Samen mit hoher Keimkraft produzieren (LARCHER 1994). Die Diasporenverfügbarkeit in den Kiefernforsten kann dadurch gesteigert werden. Eine besondere Bedeutung besitzen in diesem Zusammenhang die anemochore und die zoochore Verbreitung der Samen, die es den Baumarten ermöglichen, über weite Entfernungen in die Dominanzbestände eingetragen zu werden. So konnte zehn Jahre nach dem Versuchsbeginn eine Vielzahl verschiedener Baumarten gefunden werden, die über den Wind oder durch Tiere in die Versuchsflächen eingetragen wurden.

Fehlende heimische Laubbaumarten gezielt menschlich unterstützend einbringen

Das Vorhandensein von Diasporen der Baumarten, deren ökologische Potenz mit der momentan freiwerdenden ökologischen Nische übereinstimmt, ist eine wesentliche Voraussetzung für die Sukzession (THOMASIU und SCHMIDT 1996). Durch das Fehlen von Samenbäumen kann die Sukzession und damit die Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche dauerhaft gehemmt werden. Um die Waldökosysteme gezielt mit entsprechenden Samenbäumen anzureichern, können standortheimische Laubbaumarten menschlich unterstützend in die Dominanzbestände eingebracht werden (RETTNER 2004; SCHÖNFELDER-SIMON 2012; PETERSEN 2015; HASSTEDT und ANNIGHÖFER 2020a; HASSTEDT et al. 2021). Soll die Einbringung mit einer minimalen Eingriffsintensität erfolgen, erscheint es empfehlenswert, die natürlichen Strukturen der Dominanzbestände zu berücksichtigen und die standortheimischen Halbschatt- und Schattbaumarten kleinflächig und mosaikartig in strahlungsbegünstigte Bereiche einzubringen. Die Einbringung ist als Voranbau oder als Voraussaat möglich. Im Sinne eines Nachhaltumbaus nach WAGNER (2007) können durch ein solches Vorgehen gezielt die Verjüngungsoptionen in den Problembeständen verbessert werden. Die Einbringung lichtbedürftiger Arten stellt eine Grenze dieses Ansatzes dar, da sich durch die Überlappung der ökologischen Nischen eine Konkurrenzbeziehung zur Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche ergibt. In diesem Fall kann eine Mischungsregulierung gegen den Neophyten

notwendig werden, um die Mischbaumarten im Waldökosystem zu halten (NYSSSEN et al. 2013).

Als ein praktischer Weiser dafür, ob die Strahlungsverhältnisse in den Dominanzbeständen eine Einbringung von Schattbaumarten erlauben, kann der Brusthöhendurchmesser der stärksten Traubenkirschen an der vorgesehenen Pflanzstelle herangezogen werden. Der Grenzwert einer mittleren Strahlungsverfügbarkeit von drei Prozent der Freilandstrahlung wurde im Authausener Wald erreicht, als die vorherrschenden und herrschenden Spätblühenden Traubenkirschen im Alter von sechsundzwanzig Jahren einen Brusthöhendurchmesser (BHD_{5%}) von elf Zentimetern aufwiesen. In der Rütznicker Heide wurde der mittlere Strahlungsschwellenwert im Alter von sechsunddreißig Jahren bei einem Brusthöhendurchmesser von siebzehn Zentimetern überschritten.

Waldbauliche Behandlung der Dominanzbeständen auf ein Minimum begrenzen

Allein durch die Alterung der Dominanzbestände entwickeln sich günstige Verjüngungsbedingungen für heimische Halbschatt- und Schattbaumarten. Zielt die waldbauliche Strategie auf eine Minimierung der Eingriffsintensität und die Integration sukzessionaler Prozesse ab, muss die Behandlung der Dominanzbestände äußerst behutsam und mit Bedacht erfolgen (SKOWRONEK et al. 2014; ANNIGHÖFER et al. 2015). Größere Störungen im Kronendach der Dominanzbestände sind in jedem Fall zu vermeiden, da hierdurch die Samen- und Sämlingsbanken aktiviert werden und sich der Verjüngungszyklus der Neophyten schließt (CHABRERIE et al. 2007b). Noch gravierender wirkt sich die großflächige mechanische Bekämpfung durch die Fällung der Einzelbäume aus. Das sehr gute Stockausschlagvermögen der Spätblühenden Traubenkirsche führt zu einer raschen Erschließung des oberirdischen Wuchsrums, wobei sich die Strahlungsbedingungen gegenüber den Kernwüchsen verschlechtern. Ohne mehrere Jahre andauernde Nacharbeiten kann eine großflächige Bekämpfung des Neophyten nicht erfolgreich sein. Folglich werden die Einwanderung und die ergänzende Einbringung heimischer Laubbaumarten durch die Wuchsdynamik der Spätblühenden Traubenkirsche erschwert, wenn zu starke Eingriffe in den Dominanzbestand durchgeführt und Nacharbeiten unterlassen werden.

Wird hingegen die Eingriffsintensität minimiert und die Dominanzbestände bleiben geschlossen, kann die Selbstverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche über einen längeren Zeitraum unterdrückt werden, und gleichzeitig bleibt das verjüngungsfreundliche Waldinnenklima erhalten. Auch zehn Jahre nach der Versuchsanlage waren alle Baumarten auf

den Versuchsflächen zu finden. Es erscheint nicht verwunderlich, dass die Schattbaumarten in der Überlebensfähigkeit und im Wuchspotenzial den lichtbedürftigeren Baumarten überlegen waren. Erfreulicherweise wanderten verschiedene Baumarten über Naturverjüngung in die Versuchsflächen ein. Die Dominanzbestände lichteten sich in den zehn Jahren durch kleinere Störungen (Windwurf und -bruch) auf natürliche Weise nach. Aktive waldbauliche Eingriffe gegen die Spätblühende Traubenkirsche erfolgten nicht. Eine erfolgreiche Selbstverjüngung der Spätblühenden Traubenkirschen konnte nicht beobachtet werden. Die Beobachtungen sprechen dafür, waldbauliche Eingriffe in den Dominanzbeständen auf ein Minimum zu begrenzen, um alternativ eine Verbesserung der Strahlungsverfügbarkeit infolge selbstdifferenzierender Prozesse und natürlicher Störungen zu nutzen. Auch HASSTEDT et al. (2021) empfehlen, entsprechende waldbauliche Maßnahmen im Traubenkirschen-Oberstand erst nach einer hinreichenden Etablierung von Voranbauten durchzuführen. Um die Entwicklung des Neophyten nicht zu begünstigen, wird von verschiedenen Autoren eine Lichtsteuerung über die Entnahme oder das Ringeln von Einzelbäumen empfohlen (CHABRERIE et al. 2007b; ANNIGHÖFER et al. 2012; OTREBA et al. 2017; MARCISZEWSKA et al. 2018; HASSTEDT und ANNIGHÖFER 2020b).

Harmonisierung der Wildbestände auf ein waldverträgliches Maß

Die grundlegende Voraussetzung, um sukzessionale Prozesse bei der Renaturierung der Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche nutzen zu können, stellt die Harmonisierung der Wildbestände auf ein waldverträgliches Maß dar. Denn durch den selektiven Verbiss des Schalenwilds werden die Konkurrenzverhältnisse zugunsten der Spätblühenden Traubenkirsche verschoben, was zu einer Entmischung der Baumartenverjüngung beiträgt (MÜNTE 2009; VANHELLEMOUNT et al. 2010a). Zudem wirkt sich der Verbiss unter den suboptimalen Strahlungsbedingungen unter den Dominanzbeständen gravierender auf die Vitalität und das Wachstum der Baumarten aus (VANDENBERGHE et al. 2008). Demnach hat eine hohe Belastung durch selektiven Verbiss das Potenzial, die Waldentwicklung auf lange Zeit zu hemmen (OTTO 1994). Sind die Wildbestände hingegen den Zielen der Waldentwicklung angepasst, dann werden allen Baumarten Entwicklungschancen einräumt. Dann dürfte es den langlebigen Baumarten möglich sein, sich auf Dauer gegen die Spätblühende Traubenkirsche durchsetzen und deren Dominanz zu brechen (VANHELLEMOUNT et al. 2011).

Durch ein zielorientiertes Wildmanagement sollen auf dem DBU-Naturerbe angepasste Wildbestände hergestellt werden, die das Wachstum standortheimischer Baumarten ohne Schutzmaßnahmen ermöglichen (DBU NATURERBE 2017). Die Anlage von Weiserzäunen stellt eine geeignete Möglichkeit dar, um das Verjüngungs- und Wuchspotenzial sowie die Wuchsdynamik der Baumarten unter Ausschluss des Wildes aufzuzeigen (REIMOSER et al. 1997; NESSING und ZERBE 2002; FRIEDRICH et al. 2013). Weiterhin können Flächenpaare von Weiserzäunen und ungezäunten Kontrollflächen auch zur Evaluierung der Zielerreichung des Wildtiermanagements herangezogen werden.

Bekämpfung auf wertvolle Biotope und kleinflächige Vorkommen beschränken

Eine mehrere Jahrzehnte andauernde Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche konnte die weite Ausbreitung des Neophyten in Europa nicht verhindern (NYSSEN et al. 2018). Daher stellen die Etablierung und Förderung schattentoleranter heimischer Baumarten den Schlüssel für das Durchbrechen der Dominanz der Spätblühen Traubenkirsche dar. In den meisten Waldökosystemen kann der Neophyt als Zeitmischung akzeptiert werden (PETERSEN 2015). Werden hingegen naturschutzfachlich wertvolle Arten oder Biotope bedroht, ist eine Bekämpfung des Neophyten zur Erhaltung des Schutzguts unumgänglich. Aus naturschutzfachlicher Sicht wird die Einwanderung in Magerrasen, Heiden und Feuchtgebieten problematisch gesehen, was ein aktives Vorgehen gegen den Neophyten rechtfertigt (KOWARIK 2010). Ebenso kann die Bekämpfung kleinflächiger Initiale vor dem Einsetzen der Fruktifikation sinnvoll sein, um die Entstehung neuer Verbreitungsquellen zu vermeiden (CHABRERIE et al. 2007b).

Resilienz naturferner Kiefernforste stärken – standortgerechte Mischwälder entwickeln

Ausbreitung und Etablierung von Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche auf potenziellen Laubmischwaldstandorten werden durch naturferne, einschichtige Kiefernforste begünstigt (STARFINGER 1990; CHABRERIE et al. 2007b; VANHELLEMOUNT et al. 2010b). Die Invasivität des Neophyten kann durch die gezielte Veränderung der Verjüngungsbedingungen innerhalb der Kiefernforste abgeschwächt werden, indem die Entwicklung einer zweiten Baum- und Strauchschicht aus heimischen Arten gefördert wird (CHABRERIE et al. 2007b; MÜNTE 2009). Es gilt der Grundsatz „Vorsorge ist besser als Nachsorge“. Die wesentlichen Stellschrauben zur Erhöhung der Resilienz naturferner Kiefernforste decken sich mit den Handlungsempfehlungen im Umgang mit den Dominanzbeständen. So gilt es, heimische Laubbaumarten als Diasporenquellen konsequent zu

fördern und fehlende Baumarten im Sinne des Nachhaltumbaus nach WAGNER (2007) menschlich unterstützend in die Waldökosysteme einzubringen. Die erfolgreiche Etablierung und Entwicklung der Laubbaumarten können auf großer Fläche nur durch eine Harmonisierung der Wildbestände auf ein waldverträgliches Maß sichergestellt werden. Weiterhin kann die zielgerichtete waldbauliche Behandlung der Kiefernbestände die Entwicklung einer zweiten Baumschicht aus heimischen Baum- und Straucharten fördern. Es gilt demnach, die naturfernen Kiefernforste in standortheimische Mischwälder zu entwickeln, noch bevor sich die Spätblühende Traubenkirsche invasiv etablieren kann und „ehe das Kind in den Brunnen gefallen ist“!

9. AUSBLICK

Mit der vorliegenden Forschungsarbeit ist es gelungen, die Änderung der Bestandesarchitektur und die Entwicklung der Strahlungsbedingungen unter alternden Dominanzbeständen abzubilden sowie den Effekt auf die Verjüngungsoptionen heimischer Laubbaumarten aufzuzeigen. Insbesondere die schattenertragenden Baumarten arrangierten sich hervorragend mit den Verjüngungsbedingungen und zeigten ein gutes Wachstum. Der Projektlaufzeit geschuldet, beschränkte sich die messtechnische – und damit statistisch auswertbare – Begleitung des Pflanzenwachstums auf lediglich fünf Jahre. Jedoch konnte auch zehn Jahre nach der Versuchsanlage ein anhaltend gutes Wachstum der Schattbaumarten beobachtet werden. Aber auch die Ebereschen und die Traubeneichen, die die ersten Jahre nach der Pflanzung überlebten, zeigten nach zehn Jahren unter dem Einfluss der älteren Dominanzbestände eine beobachtbar hohe Vitalität.

Doch wie lang können sich die weniger schattentoleranten Baumarten unter dem Schirm der Spätblühenden Traubenkirsche halten? Sind die Ebereschen und die Traubeneichen sogar in der Lage, sich dauerhaft gegen den Neophyten durchzusetzen, wenn sich die Rahmenbedingungen günstig darstellen? Diese Fragen können mit der bestehenden Datengrundlage nicht beantwortet werden. Offen bleibt auch, wann es den schattentoleranten Baumarten letztlich gelingt, in den Kronenraum der Dominanzbestände einzuwachsen bzw. diese zu überwachsen. Von einem hohen Interesse wäre es dann zu ergründen, wie stark der resultierende Verdrängungseffekt dieses Einwachsens auf die Spätblühende Traubenkirsche ist. Dann nämlich kann auch die Frage beantwortet werden, ob durch die Konkurrenz im Kronenraum und die Beschattung des Waldbodens der Verjüngungszyklus des Neophyten tatsächlich wesentlich beeinflusst oder gar gebrochen werden kann. Insbesondere dann, wenn sich sowohl die heimischen Laubbaumarten als auch die Dominanzbestände in einem prozessorientierten Ansatz ohne menschliches Zutun entwickeln. Eine fortführende wissenschaftliche Begleitung des Freilandversuchs kann über die kommenden Jahre zur Beantwortung dieser wesentlichen Fragen beitragen und wertvolle Erkenntnisse für die forstliche Praxis liefern. Daher wird die Bewahrung der Freilandversuchsflächen zur weiteren Beobachtung als Langzeitstudie an dieser Stelle dringend empfohlen.

Die Analyse der altersbedingten Strahlungsentwicklung und des resultierenden Effektes auf das Pflanzenwachstum konnte die zeitliche Ausdehnung des „window of opportunity“ für die Etablierung heimischer Laubbaumarten unter den Dominanzbeständen klar umreißen. Offen

bleibt jedoch, wie konkret eine menschlich unterstützende Einbringung der Baumarten erfolgen sollte, wenn das Ziel verfolgt wird, die Spätblühende Traubenkirsche möglichst rasch aus den Waldökosystemen zu verdrängen (z. B. Mindestpflanzenzahlen, Pflanzverband und -sortimente etc.). Darüber hinaus deuten die eigenen Beobachtungen, wie auch die Beobachtungen weiterer Autoren (u. a. NYSSSEN et al. 2013; MÜNTE et al. 2022), zur spontanen Verjüngung heimischer Laubbaumarten auf ein deutlich weiteres Spektrum geeigneter Baumarten für die Einbringung unter den Dominanzbeständen hin. Die Klärung dieser Fragen scheint, insbesondere für die forstliche Praxis, von hoher Bedeutung zu sein und kann Ansätze für weitere Forschungsarbeiten liefern.

10. ZUSAMMENFASSUNG

Hintergrund und Zielstellung

Die aus Nordamerika stammende Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) stellt für die Renaturierung naturferner Kiefernforste in Mitteleuropa – so auch im DBU-Naturerbe – eine besondere Herausforderung dar. Die Ausbildung dichter Vegetationsschichten – sogenannter Dominanzbestände – führt zu einer starken Veränderung der ökologischen Bedingungen am Waldboden. Zudem ermöglichen die spezifischen Eigenschaften der Baumart – das hervorragende vegetative Vermehrungsvermögen, die Ausbildung von Sämlingsbanken und die geringe Verbissanfälligkeit – eine hohe Stetigkeit in den Kiefernforsten, was auch den Erfolg von Managementmaßnahmen erschwert. Die Konkurrenzkraft schattentoleranter heimischer Laubbaumarten wird heute als Schlüssel für eine erfolgreiche Verdrängung des Neophyten angesehen. Ist es das Ziel, standortgerechte Laub- und Laubmischwälder durch das Zulassen naturnaher Prozesse (z. B. Sukzession, Naturverjüngung) zu entwickeln und die menschliche Eingriffsintensität zu minimieren, ist fraglich, inwieweit diese Prozesse durch die Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche beeinflusst oder gar behindert werden. Die vorliegende Forschungsarbeit prüft, ob es den heimischen Laubbaumarten möglich ist, sich unter dem Einfluss des Neophyten zu verjüngen. Darauf aufbauend soll geklärt werden, wie, wann und wo eine menschlich unterstützende Einbringung heimischer Laubbaumarten in die Dominanzbestände erfolgen kann und sollte.

Material und Methoden

Die Arbeit ist inhaltlich und methodisch in drei voneinander getrennte Arbeitsschwerpunkte gegliedert, in denen die verjüngungsökologischen Bedingungen unter Dominanzbeständen und die Konsequenzen für das Pflanzenwachstum untersucht wurden. Die Freilanduntersuchungen fanden auf den kieferngeprägten DBU-Naturerbeflächen Authausener Wald (Sachsen) und Rühnicker Heide (Brandenburg) statt.

Der erste Arbeitsschwerpunkt befasste sich mit der Bestandesarchitektur und der Strahlung unter verschiedenalten Dominanzbeständen. Es wurden 173 Einzelpunkte untersucht, wovon 68 im Authausener Wald und 105 in der Rühnicker Heide lagen. Aus hemisphärischen Gegenlichtaufnahmen wurden die Strahlungskennwerte unter den Dominanzbeständen ermittelt. Die Erfassung der Bestandesparameter erfolgte jeweils stichprobenartig in vier konzentrischen Probekreisen mit Kluppschwellen. Zur Altersbestimmung wurden jeweils die

zwei stärksten Traubenkirschen gefällt und deren Jahrringe ausgezählt. Das Alter der untersuchten Dominanzbestände lag zwischen 10 und 59 Jahren.

Die Entwicklungsmöglichkeiten heimischer Laubbaumarten unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche standen im Fokus des zweiten Arbeitsschwerpunkts. Im Jahr 2012 erfolgte die Anlage eines Pflanzversuchs unter verschiedenalten Dominanzbeständen. Die fünf Versuchsflächen, zwei im Authausener Wald und drei in der Rühnicker Heide, können als Chronosequenz alternder Dominanzbestände angesehen werden. Ergänzend befand sich in beiden Gebieten jeweils eine Referenzfläche unter einem einschichtigen Kiefernreinbestand. Auf jeder Versuchs- und Referenzfläche wurden jeweils 500 Bäume gepflanzt, die sich zu gleichen Teilen auf die fünf Arten Traubeneiche (*Quercus petraea* MATT.), Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.), Winterlinde (*Tilia cordata* MILL.), Hainbuche (*Carpinus betulus* L.) und Gemeine Eberesche (*Sorbus aucuparia* L.) verteilten. Die Pflanzung erfolgte als randomisierter Blockversuch mit vier Wiederholungen. Die Bestockung wurde vollständig erfasst und in Stammverteilungsplänen dargestellt. Weiterhin erfolgte die Erfassung der Strahlungskennwerte aus hemisphärischen Fotografien. Die Mortalität sowie das Sprosslängen- und Durchmesserwachstum der Einzelbäume wurden über fünf Jahre erfasst. Ergänzend wurde im Jahr 2013 ein Aussaatversuch angelegt. Die Versuchsflächen waren durch Zäune vor Wildverbiss geschützt.

Im dritten Arbeitsschwerpunkt wurde der Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche auf die Keimung und frühe Entwicklung verschiedener Baumarten geprüft. Hierfür wurde im Jahr 2013 ein randomisierter Blockversuch im Gewächshaus angelegt, in welchem die Faktoren Bodensubstrat (Traubenkirsche und Kiefer), Beschattung (3 % und 6 %) und Feuchtigkeit (mit und ohne Trockenstress) in je zwei Faktorstufen variiert wurden. Die fünf Laubbaumarten des Pflanzversuchs und die Spätblühende Traubenkirsche wurden einzelkornweise ausgesät und über eine Versuchsdauer von 10 bis 12 Wochen beobachtet. Neben dem quantitativen Keimungserfolg wurde wöchentlich die qualitative Entwicklung der Einzelpflanzen über Blattentwicklungsstadien angesprochen. Am Ende des Versuchszeitraums erfolgte die Entnahme von Keimlingen, um deren Sprosslänge, Wurzelhalsdurchmesser und Trockengewichte zu erfassen.

Mathematisch-statistische Auswertung

Aufgrund der räumlich geschachtelten Versuchsanlage in den Freilandversuchen erfolgte die Auswertung mit linearen gemischten Modellen (LMM). Bei der Auswertung des

Gewächshausversuchs kamen mehrfach lineare Regressionsmodelle (MLR) zur Anwendung. Die Umsetzung der mathematisch-statistischen Methoden erfolgte mit der Statistiksoftware R (Version 3.3.2).

Ergebnisse

Werden die Dominanzbestände einer natürlichen Alterung überlassen, zeigte die Entwicklung der Bestandeskenndaten einen dauerhaft wirkenden Prozess der Selbstdifferenzierung auf. Zwischen den jüngsten und den ältesten Untersuchungsbeständen konnte eine Stammzahlreduktion von durchschnittlich 12.000 Stk./ha auf 1.100 Stk./ha nachgewiesen werden. Gleichzeitig nahm die Grundfläche der Dominanzbestände von durchschnittlich 2,5 m²/ha auf 10 m²/ha zu. Es zeigte sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen der alterungsbedingten Veränderung der Bestandesarchitektur und der Strahlungsentwicklung. Insbesondere die Brusthöhendurchmesser der stärksten Spätblühenden Traubenkirschen hatten einen hohen Erklärungswert für die Strahlung am Waldboden und können damit als einfach zu erhebender Weiser für die waldbauliche Praxis dienen.

Unter jungen Dominanzbeständen nahm die Strahlungsverfügbarkeit sehr schnell ab. Im Alter zwischen 12 und 16 Jahren wurde ein Minimum erreicht, dann war es unter den Dominanzbeständen am dunkelsten, und es gelangten durchschnittlich nur zwei Prozent der Freilandstrahlung – häufig sogar unter einem Prozent – an den Waldboden. Wird eine Entwicklung der Dominanzbestände zugelassen, dann zeigen die Ergebnisse eine kontinuierliche Verbesserung der Strahlungsbedingungen auf. Der Grenzwert von drei Prozent der Freilandstrahlung wurde im Alter zwischen 26 und 36 Jahren erreicht, dann scheint eine dauerhafte Etablierung von Schattbaumarten möglich zu sein (vgl. PETRITAN et al. 2007).

Die Versuchsbaumarten reagierten auf die Wuchsbedingungen unter den Dominanzbeständen unterschiedlich. Die Schattbaumarten Winterlinde und Hainbuche zeigten unter Dominanzbeständen verschiedenen Alters kaum Ausfälle. Hingegen waren die Ausfälle der Lichtbaumart Eberesche unter jüngeren Dominanzbeständen deutlich höher als unter älteren. Bei Traubeneiche und Rotbuche wurden die Vitalität und das Wachstum durch andere Effekte überlagert (Pflanzenqualität, Schädlingsbefall). Es konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Strahlungsverfügbarkeit und den Ausfallraten von Rotbuche, Traubeneiche und Eberesche festgestellt werden.

Sprosslängen- und Durchmesserwachstum der Winterlinde und Hainbuche wurden signifikant – in gleicher Weise wie die Strahlung – vom Alter der Dominanzbestände beeinflusst. Nach

dem Überschreiten der Phase minimaler Strahlungsverfügbarkeit verbessern sich demnach auch die Etablierungs- und Wachstumsbedingungen für heimische Laubbaumarten unter alternden Dominanzbeständen. Mit zunehmendem zeitlichem Abstand zur Pflanzung wurde der Effekt der Wachstumsbedingungen deutlicher nachweisbar, was auf die Wirkung des Verpflanzchocks in den ersten Jahren zurückgeführt werden kann. Weiterhin konnte die positive Wirkung der Dominanzbestände auf das Waldinnenklima in Kiefernforsten nachgewiesen werden, indem die Luftfeuchtigkeit erhöht wird und Temperaturextreme an heißen Tagen gedämpft werden. Das Wachstum der Schattbaumarten Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche war unter der Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche und vergleichbaren Strahlungsbedingungen signifikant besser als unter den homogenen Kiefernforsten der Referenzflächen.

Für die Winterlinde, Hainbuche und Spätblühende Traubenkirsche konnte im Gewächshausversuch kein Einfluss der Faktoren auf die Keimung festgestellt werden. Aus methodischen Gründen musste die Auswertung für Traubeneiche und Eberesche verworfen werden. Bei der Rotbuche wirkte sich eine stärkere Beschattung positiv auf den Auflaufersfolg aus. Ein negativer Effekt des Traubenkirschensubstrats durch Allelopathie auf die quantitative Entwicklung war für keine der Baumarten nachweisbar. Die Ausfallraten waren bei Hainbuche, Rotbuche und Spätblühender Traubenkirsche unter einer stärkeren Beschattung erhöht. Hingegen hatte das Traubenkirschensubstrat eine positive Wirkung auf das Überleben von Hainbuche und Rotbuche, was sich in geringeren Ausfallraten der Keimlinge widerspiegelte.

Bei allen Baumarten wirkte sich eine höhere Strahlung positiv auf die Trockenmassen der Keimlinge aus. Zudem bildeten die Keimlinge der Winterlinde, Hainbuche und Spätblühenden Traubenkirsche unter günstigeren Strahlungsbedingungen mehr Blätter und zeigten ein reduziertes Längenwachstum. Die Wirkung der Strahlung auf das Dickenwachstum stellte sich zwischen den Baumarten hingegen indifferent dar. Durch die zunehmende Strahlungsverfügbarkeit in alternden Dominanzbeständen wird demnach die qualitative Entwicklung der Keimlinge begünstigt.

Das Dickenwachstum der Keimlinge aller Baumarten wurde durch das Traubenkirschensubstrat begünstigt. Bei den Keimlingen der Winterlinde konnte zudem eine positive Wirkung des Traubenkirschensubstrates auf die Sprosslänge und die Trockenmasse ermittelt werden. Die einzige negative Wirkung der Traubenkirschenstreu konnte auf das Längenwachstum der Keimlinge des Neophyten selbst festgestellt werden. Auf die frühe Entwicklung der heimischen

Laubbaumarten wirkte sich das unter den Dominanzbeständen gebildete Bodensubstrat jedoch durchweg positiv aus.

Schlussfolgerung und Handlungsempfehlung

Schlussendlich erscheint eine langfristige Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche in naturfernen Kiefernforsten durch die gezielte Integration sukzessionaler Prozesse möglich. Jedoch müssen die waldbaulichen und jagdlichen Rahmenbedingungen sowie die Behandlung der Dominanzbestände darauf ausgerichtet werden, eine Etablierung heimischer Halbschatt- und Schattbaumarten zu ermöglichen. Ist die natürliche Einwanderung der Baumarten aufgrund fehlender Diasporenquellen unmöglich, kann eine menschlich unterstützende Einbringung im Voranbau oder in Voraussaat erfolgen. Weisen die Arten eine höhere Schattentoleranz als die Spätblühende Traubenkirsche auf, können sie sich früher als der Neophyt unter den Dominanzbeständen etablieren und damit den Verjüngungszyklus brechen. Jedoch wird die nordamerikanische Baumart auf lange Sicht nicht gänzlich aus den Waldökosystemen verschwinden (SCHEPKER 1998). Die Dominanz des Neophyten wird hingegen durch die Veränderung der ökologischen Bedingungen zurückgehen. Werden jedoch einzelne Rahmenbedingungen verletzt, besteht das Potenzial, dass die natürliche Sukzession gehemmt wird und sich künstlich eingebrachte Baumarten nicht erfolgreich etablieren. Dann werden sich die Dominanzbestände über weitere Generationen unter den Kiefernforsten halten können. Denn vielerorts scheinen weniger die Spätblühenden Traubenkirschen, sondern vielmehr die homogenen Kiefernforste, das Fehlen von Diasporenquellen und ein viel zu hoher Verbissdruck das Grundproblem bei der Etablierung heimischer Laubbaumarten unter den Dominanzbeständen zu sein (KOWARIK 2010; MÜNTE et al. 2022).

11. SUMMARY

Background and objectives

The black cherry (*Prunus serotina* EHRH.), which originates from North America, poses a particular challenge for the renaturation of semi-natural pine forests in Central Europe - including the DBU-Naturerbe. The formation of dense vegetation layers - so-called dominant stands - leads to a strong change in the ecological conditions on the forest floor. In addition, the specific characteristics of the tree species - the excellent vegetative reproductive capacity, the formation of seedling banks and the low susceptibility to browsing - enable a high degree of steadiness in the pine forests, which also complicates the success of management measures. The competitive strength of shade-tolerant native broadleaf tree species is now seen as the key to successful displacement of the neophyte. If the goal is to develop site-appropriate deciduous and mixed deciduous forests by allowing near-natural processes (e.g. succession, natural regeneration) and to minimise the intensity of human intervention, it is questionable to what extent these processes are influenced or even hindered by the presence of the black cherry. The present research work examines whether it is possible for native deciduous tree species to rejuvenate under the influence of the neophyte. Based on this, it will be clarified how, when and where a human-supported introduction of native broadleaf tree species into the dominant stands can and should take place.

Material and methods

In terms of content and methodology, the work is divided into three separate focal points, in which the regeneration ecology conditions under dominant stands and the consequences for plant growth were investigated. The field studies took place on the DBU-Naturerbe sites Authausener Wald (Saxony/Germany) and Rütznicker Heide (Brandenburg/Germany).

The first focus of the work was on stand architecture and radiation under dominant stands of different ages. 173 individual points were investigated, 68 of which were located in the Authausener Wald and 105 in the Rütznicker Heide. The radiation parameters under the dominant stands were determined from hemispherical backlight images. The stand parameters were recorded randomly in four concentric sampling circles with clip thresholds. For age determination, the two strongest black cherry trees were felled and their annual rings counted. The age of the dominant stands examined ranged from 10 to 59 years.

11. SUMMARY

The development potential of indigenous broadleaf tree species under the influence of black cherry was the focus of the second main area of work. In 2012, a planting trial was set up under dominant stands of different ages. The five trial areas, two in the Authausen Forest and three in the Rüttnicker Heide, can be seen as a chronosequence of ageing dominant stands. In addition, there was a reference plot in each of the two areas under a single-layer pure pine stand. In each experimental and reference plot, 500 trees were planted, equally distributed among the five species sessile oak (*Quercus petraea* MATT.), beech (*Fagus sylvatica* L.), small-leaved lime (*Tilia cordata* MILL.), hornbeam (*Carpinus betulus* L.) and rowan (*Sorbus aucuparia* L.). The planting was carried out as a randomised block trial with four replicates. The stocking was completely recorded and represented in stem distribution plans. Furthermore, the radiation characteristics were recorded from hemispherical photographs. The mortality as well as the shoot length and diameter growth of the individual trees were recorded over five years. In addition, a sowing trial was set up in 2013. The trial areas were protected from browsing by game by fences.

In the third focus area, the influence of black cherry on the germination and early development of various tree species was tested. For this purpose, a randomised block experiment was set up in the greenhouse in 2013, in which the factors soil substrate (black cherry and pine), shading (3 % and 6 %) and moisture (with and without drought stress) were varied in two factor levels each. The five deciduous tree species of the planting trial and the black cherry were sown individually and observed over an experimental period of 10 to 12 weeks. In addition to the quantitative germination success, the qualitative development of the individual plants was addressed weekly via leaf development stages. At the end of the trial period, seedlings were taken to record their shoot length, root neck diameter and dry weights.

Mathematical-statistical evaluation

Due to the spatially nested experimental design in the field trials, the evaluation was carried out with linear mixed models (LMM). Linear regression models (MLR) were used several times for the evaluation of the greenhouse trial. The mathematical-statistical methods were implemented with the statistical software R (version 3.3.2).

Results

If the dominant stands are left to age naturally, the development of the stand characteristics showed a permanently effective process of self-differentiation. Between the youngest and the

11. SUMMARY

oldest stands, a reduction in the number of stems from an average of 12.000 stems/ha to 1.100 stems/ha was observed. At the same time, the basal area of the dominant stands increased from an average of 2,5 m²/ha to 10 m²/ha. There was a significant correlation between the age-related change in stand architecture and the development of radiation. In particular, the diameter of the breast height of the strongest black cherry trees had a high explanatory value for the radiation on the forest floor and can thus serve as an easy-to-survey indicator for silvicultural practice.

Under young dominant stands, the availability of radiation decreased very quickly. A minimum was reached between 12 and 16 years of age, then it was darkest under the dominance stands and on average only two percent of the outdoor radiation - often even less than one percent - reached the forest floor. If a development of the dominant stands is allowed, then the results show a continuous improvement in radiation conditions. The threshold value of three percent of the outdoor radiation was reached between 26 and 36 years of age, then a permanent establishment of shade tree species seems to be possible (cf. PETRITAN et al. 2007).

The experimental tree species reacted differently to the growth conditions under the dominant stands. The shade tree species small-leaved lime and hornbeam hardly showed any losses under dominance stands of different ages. In contrast, the losses of the light tree species rowan were significantly higher under younger dominant stands than under older ones. In sessile oak and beech, vitality and growth were superimposed by other effects (plant quality, pest infestation). A significant correlation between radiation availability and the failure rates of beech, sessile oak and rowan was found.

Shoot length and diameter growth of small-leaved lime and hornbeam were significantly influenced - in the same way as radiation - by the age of the dominant stands. After the phase of minimum radiation availability has been exceeded, the establishment and growth conditions for native broadleaf tree species under ageing dominant stands also improve. With increasing temporal distance from planting, the effect of the growth conditions became more clearly detectable, which can be attributed to the effect of the transplanting shock in the first years. Furthermore, the positive effect of dominant stands on the forest interior climate in pine forests could be demonstrated by increasing humidity and dampening temperature extremes on hot days. The growth of the shade tree species small-leaved lime, hornbeam and beech was significantly better under the presence of black cherry and comparable radiation conditions than under the homogeneous pine forests of the reference plots.

11. SUMMARY

For the small-leaved lime, hornbeam and black cherry, no influence of the factors on germination could be determined in the greenhouse trial. For methodological reasons, the evaluation for sessile oak and rowan had to be discarded. In the case of the beech, greater shading had a positive effect on germination success. A negative effect of the black cherry substrate due to allelopathy on the quantitative development was not detectable for any of the tree species. The failure rates were increased for hornbeam, beech and black cherry under stronger shading. In contrast, the black cherry substrate had a positive effect on the survival of hornbeam and beech, which was reflected in lower seedling failure rates.

For all tree species, higher radiation had a positive effect on the dry masses of the seedlings. In addition, the seedlings of small-leaved lime, hornbeam and black cherry formed more leaves and showed reduced length growth under more favourable radiation conditions. The effect of radiation on thickness growth, however, was indifferent between the tree species. The increasing availability of radiation in ageing dominant stands thus favours the qualitative development of seedlings.

The thickness growth of the seedlings of all tree species was favoured by the black cherry substrate. In addition, a positive effect of the black cherry substrate on shoot length and dry mass could be determined for the seedlings of the small-leaved lime. The only negative effect of the black cherry litter could be found on the length growth of the seedlings of the neophyte itself. However, the soil substrate formed under the dominant stands had a consistently positive effect on the early development of the native deciduous tree species.

Conclusion and recommendation for action

Finally, a long-term displacement of black cherry in semi-natural pine forests seems to be possible through the targeted integration of successional processes. However, the silvicultural and hunting framework conditions as well as the treatment of dominant stands must be geared towards enabling the establishment of native semi-shade and shade tree species. If the natural immigration of tree species is impossible due to a lack of diaspora sources, a human-supported introduction can take place in pre-planting or pre-seeding. If the species have a higher shade tolerance than black cherry, they can establish themselves earlier than the neophyte among the dominant stands and thus break the regeneration cycle. However, the North American tree species will not completely disappear from forest ecosystems in the long run (SCHEPKER 1998). The dominance of the neophyte, on the other hand, will decline due to the change in ecological conditions. However, if individual framework conditions are violated, there is the

11. SUMMARY

potential that natural succession will be inhibited and artificially introduced tree species will not successfully establish themselves. In that case, the dominant stands will be able to persist under the pine forests for further generations. For in many places, it seems that the basic problem in establishing native broadleaf tree species under the dominant stands is not so much black cherry, but rather the homogeneous pine forests, the lack of diaspora sources and a much too high browsing pressure (KOWARIK 2010; MÜNTE et al. 2022).

LITERATURVERZEICHNIS

- AERTS, R.; EWALD, M.; NICOLAS, M.; PIAT, J.; SKOWRONEK, S.; LENOIR, J. et al. (2017): Invasion by the Alien Tree *Prunus serotina* Alters Ecosystem Functions in a Temperate Deciduous Forest. In: *Frontiers in plant science* 8 (179).
- ALTENKIRCH, W.; MAJUNKE, C.; OHNESORGE, B. (2002): Waldschutz auf ökologischer Grundlage. Unter Mitarbeit von H. BOGENSCHÜTZ, P. HEYDECK, J. KRANZ, S. PRIEN und K. WINTER. Stuttgart: Eugen Ulmer GmbH & Co.
- AMMER, C. (1996): Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. In: *Forest Ecology and Management* 88, S. 43–53.
- AMMER, C.; MOSANDL, R. (2000): Zum Einfluss des Altbestandes auf das Keimergesamter Bucheckern. In: *Tagung der Sektion Waldbau in Sachsen-Anhalt 2000*, S. 79–88.
- AMMER, C.; BRANG, P.; KNOKE, T.; WAGNER, S. (2004): Methoden zur waldbaulichen Untersuchung von Jungwüchsen. In: *Forstarchiv* 75, S. 83–110.
- AMMER, C.; STIMM, B.; MOSANDL, R. (2008): Ontogenetic variation in the relative influence of light and resources on European beech seedling growth. In: *Tree Physiology* 28, S. 721–728.
- AMMER, C.; VOR, T.; KNOKE, T.; WAGNER, St. (2010): Der Wald-Wild-Konflikt. Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. Göttingen: Universitätsverlag Göttingen (Göttinger Forstwissenschaften 5).
- ANDERS, S. (2006): Die Ressource Wasser im zweischichtigen Nadel-Laub-Mischbestand. Unter Mitarbeit von S. AUGUSTIN. In: P. FRITZ (Hg.): *Ökologischer Waldumbau in Deutschland. Fragen, Antworten, Perspektiven*. München: oekom, S. 152–183.
- ANDERSON, M.C. (1964): Studies of the woodland light climate: I. The photographic computation of light conditions. In: *Journal of Ecology*, S. 27–41.
- ANNIGHÖFER, P.; AMMER, C. (2015): Spätblühende Traubenkirsche: Pragmatismus statt Aktionismus. In: *AFZ-DerWald* (4), S. 27–30.
- ANNIGHÖFER, P.; KAWALETZ, H.; TERWEI, A.; MÖLDER, I.; ZERBE, S.; AMMER, C. (2015): Managing an invasive tree species – silvicultural recommendations for black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). In: *Forstarchiv* 86, S. 139–152.
- ANNIGHÖFER, P.; SCHALL, P.; KAWALETZ, H.; MÖLDER, I.; TERWEI, A.; ZERBE, S.; AMMER, C. (2012): Vegetative growth response of black cherry (*Prunus serotina*) to different mechanical control methods in a biosphere reserve. In: *Canadian Journal of Forest Research* 42 (12), S. 2037–2051.
- ANW (2021): Das BioWild-Projekt. Ergebnisübersicht in Schlagworten. Biodiversität und Schalenwildmanagement in Wirtschaftswäldern. Unter Mitarbeit von Georg-August-Universität Göttingen, Technische Universität Dresden, Technische Universität München, re:member Wandel mitgestalten, Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft e. V.
- AUCLAIR, A.N. (1975): Sprouting response in *Prunus serotina*: multivariate analysis of site forest structure and growth relationships. In: *American Midland Naturalist* 94, S. 72–87.
- AUCLAIR, A.N.; COTTAM, G. (1971): Dynamics of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in southern Wisconsin oak forests. In: *Ecological Monographs* 41 (2), S. 153–177.
- BAKER, F.S. (1949): A revised tolerance table. In: *Journal of Forestry* 47 (3), S. 179–181.

- BAKKER, J. (1963): De ontwikkelingsgeschiedenis van *Prunus serotina* Ehrh. in Nederland. The historical development of *Prunus serotina* Ehrh. in the Netherlands. In: *Nederlands Bosbouw Tijdschrift* 3, S. 201–206.
- BARBIER, S.; GOSSELIN, F.; BALANDIER P. (2008): Influence of tree species on understorey vegetation diversity and mechanisms involved. A critical review for temperate and boreal forests. In: *Forest Ecology and Management* 254, S. 1–15.
- BÄRTELS, A. (1996): Gehölzvermehrung. Unter Mitarbeit von H.H. JENSCH, H. LÖSING und A. PLIETZSCH. 4. Auflage. Stuttgart: Ulmer.
- BARTELS, H. (1960): Über die Physiologie der Samenkeimung. In: *Forst und Holz* 15, S. 363–366.
- BARTSCH, N.; RÖHRIG, E. (2016): Waldökologie. Einführung für Mitteleuropa. Berlin, Heidelberg: Springer.
- BARTSCH, N.; LÜPKE, B. v.; RÖHRIG, E. (2020): Waldbau auf ökologischer Grundlage. 8., völlig überarbeitete und erweiterte Auflage. Stuttgart: Eugen Ulmer GmbH & Co.
- BDF (2015): Waldgebiet des Jahres 2015 - Grunewald. Traubenkirschenbekämpfung. Hg. v. Bund Deutscher Forstleute. Online verfügbar unter <http://www.2018.waldgebiet-des-jahres.de/index.php/2015-der-grunewald/forstliches/traubenkirschenbekaempfung>, zuletzt geprüft am 12.11.2022.
- BECKAGE, B.; CLARK, J.S. (2003): Seedling survival and growth of three forest tree species: The role of spatial heterogeneity. In: *Ecology* 84 (7), S. 1849–1861.
- BECKER, B.; VON KEUDELL, A.; WOLF, H. (2001): Sandbirke und Spätblühende Traubenkirsche in den Sächsischen Forstämtern Colditz und Grimma. Forstliches Unkraut oder unterschätztes Wertpotenzial? In: *Forst und Holz* 56 (17), S. 550–553.
- BERGHOLZ, N. (2009a): Authausener Wald. Hg. v. DBU NATURERBE GmbH. DBU NATURERBE GmbH. Online verfügbar unter <http://www.dbu.de/media/031109034226lfnb.pdf>.
- BERGHOLZ, N. (2009b): Oranienbaumer Heide. Hg. v. DBU NATURERBE GmbH. DBU NATURERBE GmbH.
- BERGHOLZ, N. (2009c): Rüthniker Heide. Hg. v. DBU NATURERBE GmbH. DBU NATURERBE GmbH.
- BILKE, G. (1996): Ausbreitung, Biomasseproduktion und Nährelementinkorporation von Strauchschichten aus Spätblühender Traubenkirsche (*Padus serotina* EHRH.) in Kiefernbeständen Brandenburgs. Diplomarbeit. Fachhochschule Eberswalde, Eberswalde.
- BMEL (2005): Handbuch Forstliche Analytik. Online verfügbar http://www.bmel.de/DE/Wald-Fischerei/01_Nachhaltige-Waldwirtschaft/Zustandserhebungen/_texte/Handbuch-Forstliche-Analytik.html
- BÖCKMANN, I. (2010): Einfluss der neophytischen Art *Prunus serotina* EHRH. auf ihre Umgebung - unter besonderer Berücksichtigung der allelopathischen Wirkung. Masterarbeit. Universität Bielefeld, Bielefeld. Fakultät für Biologie, Institut für Experimentelle Ökologie und Ökosystembiologie.
- BOHN, U. (2000): Karte der potentiellen natürlichen Vegetation von Sachsen-Anhalt. Erläuterungen zur Naturschutz-Fachkarte M 1 : 200.000 (Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 1/2000).

- BOLTE, A.; BILKE, G. (1998): Wirkung der Bodenbelichtung auf die Ausbreitung von *Calamagrostis epigejos* in den Kiefernforsten Nordostdeutschlands. In: *Forst und Holz* (53), S. 232–236.
- BONN, S.; POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. Wiesbaden: Quelle & Meyer Verlag (UTP für Wissenschaft).
- BONNER, F.T.; KARRFALT, R.P. (2008): *The Woody Plant Seed Manual*. Washington: U.S. Department of Agriculture (Agricultural Handbook, 727).
- BORRMANN, K. (1988): Ausbreitung und rationelle Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*). In: *Sozialistische Forstwirtschaft* 38 (12), S. 366/371.
- BORRMANN, K.; GEBAUER, E. (2010): Ein Neophyt - zwei Strategien. In: *Labus: Naturschutz im Strelitzer Land* 32, S. 66–76.
- BOSSEMA, I. (1979): Jays and Oaks: an Eco-Ethological Study of a Symbiosis. In: *Behaviour* 70 (1-2), S. 1–116.
- BREHM, K. (2004): Erfahrungen mit der Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*) in Schleswig-Holstein in den Jahren 1977 bis 2004. In: S. LÜTT (Hg.): Neophyten in Schleswig-Holstein: Problem oder Bereicherung? Dokumentation einer Tagung in LANU am 31.03.2004 (Schriftreihe der LANU SH - Natur, 10), S. 66–78.
- BRINKMANN, K.; LANGER-KETTNER, G.; Polle, A. (2003): Auswirkungen des Pflanzschocks auf Überlebensrate und Gewebequalität in jungen Buchen (*Fagus sylvatica* L.). In: *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 174 (1), S. 15–20.
- BROWN, R.T. (1967): Influence of Naturally Occurring Compounds on Germination and Growth of Jack Pine. In: *Ecology* 48, S. 542–546.
- BRUNNER, A.; HUSS, J. (1994): Die Entwicklung von Bergmischwaldkulturen in den Chiemgauer Alpen. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 113, S. 194–203.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2012a): Landschaftssteckbrief Dahlen-Dübener-Heide (88000). Online verfügbar unter http://www.bfn.de/0311_landschaft+M570f8be31e9.html?&cHash=286b42d71b687029aa7ceaee2fc3557.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2012b): Landschaftssteckbrief Schleuener Heide (77900). Online verfügbar unter http://www.bfn.de/0311_landschaft+M5b07e1de667.html?&cHash=a175791504770d4c977d8c5e22d7ecd1.
- BURSCHEL, P.; SCHMALTZ, J. (1965): Die Bedeutung des Lichtes für die Entwicklung junger Buchen. In: *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 136 (9), S. 193–210.
- BURSCHEL, P.; EL KATEB, H.; HUSS, J.; MOSANDL, R. (1985): Die Verjüngung im Bergmischwald. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 104, S. 65–100.
- CACCIA, F.D.; BALLARÈ, C.L. (1998): Effects of tree cover, understory vegetation, and litter on regeneration of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) in southwestern Argentina. In: *Canadian Journal of Forest Research* 28 (5), S. 683–692.
- CALLAWAY, R.M.; ASCHEHOUG, E.T. (2000): Invasive Plants Versus Their New and Old Neighbors: A Mechanism for Exotic Invasion. In: *Science* 290, S. 521–523.

- CANHAM, C.D.; KOBE, R.K.; LATTY, E.F.; CHAZDON, R.L. (1999): Interspecific and intraspecific variation in tree seedling survival: effects of allocation to roots versus carbohydrate reserves. In: *Oecologia* 121 (1), S. 1–11.
- CHABRERIE, O.; HOEBLICH, H.; DECOCQ, G. (2007a): Determinism and ecological consequences of invasive dynamics of the late Cerisier (*Prunus serotina* Ehrh.) on the plant communities of Copiegnie forest. In: *Acta Botanica Gallica* 154 (3), S. 383–394.
- CHABRERIE, O.; ROULIER, F.; HOEBLICH, H.; SEBERT-CUVILLIER, E.; CLOSSET-KOPP, D.; LEBLANC, I. et al. (2007b): Defining patch mosaic functional types to predict invasion patterns in a forest landscape. In: *Ecological Applications* 17 (2), S. 464–481.
- CHABRERIE, O.; VERHEYEN, K.; SAGUEZ, R.; DECOCQ, G. (2008): Disentangling relationships between habitat conditions, disturbance history, plant diversity, and American black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) invasion in a European temperate forest. In: *Diversity and Distributions* 14, S. 204–212.
- CHABRERIE, O.; LOINARD, J.; PERRIN, S.; SAGUEZ, R.; DECOCQ, G. (2010): Impact of *Prunus serotina* invasion on understorey functional diversity in a European temperate forest. In: *Biological Invasions* 12, S. 1891–1907.
- CHRISTOPH, M. (2008): Labor- und Freilandversuche zur Reduzierung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) mit dem Violetten Knorpelschichtpilz (*Chondrostereum purpureum* [PERS.: FR.] POUZAR). Diplomarbeit, Fachhochschule Eberswalde.
- CLARK, J.S.; MACKLIN, E.; WOOD, L. (1998): Stages and spatial scales of Recruitment limitation in Southern Appalachian forests. In: *Ecological Monographs* 62 (2), S. 213–235.
- CLOSSET-KOPP, D.; CHABRERIE, O.; VALENTIN, B.; DELACHAPPELLE, H.; DECOCQ, G. (2007): When Oscar meets Alice: Does a lack of trade-off in r/K-strategies make *Prunus serotina* a successful invader of European forests? In: *Forest Ecology and Management* 247, S. 120–130.
- CLOSSET-KOPP, D.; SAGUEZ, R.; DECOCQ, G. (2011): Differential growth patterns and fitness may explain contrasted performances of the invasive *Prunus serotina* in its exotic range. In: *Biological Invasions* 13, S. 1341–1355.
- COLLET, C.; CHENOST, C. (2006): Using competition and light estimates to predict diameter and height growth of naturally regenerated beech seedlings growing under changing canopy conditions. In: *Forestry* 76 (5), S. 489–502.
- COLLET, C.; LANTER, O.; PARDOS, M. (2001): Effects of canopy opening on height and diameter growth in naturally regenerated beech seedlings. In: *Annals of Forest Science* 58 (2), S. 127–134.
- CORNETT, M.W.; REICH, P.B.; PUETTMANN, K.J.; FRELICH, L.E. (2000): Seedbed and moisture availability determine safe sites for early *Thuja occidentalis* (Cupressaceae) regeneration. In: *American Journal of Botany* 87 (12), S. 1807–1814.
- CRÉTIN, V. (2013): Effect of *Prunus serotina* litter on humus formation in pine and oak forests on poor sandy soils in The Netherlands. Masterarbeit. Wageningen UR, Wageningen.
- CSISZÁR, Á.; KORDA, M.; SCHMIDT, D.; SPORCIC, D.; TELEKI, B.; TIBORCZ, V. (2012): Study on Allelopathic Potential of Some Invasive and Potentially Invasive Neophytes. In: International Scientific Conference on Sustainable Development & Ecological Footprint. Sopron, Ungarn, 26.-27. März 2012. University of West Hungary, S. 1–6.

- DASSONVILLE, N.; VANDERHOEVEN, S.; VANPARYS, V.; HAYEZ, M.; GRUBER W.; MEERTS, P. (2008): Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. In: *Oecologia* 157, S. 131–140.
- DBU (2014): DBU-Naturerbe. Online verfügbar unter <http://www.dbu.de/naturerbe>.
- DBU NATURERBE (2010): Grundsätze zur Waldentwicklungssteuerung. Online verfügbar unter https://www.dbu.de/1317ibook59855_28458_.html, zuletzt aktualisiert am 07.01.2014.
- DBU NATURERBE (2014): Naturnahe Waldentwicklung auf DBU-Naturerbeflächen. Grundsätze der Entwicklungssteuerung. Online verfügbar unter <https://https://cms.dbu.de/media/070114031926tct2.pdf>
- DBU NATURERBE (2017): Grundsätze zum Wildmanagement auf den Flächen der DBU Naturerbe GmbH. Online verfügbar unter <https://cms.dbu.de/media/180111013107ok33.pdf>
- DECKERS, B.; VERHEYEN, K.; HERMY, M.; MUYS, B. (2005): Effects of landscape structure on the invasive spread of black cherry *Prunus serotina* in an agricultural landscape in Flanders, Belgium. In: *Ecography* 28 (1), S. 99–109.
- DECKERS, B.; VERHEYEN, K.; VANHELLEMOUNT, M.; MADDENS, E.; MUYS, B.; HERMY, M. (2008): Impact of avian frugivores on dispersal and recruitment of the invasive *Prunus serotina* in an agricultural landscape. In: *Biological Invasions* 10 (5), S. 717–727.
- DELUCIA, E.H.; SIPE, T.W.; HERRICK, J.; MAHERALI, H. (1998): Sapling biomass allocation and growth in the understory of a deciduous hardwood forest. In: *American Journal of Botany* 85 (7), S. 955–963.
- DESIE, E.; VANCAMPENHOUT, K.; VAN DEN BERG, L.; NYSSSEN, B.; WEIJTERS, M.; DEN OUDEN, J.; MUYS, B. (2020): Litter share and clay content determine soil restoration effects of rich litter tree species in forests on acidified sandy soils. In: *Forest Ecology and Management* 474. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.1016%2Fj.foreco.2020.118377>
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2014a): Wetterdaten der Station Klitzschen von 2005–2013, 2014. E-Mail an Tobias Hamm.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2014b): Wetterdaten der Station Kossa von 2002–2013, 2014. E-Mail an Tobias Hamm.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2014c): Wetterdaten der Station Lindow (Mark) von 2002–2013, 2014. E-Mail an Tobias Hamm.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2014d): Wetterdaten der Station Neuruppin von 2002–2013, 2014. E-Mail an Tobias Hamm.
- DORMANN, C.F.; KÜHN, I. (2012): Angewandte Statistik für die biologische Wissenschaft. 2. Auflage. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung - UFZ. Online verfügbar unter https://www.ufz.de/export/data/2/92353_deutschstatswork_23022011.pdf
- DORMANN, C.F.; ELITH, J.; BACHER, S.; BUCHMANN, C.; Carl, G.; CARRÈ, G. et al. (2013): Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. In: *Ecography* 36, S. 27–46.
- DREWES, D. (2006): Zum Einsatz von Pferden beim Umbau von Waldbeständen. Eine arbeitswissenschaftliche Schwerpunktstudie an der Voraussaat von Bucheckern zur Umwandlung von Fichtenreinbeständen. Dissertation. Universität Göttingen, Göttingen.
- DUCAN, P.; TIXIER, H.; HOFFMAN, R.R.; LECHNER-DOLL, M. (1998): Feeding strategies and the physiology of digestion in roe deer. In: R. ANDERSEN, P. DUCAN und J.D.C.

- LINNELL (Hg.): The European Roe Deer: The Biology of Success. Oslo: Scandinavian University Press, S. 91–116.
- DYDERSKI, M.K.; JAGODZINSKI, A.M. (2019): Seedling survival of *Prunus serotina* Ehrh., *Quercus rubra* L. and *Robinia pseudoacacia* L. in temperate forests of Poland. In: *Forest Ecology and Management* 450, S. 1–10.
- EICHNER, G. (2012): Lineare Modelle mit R: Regression und Varianzanalyse. Universität Gießen, Mathematisches Institut. Online verfügbar unter <http://www.unik-giessen.de/cms/fbz/fb07/fachgebiete/mathematik/mathematik/arbeitsgruppen/stoch/stochpers/eichnerdateien/skriptenfiles/r1sum10.r4win11>, zuletzt geprüft am 13.02.2015.
- EMBORG, J. (1998): Understorey light conditions and regeneration with respect to the structural dynamics of a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. In: *Forest Ecology and Management* 106 (2-3), S. 83–95.
- ESEN, D.; YILDIZ, O.; SARGINCI, M.; ISIK, K. (2007): Effects of different pretreatments on germination of *Prunus serotina* seed sources. In: *Journal of Environmental Biology* 28 (1), S. 99–104.
- EVANS, G.C.; COOMBE, D.E. (1959): Hemispherical and Woodland Canopy Photography and the Light Climate. In: *Journal of Ecology* 47 (1), S. 103–113.
- FACELLI, J.M.; PICKETT, S.T.A. (1991): Plant Litter: Its Dynamics and Effects on Plant Community Structure. In: *The Botanical Review* 57 (1), S. 1–32.
- FAHLVIK, N. (2012): MS EXCEL Makro zur Erstellung von Stammverteilungsprogrammen: MICROSOFT. Technische Universität Dresden, Fakultät Forstwissenschaften, Professur für Waldbau.
- FAHRMEIR, L.; LANG, S.; KNEIB, T. (2009): Regression: Modelle, Methoden und Anwendungen. 2. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer.
- FARAWAY, J.J. (2014): Linear Models with R. 2. Auflage. Boca Raton, London, New York: CRC Press, Taylor & Francis Group (Texts in Statistical Science).
- FARMER, R.E. (1997): Seed ecophysiology of temperate and boreal zone forest trees. Delray Beach, Florida: St. Lucie Press.
- FELBERMEIER, B.; MOSANDL, R. (2005): *Fagus sylvatica*. In: P. SCHÜTT, A. ROLOFF, H. WEISGERBER, U. LANG und B. STIMM (Hg.): Enzyklopädie der Holzgewächse. 41. ergänzte Fassung. Weinheim: Wiley-VCH, S. 241–260.
- FELTEN, S. v.; SCHMID, B. (2008): Complementarity among species in horizontal versus vertical rooting space. In: *Journal of Plant Ecology* 1, S. 33–41.
- FERRELL, W.K.; WOODARD, E.S. (1966): Effects of seed origin on drought resistance of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* Mirb.). In: *Ecology* 47, S. 499–503.
- FISCHER, H.; BENS, O.; HÜTTL, R.F. (2002): Veränderung von Humusform, -vorrat und -verteilung im Zuge von Waldumbau-Maßnahmen im Nordostdeutschen Tiefland. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121, S. 322–334.
- FRIEDRICH, M.; SCHREIBER, R.; KUDERNATSCH, TH. (2013): Wildverbiss mit Weiserflächen beurteilen (Merkblatt der Bayrischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 25). Online verfügbar unter https://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/service/dateien/mb25_weiserfl%C3%A4chen_bf_rz.pdf.

- FRITZ, P. (Hg.) (2006): Ökologischer Waldumbau in Deutschland. Fragen, Antworten, Perspektiven. UFZ Leipzig-Halle. München: oekom.
- GAUER, J.; ALDINGER, E. (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands. Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke (Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung 43). Online verfügbar unter https://www.thuenen.de/media/publikationen/landbauforschung-sonderhefte/lbf_sh359.pdf.
- GÄUMANN, S. (2019): Räumliche Zusammenhänge zwischen Keimlingen und Samenbäumen an drei Standorten im Raum Zürich. Analyse zur Samenverbreitung und Mikrohabitat einheimischer Baumarten. Masterarbeit. ETH Zürich, Zürich. Professur Waldökologie.
- GILL, R.M.A. (1992): A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests: 3. Impact on Trees and Forests. In: *Forestry* 65 (4).
- GILL, R.M.A.; BEARDALL, V. (2001): The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. In: *Forestry* 74 (3), S. 209–218.
- GODEFROID, S.; PHARTYAL, S.S.; WEYEMBERGH, G.; KOEDAM, N. (2005): Ecological factors controlling the abundance of non-native invasive black cherry (*Prunus serotina*) in deciduous forest understorey in Belgium. In: *Forest Ecology and Management* 210 (1), S. 91–105.
- GOMÉZ, J.M. (2003): Spatial patterns in long-distance dispersal of *Quercus ilex* acorns by jays in a heterogeneous landscape. In: *Ecography* 26 (5), S. 573–584. Online verfügbar unter <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1034/j.1600-0587.2003.03586.x>.
- GRALLA, T.; MÜLLER-USING, B.; UNDEN, T.; WAGNER, S. (1997): Über die Lichtbedürfnisse von Buchen-Voranbauten in Fichtenbaumhölzern des Westharzes. In: *Forstarchiv* 68, S. 51–58.
- GREIS, I.; KELLOMÄKI, S. (1981): Crow structure and stem growth of Norway Spruce undergrowth under varying shading. In: *Silva Fennica* 15 (3), S. 306–322.
- HAAG, C.; WILHELM, U. (1998): Die Spätblühende Traubenkirsche: Arbeiten mit "unerwünschter" Baumart oder Verschleppung einer Katastrophe? In: *AFZ-DerWald* (6), S. 276–279.
- HAGEMEIER, M. (1997): Kronenstruktur und Schattenwurf verschiedener Pionier- und Schlusswaldbaumarten. Diplomarbeit. Universität Göttingen, Göttingen. Biologische Fakultät.
- HALAREWICZ, A.; JACKOWSKI, J. (2011): Leaf damage of the Black Cherry, *Prunus serotina* Ehrh., by the leaf beetle *Gonioctena quinquepunctata* Fabr.: an accidental foraging on a neophytic host, or an established trophic link? In: *Polish Journal of Ecology* 59 (3), S. 587–595.
- HALAREWICZ, A.; ŻOŁNIERZ, L. (2014): Changes in the understorey of mixed coniferous forest plant communities dominated by the American black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). In: *Forest Ecology and Management* 313, S. 91–97.
- HAMM, T.; WEIDIG, J.; HUTH, F.; KUHLSCH, W.; WAGNER, S. (2014): Wachstumsreaktionen junger Weißtannen-Voraussaaten auf Begleitvegetation und Strahlungskonkurrenz. In: *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 185 (3/4), S. 45–59.
- HAMM, T.; HUTH, F.; WAGNER, S. (2015): Spätblühende Traubenkirsche - ein Vorteil für das Keimbett? In: *AFZ-DerWald* (4), S. 26.
- HARPER, J.L. (1977): Population Biology of Plants. London: Academic Press.

- HASSTEDT, S.L.; ANNIGHÖFER, P. (2020a): Initial Survival and Development of Planted European Beech (*Fagus sylvatica* L.) and Small-Leaved Lime (*Tilia cordata* MILL.) Seedlings Competing with Black Cherry (*Prunus serotina* EHRH.). In: *Plants* 9 (677), S. 1–17.
- HASSTEDT, S.L.; ANNIGHÖFER, P. (2020b): Stockausschlagvermögen der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.). Wie reagiert die invasive Baumart auf Fällung und Ringelung? In: *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 191 (7/8), S. 147–164.
- HASSTEDT, S.L.; WEIGEL, R.; ANNIGHÖFER, P. (2021): Ist Voranbau mit Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) und Winterlinde (*Tilia cordata* MILL.) eine Alternative gegen die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.)? In: *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 191 (9/10), S. 181–196.
- HATANO, K.; ASAKAWA, S. (1964): Physiological processes in forest tree seeds during maturation, storage, and germination. In: *International Review of Forest Research* 1 (279-323).
- HEDDERICH, J.; SACHS, L. (2012): *Angewandte Statistik*. 14. Auflage. Heidelberg: Springer.
- HEGARTY, T.W. (1978): The physiology of seed hydration and dehydration, and the relation between water stress and the control of germination: a review. In: *Plant, Cell and Environment* 1, S. 101–119.
- HEITHECKER, T.D.; HALPERN, C.B. (2006): Variation in microclimate associated with dispersed-retention harvests in coniferous forests of western Washington. In: *Forest Ecology and Management* 223 (1-3), S. 60–71.
- HERING, S. (2000): Ökologische und waldbauliche Bedeutung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* [EHRH.] BORKH.) in Sachsen. unveröffentlicht.
- HESSE, A.; GROßMANN, J.; MÜLLER, M.; BAUHUS, J. (2023): Hohes Potenzial auf geeigneten Standorten. Wachstumspotenzial von *Prunus serotina* im Mooswald bei Freiburg. In: *proWALD - Magazin des Deutschen Forstvereins* (Februar), S. 18–19.
- HEYDECK, P.; MÜNTE, M. (2008): Der Violette Knorpelschichtpilz als "Bioherbizid" gegen Traubenkirsche. In: *AFZ-DerWald* (4), S. 188–190.
- HIERRO, J.L.; CALLAWAY, R.M. (2003): Allelopathy and exotic plant invasion. In: *Plant and Soil* 256, S. 29–39.
- HOFFMANN, G. (1995): Wald, Klima, Fremdstoffeintrag – ökologischer Wandel mit Konsequenzen für Waldbau und Naturschutz, dargestellt am Gebiet der neuen Bundesländer Deutschlands. In: *Angewandte Landschaftsökologie* 4, S. 165–189.
- HOFMANN, G.; POMMER, U. (2004): Das natürliche Waldbild Brandenburgs. In: *AFZ-DerWald* (22), S. 1211–1215.
- HOFMANN, G.; POMMER, U. (2005): Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin. Berlin: Hendrik Bäbeler Verlag (Eberswalder Forstliche Schriftenreihe XXIV).
- HORSLEY, S.B. (1977a): Allelopathic inhibition of black cherry by fern, grass, goldenrod, and aster. In: *Canadian Journal of Forest Research* 7 (2), S. 205–216.
- HORSLEY, S.B. (1977b): Allelopathic inhibition of black cherry. II. Inhibition by woodland grass, ferns, and club moss. In: *Canadian Journal of Forest Research* 7 (3), S. 515–519.
- HOUGH, A.F. (1960): Silvical characteristics of black cherry (*Prunus serotina*). Upper Darby, PA.: Northeastern Forest Experiment Station, Forest Service, US Department of Agriculture.

- HOUGH, A.F.; FORBES, R.D. (1943): The ecology and silvics of forests in the high plateaus of Pennsylvania. In: *Ecological Monographs* 13, S. 299–320.
- HURLBERT, S.H. (1984): Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. In: *Ecological Monographs* 54 (2), S. 187–211.
- HUSCH, B. (1954): The regeneration of *Prunus serotina* in northwestern Pennsylvania following cutting. In: *Ecology* 35, S. 11–17.
- HUTH, F. (2010): Untersuchungen zur Verjüngungsökologie der Sand-Birke (*Betula pendula* Roth). Dissertation. Technische Universität Dresden, Tharandt. Waldbau und Forstschutz. Online verfügbar unter http://www.qucosa.de/recherche/frontdoor/?tx_slubopus4frontend%5bid%5d=urn:nbn:de:bsz:14-qucosa-27734.
- HUTH, F.; KÖRNER, A.; LEMKE, C.; KARGE, A.; WOLLMERSTÄDT J.; WAGNER, S.; HARTWIG, M.; KNOERZER, D. (2011): Untersuchungen zur Keimung und Keimlingsentwicklung der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* Mirb. Franco) in Abhängigkeit von Feuchte und Strahlung – ein Gewächshausversuch. In: *Forstarchiv* 12 (4), S. 108–119.
- HUTH, F.; HAGEMANN, U.; WAGNER, S.; FISCHER, H. (2012): Renaturierung von Kiefernreinbeständen - RENAKI. Ansatz für großflächigen Dauerversuch auf DBU-Naturerbeflächen. In: *AFZ-DerWald* (15), S. 21–23.
- IRMSCHER, T. (2010): Räumliche Verteilung von Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und Traubeneiche (*Quercus petraea*) und deren zoochores Ausbreitungspotential mit Blick auf die Minimierung der Eingriffsintensität beim Waldumbau in Wäldern mit Naturschutzstatus. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben. Technische Universität Dresden; Institut für Waldbau und Forstschutz. Tharandt.
- ISTA (2015): International Rules for Seed Testing. Online verfügbar unter <https://www.seedtest.org/en/publications/international-rules-seed-testing.html>.
- JAGODZINSKI, A.M.; DYDERSKI, M.K.; HORODECKI, P.; KNIGHT, K.S.; KATARZYNA, R.; SZMYT, J. (2019): Light and propagule pressure affect invasion intensity of *Prunus serotina* in a 14-tree species forest common garden experiment. In: *NeoBiota* (46), S. 1–21.
- JANSSEN, J.; LAATZ, W. (2007): Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows. 6. Auflage. Heidelberg: Springer.
- JENSEN, T.S. (1985): Seed-seed predator interactions of European beech, *Fagus sylvatica* and forest rodents *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*. In: *Oikos* 44, S. 149–156.
- JONES, L.R. (1961): Effect of light on germination of forest tree seed. In: *Proceedings of the International Seed Testing Association* 26, S. 437–452.
- JUHÁSZ, M.; BAGI, I.; CSINTALAN, Z. (2009): The critical effect of drought stress on the invading features of bird cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) during dispersion stage on a sand-dune area in Hungary. In: *Cereal Research Communications* 37, S. 553–556.
- KARLSSON, M. (2001): Natural Regeneration of Broadleaved Tree Species in Southern Sweden. Effects of silvicultural treatments and seed dispersal from surrounding stands. Alnarp (Silvestria 196).
- KÄTZEL, R.; LÖFFLER, S.; WINTER, S.; KALLWIET, R. (2006): Zum Einfluss von Überschildung und Begründungsverfahren auf den Entwicklungserfolg von Eichen- und Buchen-Voranbauten in der Initialphase. In: *Eberswalder Forstliche Schriftreihe* (23), S. 79–101.

- KAWALETZ, H.; MÖLDER, I.; ZERBE, S.; ANNIGHÖFER, P.; TERWEI, A.; AMMER, C. (2013): Exotic tree seedlings are much more competitive than natives but show underyielding when growing together. In: *Journal of Plant Ecology* 6 (4), S. 305–315.
- KAWALETZ, H.; MÖLDER, I.; ANNIGHÖFER, P.; TERWEI, A.; ZERBE, S.; AMMER, C. (2014): Pot experiments with woody species - a review. In: *Forestry*, S. 1–10. Online verfügbar unter <http://forestry.oxfordjournals.org/content/early/2014/05/13/forestry.cpu017.abstract>.
- KAZDA, M.; WAGNER, C.; PICHLER, M.; HAGER, H. (1998): Potentielle Lichtausnützung von *Quercus petraea*, *Fagus sylvatica* und *Acer pseudoplatanus* im Jahr des Voranbaus. In: *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 169, S. 157–162.
- KENNEL, M. (2004): Vorbeugender Hochwasserschutz durch Wald und Forstwirtschaft in Bayern. Ergebnisse eines Demonstrationsvorhabens. Unter Mitarbeit von J. CANALEJO, A. SCHNELL, A. TROYCKE und E. UHL. Freising: Lerchl-Druck (LWF Wissen 44).
- KERN, A. (2010): Verjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Abhängigkeit von der Entfernung zum Mutterbaum in einem Wald bei Bayreuth. Bachelorarbeit. Universität Bayreuth, Bayreuth. Ökologisch-Botanischer Garten.
- KING, D.A. (2003): Allocation of above-ground growth is related to light in temperate deciduous saplings. In: *Functional Ecology* 17 (4), S. 482–488.
- KLAIBER, C. (1999): Massenvermehrung des Blattkäfers *Goniotea quinquepunctata* an der Spätblühenden Traubenkirsche. In: *AFZ-DerWald*. (25), S. 1350–1352.
- KLIPP, E. (2010): Erstellung eines Management-Konzeptes zur Behandlung der Spätblühenden Traubenkirschen im Privatwald Friedrichswalde. Bachelorarbeit. Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst, Göttingen.
- KNIGHT, K.S.; OLEKSYN, J.; JAGODZINSKI, A.M.; REICH, P. B.; KASPROWICZ, M. (2008): Overstorey tree species regulate colonization by native and exotic plants: a source of positive relationships between understorey diversity and invasibility. In: *Diversity and Distributions* 14 (4), S. 666–675.
- KNOKE, T. (2012): Forstbetriebsplanung als Entscheidungshilfe. Unter Mitarbeit von T. SCHNEIDER, A. HAHN, V.C. GRIESS und J. RÖßIGER. Stuttgart: Ulmer.
- KÖHLER, W.; SCHACHTEL, G.; VOLESKE, P. (2007): Biostatistik. Eine Einführung für Biologen und Agrarwissenschaftler. 4. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer.
- KOUTIKA, L.-S.; VANDERHOEVEN, S.; CHAPUIS-LARDY, L.; DASSONVILLE, N.; MEERTS, P. (2007): Assessment of changes in soil organic matter after invasion by exotic plant species. In: *Biology and Fertility of Soils* 44, S. 331–341.
- KOWARIK, I. (1995): Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als Problem des Naturschutzes? In: R. BÖCKER, H. GEBHARDT, W. KONOLD und S. SCHMIDT-FISCHER (Hg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management. Landsberg: ecomed, S. 33–56.
- KOWARIK, I. (2010): Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Unter Mitarbeit von W. RABITSCH. 2. Auflage. Stuttgart: Ulmer.
- KOWARIK, I.; SCHEPKER, H. (1998): Plant invasions in northern Germany: human perception and response. In: U. STARFINGER, K. EDWARDS, I. KOWARIK und M. WILLIAMSON (Hg.): Plant Invasions. Ecological mechanisms and human responses. Leiden: Backhuys Publishers, S. 109–120.

- KOZLOWSKI, T.T. (1971): Growth and Development of Trees. Volume I: Seed Germination, Ontogeny and Shoot Growth. New York, London: Academic Press.
- KRAMER, P.J.; KOZLOWSKI, T.T. (1979): Physiology of woody plants. New York: Academic Press.
- KRÜSSMANN, G. (1997): Die Baumschule. 6. Auflage. Berlin: Parey Buchverlag.
- KUPFERSCHMID, A.D.; BRANG, P.; BUGMANN, H. (2019): Abschätzung des Einflusses von Verbiss durch wildlebende Huftiere auf die Baumverjüngung. In: *Schweizer Zeitschrift für Forstwesen* 170 (3), S. 125–134.
- KUTTER, M.; GRATZER, G. (2006): Neue Methoden zur Abschätzung der Samenverbreitungsdistanzen von Waldbäumen am Beispiel der Verbreitung von *Picea abies*, *Abies alba* und *Fagus sylvatica*. In: *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 123 (3), S. 103–120.
- LARCHER, W. (1994): Ökophysiologie der Pflanzen. 5. Auflage. Stuttgart: Ulmer.
- LECLERCQ, W.L. (1960): Dennermoorder en *Prunus serotina*. In: *Nederlands Bosbouw-Tijdschrift* 32, S. 74–75.
- LEDER, B. (2010): Ökologie und waldbauliche Bedeutung der Vogelkirsche. Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen. Arnsberg, 28.04.2010.
- LEDER, B.; WAGNER, S. (1996): Bucheckern/Streu-Voraussaat als Alternative beim Umbau von Nadelholzreinbeständen in Mischbestände. In: *Forstarchiv* 67, S. 7–13.
- LEONHARDT, B.; WAGNER, S. (2006): Qualitative Entwicklung von Buchen-Voranbauten unter Fichtenschirm. In: *Forst und Holz* 61 (11), S. 454–457.
- LEUSCHNER, C. (1994): Walddynamik auf Sandböden in der Lüneburger Heide (NW-Deutschland). In: *Phytocoenologia* 22 (3), S. 289–324.
- LEUSCHNER, C. (1997): Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. In: *Flora* (192), S. 379–391.
- LFZ (2012): Recherche der Naturräume und Naturraumpotentiale des Freistaates Sachsen. Landschaftsforschungszentrum e.V. Dresden. Online verfügbar unter <http://www.naturraeume.lfz-dresden.de/>.
- LIEFFERS, V.J.; MESSIER, C.; STADT, K.J.; GENDRON, F.; COMEAU, P.G. (1999): Predicting and managing light in the understorey of boreal forests. In: *Canadian Journal of Forest Research* 29, S. 796–811.
- LODGE, D.M. (1993): Biological Invasions: Lessons for Ecology. In: *Tree Physiology* 8 (4), S. 133–137.
- LÖF, M.; GEMMEL, P.; NILSSON, U.; WELANDER, N.T. (1998): The influence of site preparation on growth in *Quercus robur* L. seedlings in a southern Sweden clear-cut and shelterwood. In: *Forest Ecology and Management* 109 (1), S. 241–249.
- LÖF, M.; KARLSSON, M.; SONESSON, T.N.; WELANDER, N.T.; COLLET, C. (2007): Growth and mortality in underplanted tree seedlings in response to variations in canopy closure of Norway spruce stands. In: *Forestry* 80 (4), S. 371–383.
- LORENCES, E.P.; ZARRA, I. (1986): Hypocotyl growth of *Pinus pinaster* seedlings. Chance in osmotic potential and cell wall composition. In: *Physiology of Plant* 67, S. 377–382.

- LORENZ, K.; PRESTON, C.M.; KRUMREI, S.; FEGER, K.-H. (2004): Decomposition of needle/leaf litter from Scots pine, black cherry, common oak and European beech at a conurbation forest site. In: *European Journal of Forest Research* 123 (3), S. 177–188.
- LÜPKE, B. v. (1982): Versuche zur Einbringung von Lärche und Eiche in Buchenbestände. (Schriftreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 74).
- LÜPKE, B. v. (1995): Überschirmungstoleranz von Stiel- und Traubeneichen als Voraussetzung für Verjüngungsverfahren unter Schirm. In: *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz* (34).
- LÜPKE, B. v.; HAUSKELLER-BULLERJAHN, K. (1999): Kahlschlagsfreier Waldbau: Wird die Eiche an den Rand gedrängt? In: *Forst und Holz* 54, S. 563–568.
- LYR, H.; HOFFMANN, G.; DOHSE, K. (1963): Über den Einfluss unterschiedlicher Beschattung auf die Stoffproduktion von Jungpflanzen einiger Waldbäume. I. Mitteilung. In: *Flora* 153, S. 291–311.
- LYR, H.; HOFFMANN, G.; DOHSE, K. (1964): Über den Einfluss unterschiedlicher Beschattung auf die Stoffproduktion von Jungpflanzen einiger Waldbäume. II. Mitteilung. In: *Flora* 155, S. 305–330.
- LYR, H.; HOFFMANN, G. (1992): Wachstum und Umwelt. In: H. LYR, H.-J. FIEDLER und W. TRANQUILLINI (Hg.): *Physiologie und Ökologie der Gehölze*. Jena, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, S. 397–469.
- LYR, H.; FIEDLER, H.-J.; TRANQUILLINI, W. (Hg.) (1992): *Physiologie und Ökologie der Gehölze*. Jena, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- MADSEN, P.; LARSEN, J.B. (1997): Natural regeneration of beech (*Fagus sylvatica* L.) with respect to canopy density, soil moisture and soil carbon content. In: *Forest Ecology and Management* 97 (2), S. 95–105.
- MANNSELD, K.; SYRBE, R.-U. (2008): *Naturräume in Sachsen*. Leipzig: Selbstverlag (Forschungen zur Deutschen Landeskunde 257).
- MARCISZEWSKA, K.; SZCZEPKOWSKI, A.; OTRĘBA, A.; OKTABA, L.; KONDRAS, M.; ZANIEWSKI, P. et al. (2018): The dynamics of sprouts generation and colonization by macrofungi of black cherry *Prunus serotina* EHRH. eliminated mechanically in the Kampinos National Park. In: *Folia Forestalia Polonica, Series A - Forestry* 60 (1), S. 34–51.
- MARKAN, K. (1989): Abschlussbericht FE-Vorhaben "Ballungsraumnahe Waldökosysteme". Teilprojekt 1.9: Biomasse, Nähr- und Schadstoffsituation repräsentativer Gehölze der Strauchschicht. Hg. v. Umweltbundesamt und Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin. TU Berlin, Institut für Ökologie, Fachgebiet Botanik. Berlin.
- MARQUIS, D.A. (1975): Seed Storage and Germination Under Northern Hardwood Forests. In: *Canadian Journal of Forest Research* 5 (3), S. 478–484.
- MARQUIS, D.A. (1990): Black Cherry, *Prunus serotina* Ehrh. In: R.M. BRUNS und B.H. HONKALA (Hg.): *Silvics of forest trees in the United States*. 2. Aufl. Washington D.C. (Agricultural Handbook - Hardwoods 654).
- MARQUIS, D.A.; BJORKBOM, J.C.; YELENOSKY, G. (1964): Effect of seedbed condition and light exposure on paper birch regeneration. In: *Journal of Forestry* 62, S. 876–881.
- McCONNAUGHAY, K.D.M.; BAZZAZ, F.A. (1991): Is physical space a soil resource? In: *Ecology* 72, S. 94–103.

- McDONNELL, M.J.; STILES, E.W. (1983): The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. In: *Oecologia* 56, S. 109–116.
- McKAY, H.M. (1996): A review of the effect of stresses between lifting and planting on nursery stock quality and performance. In: *New Forests* 13, S. 363–393.
- MESSIER, C.; PUTTONEN, P. (1995): Spatial and temporal variation in light environment of developing Scots pine stands: the basis for a quick and efficient method of characterizing light. In: *Canadian Journal of Forest Research* 25, S. 343–354.
- MILITÄRMUSEUM KOSSA (2015): Museum gegen das Vergessen. Zeittafel. Online verfügbar unter <http://www.bunker-kossa.de/index.php/zeittafel>, zuletzt geprüft am 08.04.2015.
- MILLET, J.; BOUCHARD, A.; ÉDELIN, C. (2016): Relationship between architecture and successional status of trees in the temperate deciduous forest. In: *Écoscience* 6 (2), S. 187–203.
- MILNIK, A. (2007): Zur Geschichte der Kiefernwirtschaft in Nordostdeutschland. In: MLUV BB (Hg.): Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland. Ökologie und Bewirtschaftung. Unter Mitarbeit von R. KÄTZEL, K. MÖLLER, S. LÖFFLER, J. ENGLER und K. LIERO. Potsdam: Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam mbH (Eberswalder Forstliche Schriftenreihe XXXII), S. 14–21.
- MITSCHERLICH, G. (1940): Das Forstamt Dietzhausen. In: *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen* 72, S. 149–188.
- MITSCHERLICH, G. (1975): Boden, Luft und Produktion. 2. Aufl. 3 Bände. Frankfurt am Main: J.D. Sauerländers Verlag (Wald, Wachstum und Umwelt. Eine Einführung in die ökologischen Grundlagen des Waldwachstums 3).
- MITSCHERLICH, G. (1978): Form und Wachstum von Baum und Bestand. 2. Aufl. 3 Bände. Frankfurt am Main: J.D. Sauerländers Verlag (Wald, Wachstum und Umwelt. Eine Einführung in die ökologischen Grundlagen des Waldwachstums 1).
- MITSCHERLICH, G. (1981): Waldklima und Wasserhaushalt. 2. Aufl. 3 Bände. Frankfurt am Main: J.D. Sauerländers Verlag (Wald, Wachstum und Umwelt. Eine Einführung in die ökologischen Grundlagen des Waldwachstums 2).
- MODRÝ, M.; HUBENÝ, D.; REJŠEK, K. (2004): Differential response of naturally regenerated European shade tolerant tree species to soil type and light availability. In: *Forest Ecology and Management* 188 (1), S. 185–195.
- MOHNI, C.H.; KAMM, U. (2010): Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Wald. Grundlagen zum Erwerb der Fachbewilligung. Bern: Bundesamt für Umwelt (Umwelt-Wissen 1009).
- MRAZEK, F. (1999): Möglichkeit der Eingrenzung des Sandrohrs. Traubenkirsche auf A-Standort. In: *AFZ-DerWald* (5), S. 228–230.
- MÜLLER, J.; LUTHARDT, M.E. (2009): Wald- und Kiefernland Brandenburg. Standorts- und Bestockungsverhältnisse. In: *AFZ-DerWald* (12), S. 2–4.
- MÜLLER, K. (2007): Die aktuelle Verbreitung der Kiefer in Brandenburg. In: MLUV BB (Hg.): Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland. Ökologie und Bewirtschaftung. Unter Mitarbeit von R. KÄTZEL, K. MÖLLER, S. LÖFFLER, J. ENGLER und K. LIERO. Potsdam: Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam mbH (Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, XXXII), S. 9–13.

- MULLIGAN, G.A.; MUNRO, D.B. (1981): The Biology of Canadian Weeds.: 51. *Prunus virginiana* L. and *P. serotina* Ehrh. In: *Canadian journal of plant science* 61 (4), S. 977–992.
- MÜNTE, M. (2009): Spätblühende Trauben-Kirsche in Berlin. In: *AFZ-DerWald* (13), S. 688–690.
- MÜNTE, M.; STARFINGER, U.; NYSSSEN, B. (2022): Spätblühende Traubenkirsche und das Berliner Mischwaldprogramm. In: *AFZ-DerWald* (11), S. 36–40.
- MUYS, B.; MADDELEIN, D.; LUST, N. (1992): Ecology, practice and policy of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) management in Belgium. In: *Silva Gandavensis* 57, S. 28–45.
- NESSING, G.; ZERBE, S. (2002): Wild und Waldvegetation - Ergebnisse des Monitorings im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Brandenburg) nach 6 Jahren. In: *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 173 (10), S. 177–185.
- NEUBAUER, W.; BELLGARDT, E.; BEHR, A. (2002): Statistische Methoden. 2. Auflage. München: Vahlen (Vahlers Handbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften).
- NEUBERGER, A. (2003): Wuchsverhalten und Standraumansprüche der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) im Sächsischen Forstamt Grimma/Revier Naunhof. Diplomarbeit. Technische Universität Dresden, Tharandt. Waldwachstumskunde.
- NIINEMETS, Ü.; VALLADARES, F. (2006): Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate Northern Hemisphere trees and shrubs. In: *Ecological Monographs* 76 (4), S. 521–547.
- NIKON CORPORATION (s. a.): Digitalkamera D700 Benutzerhandbuch. Tokyo (Japan). Online verfügbar unter http://www.nikon-support.eu/europe/Manuals/2UjJ8GNWcr/D700_de.pdf, zuletzt geprüft am 04.02.2015.
- NILSSON, S.G. (1985): Ecological and evolutionary interactions between reproduction of beech *Fagus silvatica* and seed eating animals. In: *Oikos* 44, S. 157–164.
- NILSSON, U.; GEMMEL P.; LÖF, M.; WELANDER, N.T. (1996): Germination and early growth of sown *Quercus robur* L. in relation to soil preparation, sowing depths and prevention against predation. In: *New Forests* 12 (12), S. 69–86.
- NOACK, M. (2014): Neue Bewirtschaftungsgrundlagen für die Traubeneiche in Brandenburg. Waldkundeforschung für den Baum des Jahres 2014. In: *AFZ-DerWald* (8), S. 7–10.
- NORBY, R.J.; KOZLOWSKI, T.T. (1980): Allelopathic potential of ground cover species on *pinus resinosa* seedlings. In: *Plant and Soil* 57, S. 363–374.
- NÖRR, R. (2004): Buchensaat - ein Thema mit Zukunft. In: *LWF aktuell* 46, S. 1–3.
- NÖRR, R. (2006): Wildlinge erneut auf dem Prüfstand. In: *LWF aktuell* 53, S. 44–47.
- NYSSSEN, B.; DEN OUDEN, J.; VERHEYEN, K. (2013): Amerikaanse vogelkers. Van bospest tot bosboom. Zeist: KNNV Uitgeverij.
- NYSSSEN, B.; DEN OUDEN, J.; VANHELLEMOUNT, M. (2016): Integrating black cherry in forest management in the Netherlands and Belgium. In: F. KRUMM und L. VITKOVÁ (Hg.): *Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges*. Freiburg, S. 362–372.
- NYSSSEN, B.; MUYS, B.; STARFINGER, U.; CONEDERA, M. (2018): Spätblühende Traubenkirsche: Waldpest oder Waldbaum, je nach Waldbaukontext. In: *Schweizer Zeitschrift für Forstwesen* 169 (2), S. 93–101.

- O'HARA, K.L. (2014): *Multiaged Silviculture. Managing for Complex Forest Stand Structures*: Oxford University Press.
- OHEIMB, G. von; ELLENBERG, H.; HEUVELDOP, J.; KRIEBITZSCH, W.-U. (1999): Einfluss der Nutzung unterschiedlicher Waldökosysteme auf die Artenvielfalt und -zusammensetzung der Gefäßpflanzen in der Baum-, Strauch- und Krautschicht unter besonderer Berücksichtigung von Aspekten des Naturschutzes und des Verbißdruckes durch Wild. In: F. SCHOLZ und B. DEGEN (Hg.): *Wichtige Einflußfaktoren auf die Biodiversität in Wäldern. Abschlußberichte eines BML-Verbundprojekts*. Hamburg (Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft 195), S. 279–450.
- OLSSON, L.; CARLSSON, K.; GRIP, H.; PERTTU, K. (1982): Evaluation of forest-canopy photographs with diode-array scanner OSIRIS. In: *Canadian Journal of Forest Research* 12 (4), S. 822–828.
- OOSTERBAAN, A.; VAN TOL, G. (1977): *Uitbreiding van Amerikaanse vogelkers (Prunus serotina Ehrh.) in de boswachterijen Oostereng en Doorweth (De Dorschkamp Wageningen, rapport 133)*.
- OTREBA, A.; MARCISZEWSKA, K.; JANIK, D. (2017): Is cut-stump and girdling an efficient method of black cherry *Prunus serotina* Ehrh. eradication? In: *Folia Forestalia Polonica, Series A - Forestry* 59 (1), S. 14–24.
- OTTO, H.-J. (1994): *Waldökologie*. Stuttgart: Ulmer.
- OVERDIECK, D.; SCHMIDT, H. (2011): Experiment zur oberirdischen Konkurrenz zwischen Spätblühender Traubenkirsche (*Prunus serotina*) und Eberesche (*Sorbus aucuparia*). In: *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 45 (1), S. 30–40.
- PACKER, A.; CLAY, K. (2000): Soil pathogens and spatial patterns of seedling mortality in a temperate tree. In: *Nature* (404), S. 278–281.
- PACKER, A.; CLAY, K. (2003): Soil pathogens and *Prunus serotina* seedling and sapling growth near conspecific trees. In: *Ecology* 84 (1), S. 108–119.
- PAIRON, M.; CHABRERIE, O.; CASADO, C.M.; JACQUEMART, A.-L. (2006a): Sexual regeneration traits linked to black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) invasiveness. In: *Acta Oecologica* 30, S. 238–247.
- PAIRON, M.; JONARD, M.; JACQUEMART, A.-L. (2006b): Modeling seed dispersal of black cherry, an invasive forest tree: how microsatellites may help? In: *Canadian Journal of Forest Research* 36 (6), S. 1385–1394.
- PAQUETTE, A.; BOUCHARD, A.; COGLIASTRO, A. (2007): Morphological plasticity in seedlings of three deciduous species under shelterwood under-planting management does not correspond to shade tolerance ranks. In: *Forest Ecology and Management* 241 (1), S. 278–287.
- PEREA, R.; SAN MIGUEL, A.; GIL, L. (2011): Flying vs. climbing: Factors controlling arboreal seed removal in oak–beech forests. In: *Forest Ecology and Management* 262, S. 1251–1257.
- PETERSEN, R. (2015): *Waldbaulicher Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche. Praxisversuch Elbergen - Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche mit Rotbuche und Douglasie*. In: *AFZ-DerWald* (4), S. 18–21.
- PETERSEN, R.; WAGNER, S. (1999): Erste Ergebnisse eines Voranbauversuches unter Kiefer im östlichen Niedersachsen. In: *Forst und Holz* 54 (20), S. 647–653.

- PETERSEN, R.; ANNIGHÖFER, P.; SPELLMANN, H.; LEDER, B. (2015): Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.). In: T. VOR, H. SPELLMANN, A. BOLTE und C. AMMER (Hg.): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Göttingen: Universitätsverlag Göttingen (Band 7), S. 167–186.
- PETRITAN, A.M.; LÜPKE, B. v.; PETRITAN, I.C. (2007): Effects of shade on growth and mortality of maple (*Acer pseudoplatanus*), ash (*Fraxinus excelsior*) and beech (*Fagus sylvatica*) saplings. In: *Forestry* 80 (4), S. 397–412.
- PHARTYAL, S.S.; GODEFROID, S.; KOEDAM, N. (2009): Seed development and germination ecophysiology of the invasive tree *Prunus serotina* (Rosaceae) in a temperate forest in Western Europe. In: *Plant ecology* 204 (2), S. 285–294.
- PICHLER, M.; HAGER, H.; KAZDA, M. (2001): Beitrag zur Lichtökologie und zum Wachstum junger Voranbaupflanzen (*Quercus petraea*, *Fagus sylvatica* und *Acer pseudoplatanus*). In: *Austrian Journal of Forest Science* 118 (4), S. 175–192.
- PINHEIRO, J.C.; BATES, D.M. (2000): *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. Statistics and Computing. New York: Springer.
- PINHEIRO, J.C.; BATES, D.M. (2015): Package 'nlme'. Online verfügbar unter <http://cran.r-project.org/web/packages/nlme/nlme.pdf>, zuletzt aktualisiert am 27.01.2015, zuletzt geprüft am 15.02.2015.
- PLACE, I.C.M. (1955): The influence of seed-bed conditions on the regeneration of spruce and balsam fir (For. Bull. 177).
- POLZIN, F. (2017): Wiederholungsaufnahme Pflanzversuch zum Wachstum heimischer Laubbaumarten unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche (Arbeitstitel). Masterarbeit. Technische Universität Dresden, Tharandt. Professur für Waldbau.
- POORTER, H.; BÜHLER, J.; DUSSCHOTEN, D. v.; CLIMENT, J.; POSTMA, J.A. (2012): Pot size matters: a meta-analysis of the effects of rooting volume on plant growth. In: *Functional Plant Biology* 39, S. 839–850.
- PREUHSLER, T. (1979): Ertragskundliche Merkmale oberbayerischer Bergmischwald-Verjüngungsbestände auf kalkalpinen Standorten im Forstamt Kreuth. In: *Forschungsberichte der Forstlichen Forschungsanstalt München* (45).
- PRIEN, S. (1997): *Wildschäden im Wald. Ökologische Grundlagen und integrierte Schutzmaßnahmen*. 1. Auflage. Berlin: Parey Buchverlag.
- RAY, J.; SINCLAIR, T. (1998): The effect of pot size on growth and transpiration of maize and soybean during water deficit stress. In: *Journal of Experimental Botany* 49 (325), S. 1381–1386.
- REHFUESS, K.E. (1990): *Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung*. 2. Auflage. Hamburg: Verlag Paul Parey (Pareys Studentexte 29).
- REIMOSER, F.; ODERMATT, O.; ROTH, R.; SUCHANT, R. (1997): Die Beurteilung von Wildverbiss durch SOLL-IST-Vergleich. In: *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 168 (11/12), S. 214–227.
- REINHARDT, F.; HERLE, M.; BASTIANSEN, F.; STREIT, B. (2003): *Ökonomische Folgen der Ausbreitung von Neobiota*. Berlin (Texte des Umweltbundesamtes 79/03).
- REINHART, K.O.; CALLAWAY, R.M. (2006): Soil biota and invasive plants. In: *New Phytologist* 170 (3), S. 445–457.

- REINHART, K.O.; CLAY, K. (2009): Spatial variation in soil-borne disease dynamics of a temperate tree, *Prunus serotina*. In: *Ecology* 90 (11), S. 2984–2993.
- REINHART, K.O.; PACKER, A.; VAN DER PUTTEN, W.H.; CLAY, K. (2003): Plant–soil biota interactions and spatial distribution of black cherry in its native and invasive ranges. In: *Ecology Letters* 6 (12), S. 1046–1050.
- REINHART, K.O.; ROYO, A.A.; VAN DER PUTTEN, W.H.; CLAY, K. (2005): Soil feedback and pathogen activity in *Prunus serotina* throughout its native range. In: *Journal of Ecology* 93 (5), S. 890–898.
- REINHART, K.O.; PACKER, A.; VAN DER PUTTEN, W.H.; CLAY, K. (2010): Virulence of soil-borne pathogens and invasion by *Prunus serotina*. In: *New Phytologist* 186 (2), S. 484–495.
- RENAUD, P.C.; VERHEYDEN-TIXIER, H.; DUMONT, B. (2003): Damage to saplings by red deer (*Cervus elaphus*): effect of foliage height and structure. In: *Forest Ecology and Management* 181 (1-2), S. 31–37.
- RETTNER, S. (2004): Wachstum der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*) im Nds. FoA Lingen. Diplomarbeit. Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst, Göttingen.
- RICE, E.L. (1984): Allelopathy. 2. Auflage. New York: Academic Press.
- RIDENOUR, W.M.; CALLAWAY, R.M. (2001): The relative importance of allelopathy in interference: the effects of an invasive weed on a native bunchgrass. In: *Oecologia* 126, S. 444–450.
- ROBAKOWSKI, P.; BIELINIS, E. (2011): Competition between Sessile Oak (*Quercus petraea*) and Black Cherry (*Prunus serotina*): Dynamics of Seedlings Growth. In: *Polish Journal of Ecology* 59 (2), S. 297–306.
- RODE, M. (1999): The interaction between organic layer and forest growth and forest development on former heathland. In: *Forest Ecology and Management* 114, S. 117–127.
- RODE, M.; KOWARIK, I.; MÜLLER, T.; WENDEBOURG, T. (2001): The Effects of Black Cherry (*Prunus serotina*) on pine forest ecosystems in Niedersachsen (North Germany). In: I. KOWARIK und U. STARFINGER (Hg.): *Biological Invasions in Germany - A Challenge to Act? Contributions and results of a Conference in Berlin October 4th-7th, 2000*. Bonn: Bundesamt für Naturschutz (Neobiota), S. 91–92.
- RODE, M.; KOWARIK, I.; MÜLLER, T.; WENDEBOURG, T. (2002): Ökosystemare Auswirkungen von *Prunus serotina* auf norddeutsche Kiefernforsten. In: I. KOWARIK und U. STARFINGER (Hg.): *Biologische Invasionen: Herausforderung zum Handeln?* Berlin: Lentz-Druck (Neobiota, 1), S. 135–148.
- RÖHRIG, E. (1967): Wachstum junger Laubholzpflanzen bei unterschiedlichen Lichtverhältnissen. In: *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 138, S. 224–239.
- RÖHRIG, E.; BARTSCH, N.; LÜPKE, B. v. (2006): *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. Begründet von A. DENGLER. 7., vollständig aktualisierte Auflage. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- ROZENBERGAR, D.; DIACI, J. (2014): Architecture of *Fagus sylvatica* regeneration improves over time in mixed old-growth and managed forests. In: *Forest Ecology and Management* 318, S. 334–340.
- RUBNER, K. (1952): *Die pflanzengeographischen Grundlagen des Waldbaus*. Radebeul, Berlin: Neumann Verlag.

- RUMPF, H.; PETERSEN, R. (2008): Waldumbau mit Buche unter Berücksichtigung ihrer ökologischen Ansprüche. In: NORDWESTDEUTSCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT (Hg.): Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche: Universitätsdrucke Göttingen (Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 3), S. 194–219.
- SABIN, T.E.; STAFFORD, S.G. (1990): Assessing the need for transformation of response variables. In: *Special Publication - Forest Research Laboratory* (20).
- SCHACHTSCHABEL, P.; BLUME, H.-P.; BRÜNNER, G.; HARTGE, K.H.; SCHWERTMANN, U. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Unter Mitarbeit von K. AUERSWALD, L. BEYER, W.R. FISCHER, I. KÖGEL-KNABNER, M. RENGER und O. STREBEL. 14. Auflage. Stuttgart: Enke.
- SCHEPKER, H. (1998): Wahrnehmung, Ausbreitung und Bewertung von Neophyten. Eine Analyse der problematischen nichteinheimischen Pflanzenarten in Niedersachsen. Dissertation. Universität Hannover, Hannover.
- SCHEPKER, H.; KOWARIK, I. (2001): Control of non-native plants and its success in Niedersachsen (Northern Germany). In: I. KOWARIK und U. STARFINGER (Hg.): Biological Invasions in Germany - A Challenge to Act? Contributions and results of a Conference in Berlin October 4th-7th, 2000. Bonn: Bundesamt für Naturschutz (Neobiota), S. 61–62.
- SCHMIDT, P.A. (1998): Potentielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 117, S. 193–205.
- SCHMIDT, P.A.; HEMPEL, W.; DENNER, M.; DÖRING, N.; GNÜCHTEL, A.; WALTER, B.; WENDEL, D. (2002): Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1:200.000 (Materialien zum Naturschutz und Landschaftspflege). Online verfügbar unter https://www.natur.sachsen.de/download/natur/brosch_pot_nat_vegetat.pdf.
- SCHMIDT, S. (2007): Konzeptionelle Empfehlungen für ein dauerhaftes Vorhalten alter Rotbuchenbestände (*Fagus sylvatica*) in Nordostbrandenburg. Potsdam: Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam mbH (Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, XXVIII), S. 80–89.
- SCHOBBER, R. (1995): Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. 4. Auflage. Frankfurt am Main: J.D. Sauerländers Verlag
- SCHÖNFELDER-SIMON, M. (2012): Wachstum vorangebauter Buchen unter Kiefernschirm bei Konkurrenz durch Spätblühende Traubenkirschen (*Prunus serotina*). Masterarbeit. Universität Göttingen, Göttingen. Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen.
- SCHOPFER, P.; BRENNICKE, A. (2006): Pflanzenphysiologie. 6. Auflage. München.
- SCHOPMEYER, C.S. (1974): Seeds of woody plants in the United States Washington: U.S. Department of Agriculture (Agricultural Handbook, 450).
- SCHRÖCKER, S. (2011): Die Ausbreitungsentwicklung der gebietsfremden Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) im Müritz-Nationalpark. Diplomarbeit. Technische Universität Dresden, Tharandt.
- SCHRÖCKER, S.; SCHMIEDEL, D.; SCHWABE, M. (2013): Die Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) unter Prozessschutzbedingungen. In: *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* (1), S. 1–11.

- SCHÜLER, S.; FRANNER, T.; WURZER, C. (2012): Saatgutuntersuchungen - der Schlüssel für eine erfolgreiche Forstpflanzenproduktion. In: BFW (Hg.): Saat- und Pflanzgut. Qualität und Herkunftssicherung (BFW Praxis Information 29), S. 3–5.
- SCHÜTT, P.; SCHUCK, H.J.; STIMM, B. (2002): Lexikon der Baum- und Straucharten. Das Standardwerk der Forstbotanik. Unter Mitarbeit von G. AAS, R. BAASCH, H. BLASCHKE, M. DOBNER, E. KRUG, J. MAIER und H. SCHILL. Hamburg: Nikol Verlagsgesellschaft.
- SCHWALBE, E.; MAAS, H.-G.; WAGNER, S.; ROSCHER, M. (2004): Akquisition und Auswertung digitaler Hemisphärenbilder für waldökologische Untersuchungen. In: SEYFERT, E. (Hg.): Instrumentarien zur nachhaltigen Entwicklung von Landschaften. 24. Wissenschaftlich-Technische Jahrestagung der DGPF. 15. – 17. September 2004 in Halle. Münster: Deutschen Gesellschaft für Photogrammetrie (Publikationen der Deutschen Gesellschaft für Photogrammetrie, Fernerkundung und Geoinformation e.V. Band 13), S. 113–120.
- SCHWALBE, E.; MAAS, H.-G.; KENTER, M.; WAGNER, S. (2009): Hemispheric Image Modeling and Analysis Techniques for Solar Radiation Determination in Forest Ecosystems. In: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 75, S. 375–384.
- SCHWAPPACH, A. (1907): Über die wichtigsten für die deutschen Forsten geeigneten Laubholzarten. In: *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* 16, S. 126 ff.
- SEIDLING, W. (2003): Abschlussbericht: Ballungsraumnahe Waldökosysteme. Teilprojekt: Vergleichende Untersuchungen des Unterwuchses repräsentativer Waldstandorte; Teil 2: *Prunus serotina* und *Calamagrostis epigejos* in den Berliner Forsten. Unter Mitarbeit von H. SUKOPP. Hg. v. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung. Technische Universität Berlin; Institut für Ökologie; Fachgebiet Ökosystemforschung und Vegetationskunde.
- SER (2004): The SER International Primer on Ecological Restoration. Hg. v. Society for Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group.
https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf.
- SILVERTOWN, J.W. (1982): Introduction to Plant Population Ecology. London: Longman.
- SKOWRONEK, S.; TERWEI, A.; ZERBE, S.; MÖLDER, I.; ANNIGHÖFER, P.; KAWALETZ, H. et al. (2014): Regeneration Potential of Floodplain Forests Under the Influence of Nonnative Tree Species: Soil Seed Bank Analysis in Northern Italy. In: *Restoration Ecology* 22 (1), S. 22–30.
- SMITH, A.J. (1975): Invasion and ecesis of bird-disseminated woody plants in a temperate forest Sere. In: *Ecology* 56, S. 19–34.
- SPAETH, I.; BALDER, H.; KITZ, E. (1994): Das Problem mit der Spätblühenden Traubenkirsche in den Berliner Forsten. In: *AFZ-DerWald* (5), S. 234–236.
- STARFINGER, U. (1990): Die Einbürgerung der spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) in Mitteleuropa. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- STARFINGER, U. (1991): Population Biology of an Invading Tree Species - *Prunus serotina*. In: A. SEITZ und V. LOESCHCKE (Hg.): Species Conservation: A Population-Biological Approach. Basel: Birkhäuser Verlag, S. 171–184.
- STARFINGER, U. (1997): Introduction and naturalization of *Prunus serotina* in central Europe. In: H.J. BROCK, M. WADE, P. PYSEK und D. GREEN (Hg.): Plant Invasions: Studies from North America and Europe. Leiden: Backhuys Publishers, S. 161–171.

- STARFINGER, U.; KOWARIK, I.; RODE, M.; SCHEPKER, H. (2003): From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora? - the perception of an alien tree species through the centuries. In: *Biological Invasions* 5, S. 323–335.
- STIMM, B.; KNOKE, T. (2004): Hähersaaten: Ein Literaturüberblick zu waldbaulichen und ökonomischen Aspekten. In: *Forst und Holz* 59 (11), S. 531–534.
- STIMM, B.; ROTHKEGEL, W.; RUPPERT, O.; MOSANDL, R. (2014): Die Qualität von Forstpflanzen als entscheidende Voraussetzung für den Kulturerfolg. In: *LWF Wissen* 74, S. 54–62.
- STURM, M. (2005): Spätblühende Traubenkirsche: Ist nicht mehr Handlung gefragt? In: *AFZ-DerWald* (3), S. 147–149.
- SUCHANT, R.; BARITZ, R.; ARMBRUSTER, F. (2000): Werden Wildlinge weniger verbissen? Ein Vergleich der Verbissbelastung von Wildlingen und Baumschulpflanzen. In: *AFZ-DerWald* (5), S. 251–254.
- SZABO, L.G. (2000): Juglone index. A possibility for expressing allelopathic potential of plant taxa with various life strategies. In: *Acta Botanica Hungarica* 42 (1–4), S. 295–305.
- TAHER, M.M.; COOKE, R.C. (1975): Shade-induced damping-off in conifer seedlings. In: *New Phytologist* 75, S. 573–578.
- TERWEI, A.; ZERBE, S.; ZEILEIS, A.; ANNIGHÖFER, P.; KAWALETZ, H.; MÖLDER, I.; AMMER, C. (2013): Which are the factors controlling tree seedling establishment in North Italian floodplain forests invaded by non-native tree species? In: *Forest Ecology and Management* 304, S. 192–203.
- THOMAS, D.S. (2008): Hydrogel applied to the root plug of subtropical eucalypt seedlings halves transplant death following planting. In: *Forest Ecology and Management* 255 (3.4), S. 1305–1314.
- THOMAS, E. (2006): Feldversuchswesen. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- THOMASIUS, H.; SCHMIDT, P.A. (1996): Wald, Forstwirtschaft und Umwelt. Bonn: Economica Verlag GmbH (Umweltschutz: Grundlagen und Praxis 10).
- TIEBEL, K.; LEINEMANN, L.; HOSIUS, B.; SCHLICHT, R.; FRISCHBIER, N.; WAGNER, S. (2019): Seed dispersal capacity of *Salix caprea* L. assessed by seed trapping and parentage analysis. In: *European Journal of Forest Research* 138, S. 495–511.
- TIEDE, T.; HERZOG, S. (2004): Using zoochorous dispersal within the scope of converting pine and spruce stands into mixed forests. In: *Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt - Contributions to Forest Sciences* 20, S. 144–152.
- TILMAN, D. (1994): Competition and biodiversity in spatially structured habitats. In: *Ecology* 75 (1), S. 2–16.
- TROUILLIER, M. (2010): Das Verfahren der hemisphärischen Fotografie zur Ermittlung der Bestrahlungsstärke unter Waldbeständen und Erläuterungen zur Wirkung des Einzelbaumes auf das Strahlungsklima am Boden. Bachelorarbeit. Technische Universität Dresden, Tharandt. Institut für Waldbau und Forstschutz.
- TSEGAY, B.A.; OLSEN, J.E.; JUNTITILA, O. (2005): Effect of red and far-red light on inhibition of hypocotyl elongation in ecotypes of *Betula pendula* Roth. In: *African Journal of Biotechnology* 4, S. 50–56.
- TURCEK, F.J. (1961): Ökologische Beziehungen der Vögel und Gehölze. Bratislava: Verlag der Slowakischen Akademie der Wissenschaften.

- TÜXEN, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. In: *Angewandte Pflanzensoziologie* 13, S. 5–42.
- UFZ (2023): Dürremonitor Deutschland. Hg. v. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung - UFZ. Online verfügbar unter <https://www.ufz.de/index.php?de=37937>, zuletzt aktualisiert am 17.02.2023, zuletzt geprüft am 28.02.2023.
- UHL, A. (2011): Untersuchung zur Verteilung von Eichenkeimlingen – Beitrag des Eichelhäfers zur Naturverjüngung. In: *Naturschutz südlicher Oberrhein* 6, S. 99–103.
- ULRICH, B. (1988): Ökochemische Kennwerte des Bodens. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 151, S. 171–176.
- URBAN, J.; TATARINOV, F.; NADEZHINA, N.; CERMAK, J.; CEULEMANS, R. (2009): Crown structure and leaf area of the understorey species *Prunus serotina*. In: *Trees* 23 (2), S. 391–399.
- VALLADARES, F.; NIINEMETS, Ü. (2008): Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences. In: *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39 (1), S. 237–257.
- VALLADARES, F.; CHICO, J.M.; ARANDA, I.; BALAGUER, L.; DIZENGREMEL, P.; MANRIQUE, E.; DREYER, E. (2002): The greater seedling high-light tolerance of *Quercus robur* over *Fagus sylvatica* is linked to a greater physiological plasticity. In: *Trees* 16, S. 395–403.
- VAN DEN MEERSSCHAUT, D.; LUST, N. (1997): Comparison of mechanical, biological and chemical methods for controlling Black cherry (*Prunus serotina*) in Flanders (Belgium). In: *Silva Gandavensis* 62, S. 90–107.
- VAN DEN TWEEL, P.A.; EIJSACKERS, H. (1987): Black cherry, a pioneer species or 'forest pest'. In: *Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen (C 90)*, S. 59–66.
- VANDENBERGHE, C.; FRELECHOUX, F.; BUTTLER, A. (2008): The influence of competition from herbaceous vegetation and shade on simulated browsing tolerance of coniferous and deciduous saplings. In: *Oikos* 117, S. 415–423.
- VANDERHOEVEN, S.; DASSONVILLE, N.; MEERTS, P. (2005): Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. In: *Plant and Soil* 275, S. 169–179.
- VANHELLEMOUNT, M. (2009a): Present and future population dynamics of *Prunus serotina* in forests in its introduced range. Dissertation. Ghent University, Ghent.
- VANHELLEMOUNT, M. (2009b): Patterns of *Prunus serotina* invasion in two contrasting forests. 2nd Belgian Conference on Biological Invasions. Katholieke Universiteit Leuven; Universiteit Gent. FORUM ON INVASIVE ALIEN SPECIES. Brüssel, 11.05.2009.
- VANHELLEMOUNT, M.; BAETEN, L.; HERMY, M.; VERHEYEN, K. (2009a): Patterns of *Prunus serotina* invasion in two contrasting forests on sandy soils. In: FORUM ON INVASIVE ALIEN SPECIES (Hg.): Science Facing Aliens. Invasive Alien Species, as designated by the Parties to the Convention on Biological Diversity. Science Facing Aliens. Brüssel, S. 59–63.
- VANHELLEMOUNT, M.; BAETEN, L.; HERMY, M.; VERHEYEN, K. (2009b): The seedling bank stabilizes the erratic early regeneration stages of the invasive *Prunus serotina*. In: *Ecoscience* 16 (4), S. 452–460.

- VANHELLEMOUNT, M.; VERHEYEN, K.; KEERSMAEKER, L.D.; VANDEKERKHOVE, K.; HERMY, M. (2009c): Does *Prunus serotina* act as an aggressive invader in areas with a low propagule pressure? In: *Biological Invasions* 11, S. 1451–1462.
- VANHELLEMOUNT, M.; VERHEYEN, K.; STAELENS, J.; HERMY, M. (2010a): Factors affecting radial growth of the invasive *Prunus serotina* in pine plantations in Flanders. In: *European Journal of Forest Research* 129, S. 367–375.
- VANHELLEMOUNT, M.; WAUTERS, L.; BAETEN, L.; BIJLSMA, R.-J.; FRENNE, P. de; HERMY, M.; VERHEYEN, K. (2010b): *Prunus serotina* unleashed: invader dominance after 70 years of forest development. In: *Biological Invasions* 12 (5), S. 1113–1124.
- VANHELLEMOUNT, M.; BAETEN, L.; VERBEECK, H.; HERMY, M.; VERHEYEN, K. (2011): Long-term scenarios of the invasive black cherry in pine-oak forest: Impact of regeneration success. In: *Acta Oecologica* 37, S. 203–211.
- VERHEYEN, K.; VANHELLEMOUNT, M.; STOCK, T.; HERMY, M. (2007): Predicting patterns of invasion by black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in Flanders (Belgium) and its impact on the forest understorey community. In: *Diversity and Distributions* 13, S. 487–497.
- VOR, T. (2005): Natural regeneration of *Quercus rubra* L. (Red Oak) in Germany. In: *NeoBiota* 6, S. 111–123.
- WAGENFÜHR, R. (1999): Anatomie des Holzes. 5. Auflage. Leinfelden-Echterdingen: DRW-Verlag.
- WAGNER, S. (1994a): Einbringung von Laubbaumarten in Kiefernbestände auf armen Sanden im Nordosten Niedersachsens. In: *Forstarchiv* 65, S. 3–9.
- WAGNER, S. (1994b): Strahlungsschätzung in Wäldern durch hemisphärische Fotos – Methode und Anwendung. (Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A).
- WAGNER, S. (1997): Ein Modell zur Fruchtausbreitung der Esche (*Fraxinus excelsior* L.) unter Berücksichtigung von Richtungseffekten. In: *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 168 (8), S. 149–155.
- WAGNER, S. (1998): Calibration of grey values of hemispherical photographs for image analysis. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 90, S. 103–117.
- WAGNER, S. (2001): Relative radiance measurements and zenith angle dependent segmentation in hemispherical photography. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 107, S. 103–115.
- WAGNER, S. (2003): Wird die Waldgestaltung durch die Bedürfnisse des Hochwasserschutzes eingeschränkt? In: *AFZ-DerWald* (5), S. 224–225.
- WAGNER, S. (2007): Rationaler Waldumbau - Fragen und Anregungen. In: *Forst und Holz* 62 (8), S. 12–17.
- WAGNER, S. (2010): Handlungsspielräume beim Waldumbau von Kiefer-Reinbeständen auf Naturerbeflächen - welche Ziele erfordern welche Maßnahmen? DBU, Mai 2010.
- WAGNER, S.; MÜLLER-USING, B. (1997): Ergebnisse der Buchen-Voranbauversuche im Harz unter besonderer Berücksichtigung der lichtökologischen Verhältnisse. In: *Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen* (13), S. 17–30.
- WAGNER, S.; NAGEL, J. (1992): Ein Verfahren zur PC- gesteuerten Auswertung von Fish-eye-Negativfotos für Strahlungsschätzungen. In: *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 163 (6), S. 110–116.

- WAGNER, S.; KÜßNER, R.; AMMER, C.; DOHRENBUSCH, A. (2004): Hinweise zur Erfassung von Strahlung und Kronenraumstruktur in Waldbeständen im Rahmen waldbaulicher Untersuchungen. In: *Forstarchiv* 75, S. 110–121.
- WAGNER, S.; FISCHER, H.; HUTH, F. (2011): Canopy effects on vegetation caused by harvesting and regeneration treatments. In: *European Journal of Forest Research* 130, S. 17–40.
- WALD UND HOLZ NRW (2017): Weißtanne - gesät statt gepflanzt. Anleitung zur Manuellen Plätze Saat. Münster: Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen.
- WALTER, H. (1960): Grundlagen der Pflanzenverbreitung. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- WEIDIG, J.; WAGNER, S. (2021): Growth response of advanced planted European beech (*Fagus sylvatica* L.) after storm-caused loss of shelterwood. In: *European Journal of Forest Research* 140 (2), S. 931–946.
- WEIDIG, J.; ARENHÖVEL, W.; EISENHAUER, D.-R.; WAGNER, S. (2015): Buchen-Voranbau trotz instabilem Fichtenschirm? In: *AFZ-DerWald* (5), S. 41–42.
- WEIGMANN, G.; KRATZ, W.; HECK, M.; JAEGER-VOLMER, J.; KIELHORN, U.; KRONSHAGE, J.; RINK, U. (1989): Teilprojekt 1.5: Bodenbiologische Dynamik immissionsbelasteter Forsten. Abschlußbericht FE-Vorhaben „Ballungsraumnahe Waldökosysteme“. Hg. v. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin.
- WEIN, K. (1930): Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa. In: *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* 42, S. 137–163.
- WELANDER, N.T.; OTTOSSON, B. (1998): The influence of shading on growth and morphology in seedlings of *Quercus robur* L. and *Fagus sylvatica* L. In: *Forest Ecology and Management* 107 (1), S. 117–126.
- WELANDER, N.T.; OTTOSSON, B. (2000): The influence of low light, drought and fertilization on transpiration and growth in young seedlings of *Quercus robur* L. In: *Forest Ecology and Management* 127 (1), S. 139–151.
- WENDEL, G.W. (1972): Longevity of black cherry seed in the forest floor. In: *USDA Forest Service Research Note* NE-149, S. 1–4.
- WENDORFF, G. von (1952): Die *Prunus serotina* in Mitteleuropa: Eine waldbauliche Monographie. Dissertation, Hamburg.
- WINKLER, H. (1955): Das Saatgut unserer heimischen Nadel- und Laubhölzer. Radebeul, Berlin: Neumann Verlag.
- WITTICH, W. (1961): Der Einfluss der Baumart auf den Bodenzustand. In: *AFZ-DerWald* 16 (2), S. 41–45.
- ZERBE, S. (1997): Stellt die potentielle natürliche Vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau dar? In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116, S. 1–15.
- ZERBE, S. (2009): Renaturierung von Waldökosystemen. In: S. ZERBE und G. WIEGLEB (Hg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, S. 153–177.
- ZERBE, S.; BRANDE, A. (2003): Woodland degradation and regeneration in Central Europe during the last 1.000 years - a case study in NE Germany. In: *Phytocoenologia* 33 (4), S. 683–700.

- ZERBE, S.; JANSEN, F. (2008): Vergleich verschiedener Managementstrategien zur Renaturierung anthropogener Kiefernbestände in Brandenburg. In: *Forst und Holz* 63 (1), S. 13–18.
- ZERBE, S.; KREYER, D. (2007): Influence of different forest conservation strategies on ground vegetation and tree regeneration in pine (*Pinus sylvestris* L.) stands: a case study in NE Germany. In: *European Journal of Forest Research* 126, S. 291–301.
- ZERBE, S.; WIEGLEB, G. (Hg.) (2009): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- ZERBE, S.; WIRTH, P. (2006): Non-indigenous plant species and their ecological range in Central European pine (*Pinus sylvestris* L.) forests. In: *Annals of Forest Science* 63, S. 189–203.
- ZERBE, S.; WIEGLEB, G.; ROSENTHAL, G. (2009): Einführung in die Renaturierungsökologie. In: S. ZERBE und G. WIEGLEB (Hg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, S. 1–18.
- ZIEGENHAGEN, B.; KAUSCH, W. (1995): Productivity of young shaded oaks (*Quercus robur* L.) as corresponding to shoot morphology and leaf anatomy. In: *Forest Ecology and Management* 72 (2), S. 97–108.
- ZUUR, A.; IENO, E.N.; WALKER, N.; SVELIEV, A.A.; SMITH, G.M. (2009): Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Berlin, Heidelberg: Springer.

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

- Abbildung 1: Hypothetische Entwicklung eines Kiefernforstes hin zu einem Knäuelgras-Winterlinden-Hainbuchenwald auf der DBU-Naturerbefläche Oranienbaumer Heide. Die Dominanz der Baumarten in der jeweiligen Sukzessionsstufe ist durch die Schriftgröße als ein relatives Maß dargestellt. Der durch die Spätblühende Traubenkirsche bedingte Problembereich ist rot unterlegt.....3
- Abbildung 2: Waldbau- und Behandlungsphasen der Spätblühenden Traubenkirsche in Deutschland (DE) und den Niederlanden (NL) mit Förderung (grün), Bekämpfung (rot) und neutraler Einstellung (grau) gegenüber der Art (aus NYSSSEN et al. 2018, verändert)..... 9
- Abbildung 3: Das „Dreieck der Behandlungsstrategien“ aus NYSSSEN et al. (2013, S. 117) zeigt neben den Alternativen bei der Behandlung traubenkirschenbeeinflusster Waldbestände auch die daraus resultierenden Konsequenzen auf. 12
- Abbildung 4: Einordnung der Untersuchungsgebiete Authausener Wald und Rüthnicker Heide in die Flächenkulisse der DBU-Naturerbeflächen. (Quelle: DBU 2014, verändert) 17
- Abbildung 5: (a) Die Aufnahme der hemisphärischen Fotos erfolgte mit einer digitalen Spiegelreflexkamera Nikon D700, die mit einem Nikon 8 mm f/2.8 Fisheye-Objektiv ausgerüstet war. (b) Die Abbildung zeigt die über dem Probepunkt auf einem Stativ etwa 0,8 m oberhalb des Erdbodens eingerichtete Kamera. (c) Vor jeder Aufnahme wurde die Kamera mit einem Kompass und einer Dosenlibelle ausgerichtet. 22
- Abbildung 6: (a) Die Aufnahme der hemisphärischen Fotos erfolgte im vollbelaubten Zustand der Dominanzbestände, wobei die Belichtungszeit an die Helligkeit im Freiland angepasst wurde. In der Originalaufnahme erscheint das abschirmende Kronendach schwarz und jede Kronendachlücke als helle Stelle. (b) Durch die computergestützte Segmentierung und Klassifizierung der Aufnahmen entsteht ein Falschfarbenbild, das schließlich für die Herleitung der Strahlungsgrößen herangezogen werden kann... 23
- Abbildung 7: Forstgrundkarte des Untersuchungsgebiets Rüthnicker Heide. Die kartierten Dominanzbestände sind rot schraffiert dargestellt. Die Darstellung der Versuchsflächen für die Strahlungsmodellierung erfolgt als grüne Punkte mit laufender Nummer. 39
- Abbildung 8: (a) Schematische Darstellung einer Versuchsfläche mit sieben Probepunkten, die über ein Linientranssekt mit dem Zwischenpunktabstand von 15 m (Authausener Wald) bzw. 20 m (Rüthnicker Heide) angelegt wurden. Zur Vermeidung von Randeffekten wurde ein 20 m breiter Bereich zu Strukturveränderungen eingehalten (dunkel hinterlegt). Bedingt durch die geringe Flächengröße, musste in diesem Beispiel zweimal von der Grundform des Transeks abgewichen werden, indem der Marschwinkel um 90° abgeändert wurde. (b) Durch Holzpflocke verortete Probepunkte auf einer Versuchsfläche der Rüthnicker Heide..... 40
- Abbildung 9: (a) Schematische Darstellung der Bestockungsstruktur an einem Probepunkt. (b) Durch die stichprobenartige Erhebung der Bestandesparameter in konzentrischen Probekreisen mit entsprechenden Kluppschwellen wurde der Arbeitsaufwand der Datenaufnahme erheblich reduziert..... 41
- Abbildung 10: (a) Fällung einer über zwanzig Meter hohen und etwa sechzigjährigen Spätblühenden Traubenkirsche auf der Versuchsfläche R9 der Rüthnicker Heide. (b) Gewinnung einer bodennahen Stammscheibe zur Altersbestimmung. 43
- Abbildung 11: (a) Zur Trocknung ausgelegte Stammscheiben der 338 zur Altersbestimmung gefällten Spätblühenden Traubenkirschen. (b) Zur Altersbestimmung wurden die Jahrringe an mindestens zwei Stellen strahlenförmige ausgezählt. 44

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 12: Histogramm für die Altersverteilung der Dominanzbestände in den Untersuchungsgebieten Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 5 Jahre.....	47
Abbildung 13: Histogramm für die Oberhöhen der Dominanzbestände in den Untersuchungsgebieten Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 2 m.....	48
Abbildung 14: Das Streudiagramm bildet die an den Probepunkten gemessenen mittleren Baumhöhen der Spätblühenden Traubenkirschen in Abhängigkeit von deren Alter ab. Es erfolgt eine getrennte Darstellung für die zwei Untersuchungsgebiete. Die beste Anpassung der Trendkurve wurde mit $R^2 = 0,615^{***}$ (Authausener Wald) und $R^2 = 0,870^{***}$ (Rüthnicker Heide) durch eine logarithmische Funktion erreicht.....	49
Abbildung 15: Histogramm für die Verteilung der mittleren Brusthöhendurchmesser an den Probepunkten in den Untersuchungsgebieten Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 2 cm.....	50
Abbildung 16: Histogramm für die Verteilung der Brusthöhendurchmesser der 5 % stärksten Traubenkirschen an den Probepunkten in den Untersuchungsgebieten Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 2 cm.....	50
Abbildung 17: Das Streudiagramm bildet den Brusthöhendurchmesser der 5 % stärksten Traubenkirschen am Probepunkt in Abhängigkeit von deren Alter ab. Es erfolgt eine getrennte Darstellung für die zwei Untersuchungsgebiete. Die beste Anpassung der Trendkurve wurde mit $R^2 = 0,536^{***}$ (Authausener Wald) und $R^2 = 0,823^{***}$ (Rüthnicker Heide) durch eine logarithmische Funktion erreicht.....	51
Abbildung 18: Histogramm für die Verteilung der Stammzahl der Dominanzbestände an den Probepunkten in den Untersuchungsgebieten Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 2.000 Stämme pro Hektar.....	52
Abbildung 19: Das Streudiagramm bildet die Stammzahl der Dominanzbestände an den Probepunkten in Abhängigkeit vom Alter der Spätblühenden Traubenkirschen ab. Es erfolgt eine getrennte Darstellung für die zwei Untersuchungsgebiete. Die beste Anpassung der Trendkurve wurde mit $R^2 = 0,244^{***}$ (Authausener Wald) und $R^2 = 0,462^{***}$ (Rüthnicker Heide) durch eine quadratische Funktion erreicht...	52
Abbildung 20: Histogramm für die Verteilung der Grundfläche der Dominanzbestände an den Probepunkten der Untersuchungsgebiete Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 2 m ² pro Hektar.....	53
Abbildung 21: Das Streudiagramm bildet die Grundflächen der Dominanzbestände in Abhängigkeit vom Alter der Spätblühenden Traubenkirschen ab. Es erfolgt eine getrennte Darstellung für die zwei Untersuchungsgebiete. Die beste Anpassung der Trendkurve wurde mit $R^2 = 0,379^{***}$ (Authausener Wald) und $R^2 = 0,548^{***}$ (Rüthnicker Heide) durch eine logarithmische Funktion erreicht.....	54
Abbildung 22: Histogramm für die Verteilung der Grundfläche des Oberstands an den Probepunkten der Untersuchungsgebiete Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 5 m ² pro Hektar.....	54
Abbildung 23: Histogramm für die Mischungsanteile des Oberstands an den Probepunkten der Untersuchungsgebiete Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 10 %.	55
Abbildung 24: Histogramm für die Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche an den Probepunkten der Untersuchungsgebiete Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt eine Pflanze pro m ²	56

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

- Abbildung 25: Naturverjüngung der Spätblühenden Traubenkirsche in Abhängigkeit vom Alter des Dominanzbestands, getrennt nach den Untersuchungsgebieten Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Darstellung der Verjüngungszahlen erfolgt in Klassen mit folgender Klassenbreite: 0 = keine Verjüngungspflanzen, 1 = kleiner gleich eine Pflanze, 2 = kleiner gleich zwei Pflanzen, 3 = kleiner gleich 3 Pflanzen, 4 = kleiner gleich vier Pflanzen, 5 = kleiner gleich fünf Pflanzen, >5 = mehr als fünf Pflanzen. 57
- Abbildung 26: Histogramm für die diffuse Strahlung an den Probepunkten der Untersuchungsgebiete Authausener Wald (a) und Rüthnicker Heide (b). Die Klassenbreite beträgt 0,5 %..... 58
- Abbildung 27: Grafische Analyse der Verteilung von DIFFSF durch das Histogramm der absoluten Häufigkeiten, das Histogramm der relativen Häufigkeiten mit Dichtefunktion (unterbrochene Kurve) und Normalverteilungskurve (durchgezogene Kurve) sowie das Q-Q-Diagramm..... 58
- Abbildung 28: Grafische Analyse der Verteilung der logarithmisch transformierten DIFFSF-Werte (logDIFFSF) durch das Histogramm der absoluten Häufigkeiten, das Histogramm der relativen Häufigkeiten mit Dichtefunktion (unterbrochene Kurve) und Normalverteilungskurve (durchgezogene Kurve) sowie das Q-Q-Diagramm..... 59
- Abbildung 29: Darstellung der standardisierten Residuen für die modellierten (transformierten) Strahlungswerte für das Ausgangsmodell ohne Berücksichtigung der Varianzstruktur (a) und mit Berücksichtigung der Varianzstruktur (b) 61
- Abbildung 30: Darstellung der Korrelationsstruktur für die modellierten (transformierten) Strahlungswerte für das Ausgangsmodell ohne Berücksichtigung der Korrelationsstruktur (a) und mit Berücksichtigung der Korrelationsstruktur (b)..... 61
- Abbildung 31: Grafische Darstellung der Beobachtungen und der Vorhersage des Strahlungsmodells für den Gesamtversuch (durchgezogene Kurve). Zudem wird die Modellvorhersage für die Untersuchungsgebiete Authausener Wald (oben) und Rüthnicker Heide (unten) als unterbrochene Kurve dargestellt. 63
- Abbildung 32: Grafische Analyse der Verteilung der Residuen des Strahlungsmodells durch das Histogramm der absoluten Häufigkeiten, das Histogramm der relativen Häufigkeiten mit Dichtefunktion (unterbrochene Kurve) und Normalverteilungskurve (durchgezogene Kurve) sowie das Q-Q-Diagramm 64
- Abbildung 33: (a) Im unbelaubten Zustand wird die Strahlungsverfügbarkeit maßgeblich durch den Kiefernoberstand beeinflusst, und es gelangen im Mittel 18,1 Prozent der Freilandstrahlung auf den Waldboden. (b) Da die Stämme und das Astwerk der Spätblühenden Traubenkirschen Teile der Hemisphäre verdecken, wird die Strahlungsverfügbarkeit über den Dominanzbeständen durch die Winteraufnahme unterschätzt..... 67
- Abbildung 34: (a) Im Kolonisierungsstadium siedeln sich nur vereinzelt Spätblühende Traubenkirschen in der Krautschicht an. (b) Hingegen erlangt der Neophyt im Invasionsstadium die Dominanz in der zweiten Kronenschicht, und es bilden sich die charakteristischen Ausbreitungsfronten der Dominanzbestände..... 69
- Abbildung 35: Die hohe Anzahl abgestorbener Spätblühender Traubenkirschen mit unterschiedlichem Zersetzungsgrad zeugen von der kontinuierlichen Stammzahlreduktion, die mit der Alterung der Dominanzbestände einhergeht..... 70
- Abbildung 36: Kann sich die Spätblühende Traubenkirsche im Kronenraum frei entwickeln, so können derartige geradschaftige Einzelbäume mit gleichmäßigen Kronen heranwachsen (hier: Berliner Forsten). Die ungesteuerte Entwicklung der Dominanzbestände unter dem Kieferschirm führt hingegen, durch das Wachstum nach dem Licht, zu stark gekrümmten und unschnürigen Schäften..... 73

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

- Abbildung 37: Zweijähriger Stockausschlag der Spätblühenden Traubenkirsche auf einem Wildacker im Authausener Wald im August 2014. Die Fläche wurde im Frühjahr 2012 gemulcht. Das günstige Spross/Wurzel-Verhältnis führt zu einem gesteigerten Wachstum, was in Verbindung mit einer höheren Stammzahl zu einer stärkeren Strahlungsreduktion führt. Daher wurden Bestände aus Stockausschlag nicht in die Untersuchung einbezogen..... 74
- Abbildung 38: Die Alterung der Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche führt insbesondere durch die starke Stammzahlreduktion zu einer Veränderung der Bestandesarchitektur – (a) fünfzehnjähriger Dominanzbestand und (b) fünfundvierzigjähriger Dominanzbestand. 75
- Abbildung 39: (a, b) Beispielhaft zeigen die hemisphärischen Sommeraufnahmen zweier verschiedenalter Dominanzbestände in der Rühnicker Heide den Einfluss auf die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden. Unter dem siebzehnjährigen Dominanzbestand in der Abteilung 333 (b Parameter: BHD_{5%} = 5,6 cm, Oberhöhe = 9 m, Stammzahl = 10.300 Stück pro Hektar) konnten durch den geringen Anteil an Kronendachlücken nur 1,17 % der Freilandstrahlung festgestellt werden. Hingegen betrug die Freilandstrahlung unter einem neunundfünfzigjährigen Dominanzbestand in der Abteilung 296 (a Parameter: BHD_{5%} = 23,3 cm, Oberhöhe = 23 m, Stammzahl = 440 Stück pro Hektar) infolge eines deutlich höheren Anteils an Kronendachlücken 5,39 % der Freilandstrahlung. (c, d) Die zugehörigen Winteraufnahmen zeigen den Kronenraum im unbelaubten Zustand und verdeutlichen damit die strahlungsmindernde Wirkung der Dominanzbestände in den Kiefernforsten. 77
- Abbildung 40: Verschiedene Faktoren tragen zur Öffnung des Kronendachs der Dominanzbestände bei. (a) Gummifluss am Stamm einer Spätblühenden Traubenkirsche deutet auf die Schwächung durch Pilze, Bakterien oder Viren hin. (b) Die Schale durch das Rotwild öffnet Eintrittspforten für Pilze. (c) Bedingt durch das flach streifende Wurzelwerk sind häufig Würfe zu beobachten. (d) Weiterhin können häufig Stamm- und Astbrüche beobachtet werden. 81
- Abbildung 41: Treten im Kronendach der Dominanzbestände ausreichend große Störungen auf, so kann sich die Spätblühende Traubenkirsche erneut etablieren, und der Verjüngungskreislauf des Neophyten schließt sich (links im Bild). Durch Verjüngung wird die Strahlung am Waldboden dann zusätzlich reduziert. Die Strahlungserhebung fand ausschließlich an weitgehend verjüngungsfreien Punkten statt („ideale Dominanzbestände“, rechts im Bild). 83
- Abbildung 42: Das Damwild kann als ein Vektor für die Verbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche angesehen werden. Die Verbreitung der Samen erfolgt über den Kot. Die Wildart nutzt die blickdichten Dominanzbestände und Kiefernstangenhölzern gern als Einstände – in denen es mit der Umwelt verschmilzt und dadurch nahezu unsichtbar wird. Das sechsköpfige Rudel im Bild kann einen Eindruck davon vermitteln. 86
- Abbildung 43: Mit der Alterung der Dominanzbestände konnte eine Zunahme der Keimlingszahlen am Waldboden festgestellt werden. Derartige Sämlingsbanken können auf Störungen im Kronendach der Dominanzbestände mit Wachstum reagieren und somit die Stetigkeit der Spätblühenden Traubenkirsche in den Waldökosystemen sichern. 87
- Abbildung 44: Stammverteilungsplan der Versuchsfläche R2 in der Rühnicker Heide 96
- Abbildung 45: Stammzahl/Durchmesser-Verteilung der Dominanzbestände auf den verschiedenen Versuchsflächen. Die Darstellung erfolgt getrennt nach den Wuchsformen Kernwuchs und Stockausschlag, wobei der jeweils stärkste Trieb eines Stocks als Haupttrieb (HT) bezeichnet wird, alle weiteren Nebentriebe (NT) genannt werden. 99
- Abbildung 46: Die Bodenprofile der Versuchs- und Referenzflächen des Authausener Waldes und der Rühnicker Heide. Die Abbildungen stellen die Profile bis in eine Tiefe von fünfzig Zentimetern dar, wobei jeder Einzelabschnitt des Maßstabs zehn Zentimetern entspricht. 102

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 47: Wetterentwicklung in den Jahren der Untersuchung 2012-14	104
Abbildung 48: Aufbau des Pflanzversuchs mit einer räumlich geschachtelten Versuchsanlage: Pflanzplot (III) in Versuchsfläche (II) in Untersuchungsgebiet (I).....	105
Abbildung 49: Datenerhebung im Pflanzversuch: (a, b) Vermessung des Wurzelhalsdurchmessers auf Höhe einer dauerhaften Markierung 3 cm über dem Wurzelhals und (c) Vermessung der Sprosslänge als Abstand zwischen Wurzelhals und Spitze der Terminaltriebknospe	107
Abbildung 50: (a, b) Entnahme der vitalsten Pflanzen zur Bestimmung der ober- und unterirdischen Trockenmasse durch weiträumiges Ausstechen und sorgfältigen Aushub des Wurzelwerkes sowie (c) Zerlegung und Verpackung der entnommenen Pflanzen	108
Abbildung 51: Aufbau der Mäuseschutzkäfige: (a) Montage der Mäuseschutzkäfige im Untersuchungsgebiet, (b) Schablone zur Markierung des Saatplatzes und ausgehobener Graben, (c) fertig aufgebauter Mäuseschutzkäfig und (d) unterirdisch zusammengefügtter Volierendraht zum Schutz gegen das Untergraben durch Mäuse	111
Abbildung 52: (a) Oberfläche des Saatplatzes vor der Homogenisierung der Oberfläche, (b) Homogenisierung der Oberfläche durch Entfernen der Laubstreu und (c) vorbereiteter Saatplatz nach mit homogener Substratoberfläche. (d) Aussaat des Freilandversuchs und (e) Saatplot mit den eingesäten Saatrillen	112
Abbildung 53: (a) Saatplatz mit gekeimten Rotbuchen, Hainbuchen und Winterlinden sowie (b) Rasterrahmen zur stichprobenartigen Erfassung des Auflaufferfolgs.....	114
Abbildung 54: Mittlere Überlebensrate und Streuung der Einzelwerte auf Plotebene der fünf Versuchsbaumarten nach drei Vegetationsperioden, getrennt nach Versuchsflächen. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis d gekennzeichnet.	119
Abbildung 55: Ausfallprozent der Rotbuche, Traubeneiche und Eberesche in Abhängigkeit von der Strahlung über dem Pflanzplot. Dargestellt sind sowohl die beobachteten Werte als Punktdaten als auch die Vorhersage des jeweiligen Regressionsmodells als Kurve.	120
Abbildung 56: Entwicklung des jährlichen Sprosslängenwachses [Δl_a in $\text{cm} \cdot \text{a}^{-1}$] in den Vegetationsperioden 2012, 2013, 2014 und 2016 ¹ der Versuchsbaumarten auf den Versuchs- und Referenzflächen. (¹ rechnerisch erhoben aus der Halbierung des Sprosslängenwachses der Vegetationsperioden 2015 und 2016; Aufnahmen durch POLZIN 2017).....	126
Abbildung 57: Entwicklung des jährlichen Durchmesserwachses [ΔWHD_a in $\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$] in den Vegetationsperioden 2013, 2014 und 2016 ¹ der Versuchsbaumarten auf den Versuchs- und Referenzflächen. (¹ rechnerisch erhoben aus dem Durchschnitt des Sprosslängenwachses in den Vegetationsperioden 2015 und 2016; Aufnahmen durch POLZIN 2017).....	133
Abbildung 58: Mittlere Gesamttrockenmasse [m_{ges} in g] als Summe der Gewichte aller ober- und unterirdischen Pflanzenorgane, mittlere Blattmasse [LM in g], mittlere Sprossmasse [SM in g] und mittlere Wurzelmasse [RM in g] der Baumarten, getrennt nach den Versuchsflächen. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis d gekennzeichnet.	140
Abbildung 59: Vorhersage der gemischten linearen Modelle für den durchschnittlichen jährlichen Sprosszuwachs (Δl_{a1-3} in $\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$) und Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a2-3} in $\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$) der Baumarten Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche in Abhängigkeit von der Strahlung (DIFFSF) und dem Bestandestyp (Dominanzbestand oder Kiefernreinbestand)	148

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

- Abbildung 60: Vorhersage der gemischten linearen Modelle für den Sprosslängen- (Δl_{a1-3}) und Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a2-3}) der Winterlinde sowie den Durchmesserzuwachs der Hainbuche in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser der stärksten Traubenkirsche am Pflanzplot ($\max BHD_{TKI}$). 153
- Abbildung 61: Vorhersage der gemischten linearen Modelle für den Sprosslängen- (Δl_{a3-5}) und Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a3-5}) der Winterlinde und Hainbuche in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser der stärksten Traubenkirsche am Pflanzplot ($\max BHD_{TKI}$). 157
- Abbildung 62: Entwicklung der mittleren Keimlingszahlen [1/lfm] der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche, Eberesche und Traubeneiche im Laufe der zwei Vegetationsperioden auf den fünf traubenkirschengepägten Versuchsfeldern und zwei Referenzfeldern 160
- Abbildung 63: Die in den Versuch einbezogenen Dominanzbestände aus Spätblühender Traubenkirsche lassen sich auf Grundlage der Bestandesparameter (Alter, Stammzahlverteilung, Verjüngung) den Altersphasen nach STARFINGER (1990) zuordnen und bilden in deren Abfolge eine Chronosequenz alternder Dominanzbestände. 165
- Abbildung 64: Die Einordnung der Strahlungswerte auf den Versuchsfeldern in das Strahlungsmodell bestätigt den Chronosequenzansatz. Aufgrund unterschiedlicher Erhebungsverfahren bei der Erfassung der Bestandesparameter werden unterschiedliche Teilkollektive zur Berechnung der erklärenden Brusthöhendurchmesser herangezogen (5 % im Strahlungsmodell und 20 % für die Versuchsfelder). . 167
- Abbildung 65: Durch den Fünfpunktigen Blattkäfer (*Gonioctena quinquepunctata*) verursachter Loch- und Skelettierfraß an Spätblühender Traubenkirsche auf der Versuchsfeld A1 (a). Eine Larve des Fünfpunktigen Blattkäfers bei der Nahrungsaufnahme (b)..... 169
- Abbildung 66: Nach dem Licht orientierter Schlängelwuchs, abgebrochene Kronenteile und erhebliche Mengen abgestorbener Spätblühender Traubenkirschen am Waldboden (links) sowie geworfene Spätblühende Traubenkirsche mit flach streifendem Wurzelwerk (rechts) zeugen in der Rühnicker Heide von der erhöhten Instabilität der Baumart in älteren Dominanzbeständen unter dem Schirm der Gemeinen Kiefer. 169
- Abbildung 67: Blick in die Referenzbestände aus Gemeiner Kiefer (a) im Authausener Wald (AR, 38 Jahre) und (b) in der Rühnicker Heide (RR, 33 Jahre)..... 172
- Abbildung 68: Entwicklung der Temperatur und relativen Luftfeuchte der Versuchsfelder (R1/R2/R3) und der Referenzfläche (RR) sowie in den Kiefernaltbeständen im Nahbereich der Versuchsfelder R1 und R2 (R1R/R2R) in der Rühnicker Heide (RH) an den zwei heißesten Tagen im dritten Versuchsjahr (8. Juni und 20. Juli 2014) 173
- Abbildung 69: Entwicklung der Temperaturdifferenz [in K] und der relativen Luftfeuchte [in %RH] unter den Dominanzbeständen aus Spätblühender Traubenkirsche der Versuchsfelder R1 und R2 sowie unter den Kiefernaltbeständen ohne den Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche im Nahbereich der jeweiligen Versuchsfelder. Die Entwicklung der relativen Luftfeuchte unter den Versuchsfeldern ist als durchgezogene Linie, die der Kiefernaltbestände als gestrichelte Linie dargestellt. 174
- Abbildung 70: (a) Leichter Befall der Blattspreite einer Rotbuche mit Buchenblatt-Baumlaus und (b) starker Befall einer Rotbuche auf der Versuchsfeld R1 (lfd. Nr. 1131), der schließlich im Jahr 2013 zum Ausfall der Pflanze führte..... 178
- Abbildung 71: (a) Leichte Rücktrocknung des Haupttriebs bei Traubeneiche und starke Rücktrocknung des Haupttriebs bei (b) Traubeneiche und (c) Eberesche als Zeichen eines starken Verpflanzschocks..... 183
- Abbildung 72: Ausgeprägtes plagiotropes Wachstum von (a) Winterlinde, (b) Rotbuche und (c) Hainbuche auf der Versuchsfeld R1 in der dritten Vegetationsperiode des Pflanzversuchs 188

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

- Abbildung 73: Nach neun Vegetationsperioden – im Jahr 2020 – befinden sich unter den Dominanzbeständen der Versuchsflächen R1, R2 und R3 weiterhin (a) vitale Ebereschen und (b) Traubeneichen. Hier auf der Versuchsfläche R3..... 190
- Abbildung 74: Entwicklung eines Saatplots auf der Versuchsfläche R3 in den Jahren (a) 2013, (b) 2014 und (c) 2020. Auch sieben Jahre nach der Aussaat erweisen sich die Versuchsbaumarten unter dem Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche als vital. 194
- Abbildung 75: Im Jahr 2020 waren auch nach neun Vegetationsperioden alle Baumarten auf den Versuchsflächen in der Rüthnicker Heide vorhanden. (a) Die vitalsten Winterlinden erreichten Sprosslängen von bis zu 2,9 Metern, aber auch einzelne Traubeneichen und Ebereschen waren noch zu finden. (b) Die Hainbuchen realisierten mit bis zu 3,6 Metern Länge die mit Abstand größten Sprosslängen. (c) Auch die Rotbuchen wiesen einen vitalen Zustand auf und realisierten Sprosslängen von bis zu 2,2 Metern. 197
- Abbildung 76: Aufbau des Gewächshausversuchs und randomisierte Verteilung der Faktorkombinationen auf den Kabinentischen. Jedes Quadrat stellt ein Substratgefäß dar. Folgende farbliche Codierung wurde verwendet: Das große farbige Dreieck kennzeichnet die Baumart (blau – Winterlinde, grün – Rotbuche, gelb – Traubeneiche, rot – Hainbuche, braun – Eberesche und violett – Spätblühende Traubenkirsche), das kleine farbige Dreieck kennzeichnet die Bewässerungsvariante (rot – trocken, blau – feucht), der Kreis kennzeichnet die Beschattungsvariante (weiß – 6 % hell, schwarz – 3 % dunkel) und die Grundfarbe kennzeichnet die Substratvariante (hellgrau – Kiefer, dunkelgrau – Spätblühende Traubenkirsche)..... 203
- Abbildung 77: Bestände zur Substratgewinnung für den Gewächshausversuch im Untersuchungsgebiet Rüthnicker Heide. (a) Dominanzbestand aus Spätblühender Traubenkirsche unter Gemeiner Kiefer (Abteilung 311) und (b) Reinbestand aus Gemeiner Kiefer (Abteilung 401) 204
- Abbildung 78: (a) Die Strahlungsbedingungen wurden mithilfe der gewächshauseigenen Beschattungsanlage und auf Holzgestellen gelagerten Schattierungsmatten eingestellt. Über den Gewächshaus tischen befanden sich vier Quantumsensoren zur Erhebung der fotosynthetisch aktiven Strahlung (PAR). (b) Bei doppellagiger Verwendung der Matten standen den Pflanzen drei Prozent der Freilandstrahlung zur Verfügung. (c) Bei einfacher Verwendung wurde eine Strahlungsreduktion auf sechs Prozent der Freilandstrahlung realisiert. 206
- Abbildung 79: Entwicklung der mittleren täglichen Strahlungsverfügbarkeit (PAR) über dem mittleren Kabinentisch 3 und dem äußeren Kabinentisch 5 im Versuchszeitraum 207
- Abbildung 80: Es wurden zwei Befeuchtungsvarianten etabliert, eine „trockene“ Variante mit einem zweiwöchigen Bewässerungsintervall und eine „feuchte“ Variante, die zweimal wöchentlich bewässert wurde. Für die Bewässerung wurde eine Wasserbrause mit einem zerstäubenden Wasserstrahl genutzt. 208
- Abbildung 81: Entwicklung der Substratfeuchtigkeit in den Substratgefäßen der Baumart Eberesche im Versuchszeitraum für die acht Faktorkombinationen aus Beschattung, Befeuchtung und Substrat 209
- Abbildung 82: Verlauf der (a) mittleren Lufttemperatur und (b) der mittleren relativen Luftfeuchte unter den Beschattungsvarianten und im Gewächshaus über den Versuchszeitraum..... 210
- Abbildung 83: (a) Die Aussaat erfolgte positionsgenau und einzelkornweise durch die Verwendung eines Rasterrahmens. Pro Substratgefäß wurden bei der Eberesche sechzig Samenkörner eingebracht. (b) Die Aussaat aller anderen Baumarten – hier Winterlinde – erfolgte mit dreißig Samen pro Substratgefäß. Die Verwendung des Rasterrahmens machte eine individuelle Beobachtung der Keimung und der frühen Entwicklung der Baumarten möglich. 211
- Abbildung 84: Entwicklung eines Keimlings der Baumart Winterlinde und die Einordnung in die Blattentwicklungsstadien..... 213

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 85: Entwicklung der Winterlinden im Gewächshausversuch in Abhängigkeit von Substrat und Beschattung (BES = Blattentwicklungsstadium).....	215
Abbildung 86: Entwicklung der Hainbuchen im Gewächshausversuch in Abhängigkeit von Substrat und Beschattung (BES = Blattentwicklungsstadium).....	216
Abbildung 87: Entwicklung der Rotbuchen im Gewächshausversuch in Abhängigkeit von Substrat und Beschattung (BES = Blattentwicklungsstadium).....	218
Abbildung 88: Entwicklung der Spätblühenden Traubenkirschen im Gewächshausversuch in Abhängigkeit von Substrat und Beschattung (BES = Blattentwicklungsstadium).....	219
Abbildung 89: Q-Q-Diagramme der Modellresiduen für die Modelle des Sprosslängenwachstums von Winterlinde, Rotbuche und Hainbuche. Die Gerade entspricht der idealen Normalverteilung der Daten. Der grau hinterlegte Bereich stellt das Konfidenzintervall um die ideale Normalverteilung dar.	224
Abbildung 90: Vorhergesagte Gesamttrockenmasse der Winterlinden, Hainbuchen und Spätblühenden Traubenkirschen in Abhängigkeit von der Beschattungs- und Substratvariante sowie vom Blattentwicklungsstadium (BES).....	230
Abbildung 91: Vorhergesagte Gesamttrockenmasse der Winterlinden in Abhängigkeit von der Beschattungsvariante und der x-Position in der Gewächshauskabine. Zudem ist der Strahlungsgradient in der Gewächshauskabine dargestellt.	231
Abbildung 92: Q-Q-Diagramme der Modellresiduen für die Modelle der Gesamtmenge von Winterlinde, Rotbuche und Hainbuche. Die Gerade entspricht der idealen Normalverteilung der Daten. Der grau hinterlegte Bereich stellt das Konfidenzintervall um die ideale Normalverteilung dar.	232
Abbildung 93: (a) Das Saatgut der Eberesche fiel aufgrund zu hoher Temperaturen in eine sekundäre Keimruhe. Im Folgejahr konnte das zahlreiche Auflaufen der Ebereschen auf beiden Substraten – hier: Substratvariante Traubenkirsche – beobachtet werden. (b) Charakteristisch für die Traubeneiche ist die ausgeprägte unterirdische Wuchsräumerschließung noch ehe oberirdische Pflanzenteile ausgebildet werden. (c) Die tiefreichende Pfahlwurzel der Traubeneichen erreicht frühzeitig die horizontale Wuchsräumbegrenzung des Substratgefäßes.	236
Abbildung 94: Das stratifizierte Saatgut der Baumarten Spätblühende Traubenkirsche, Hainbuche und Winterlinde (v.l.n.r.) wies zum Aussaatzeitpunkt zum Teil mehr oder weniger weit entwickelte Keimwurzeln auf und befand sich daher bereits in der irreversiblen Wachstums- und Differenzierungsphase der Keimung.	242
Abbildung 95: Entwicklungsstand der Winterlinden im Gewächshausversuch in der neunten Versuchswoche (10. Juni 2013). Die Keimlinge der moderaten Beschattungsvariante wirken kräftiger, was sich in deren fortgeschrittener Blattentwicklung und höheren Trockenmassen bestätigt.	243
Abbildung 96: Die geringe Stabilität der Spätblühenden Traubenkirsche zeigte sich im Umkippen der Keimlinge und in ihrem horizontalen Wachstum.	246
Abbildung 97: (a) Ausgehend von zahlreichen einzelbaum- bis truppweise eingemischten Altbuchen, läuft in den Kiefernbeständen im Authausener Wald eine reiche Naturverjüngung der Rotbuche auf. (b) Initiale von standortheimischen Baumarten – wie hier Mortzfeld'sche Löcher aus Traubeneiche – sind in den Kiefernbeständen der Rühnicker Heide seltener zu finden.	259
Abbildung 98: Der Weiserzaun im Kiefernreinbestand der Abteilung 343 zeigt das Verjüngungspotenzial in der Rühnicker Heide. Bereits im Jahr 2012 waren mehrere Rotbuchen, Traubeneichen und Ebereschen sowie Roteichen und Spätblühende Traubenkirschen zu finden. Außerhalb des Zauns befanden sich lediglich stark	

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

- verbissene Rotbuchen in der Krautschicht. Im Jahr 2020 wird der Weiserzaun von der Rotbuche dominiert, aber auch außerhalb des Zauns konnten einige Rotbuchen – immer noch vom Verbiss gezeichnet – der Krautschicht aus Heidelbeere entwachsen..... 260
- Abbildung 99: (a) Die einzige unverbissene Winterlinde der Versuchsfläche R2 erreichte im Jahr 2020 eine Sprosslänge von über 2,5 Metern. (b) Die Triebe aller übrigen Winterlinden waren vom Damwild so stark gekickt und verbissen, dass die allermeisten Verjüngungspflanzen ausgefallen waren. 262
- Abbildung 100: Zehn Jahre nach der Errichtung der Wildschutzzäune hatten sich unter den Dominanzbeständen der Rühnicker Heide verschiedene (Misch-)Baumarten erfolgreich natürlich verjüngt, u. a. (a) Flatter-Ulme, (b) Gemeine Kiefer, dazwischen eine Traubeneiche, (c) Gemeine Birke, (d) Bergahorn und (e) Spitzahorn. 269
- Abbildung 101: (a) Für die Förderung einer natürlichen Verjüngung schwersamiger Baumarten über die Hähersaat ist eine konsequente Pflege der Samenbäume wichtig. (b) Zehn Jahre nach der Errichtung der Wildschutzzäune war unter den Dominanzbeständen der Rühnicker Heide eine Vielzahl naturverjüngter Traubeneichen zu finden. (c) Vor dem Verbiss durch das Schalenwild geschützt, waren einzelne Exemplare bereits dem Äser des Wildes entwachsen. 271
- Abbildung 102: Der Umbau von Dominanzbeständen im „Berliner Mischwaldprogramm“. (a) Als Flächenvorbereitung erfolgt die Rodung der Spätblühenden Traubenkirschen auf einer Fläche von 0,5 bis 3 Hektar. (b) Anschließend erfolgt die Einbringung heimischer Laubbaumarten mit Pflanzenzahlen zwischen 1.500 und 2.500 Stück pro Hektar (hier: Rotbuche). 277
- Abbildung 103: (a) Anlage von Saatstreifen mithilfe eines pferdegezogenen Scheibenpflugs zur Anlage einer Voraussaat in einem Fichtenreinbestand. (b) Der freigelegte Mineralboden im Saatstreifen stellt ein günstiges Keimbett für die händisch eingebrachten Samen dar. 280
- Abbildung 104: (a) Mit sogenannten „Hähertischen“, wie hier bei den Berliner Forsten, kann die Diasporenanzahl in den Waldökosystemen menschlich unterstützend erhöht werden. (b) Die angebotenen Eicheln werden vom Eichelhäher in die benachbarten Bestände verbracht, wodurch die Naturverjüngung der Eichenarten gesteigert werden kann. Die Vorlage von Bucheckern ist nach TIEDE und HERZOG (2004) auch möglich. 280
- Abbildung 105: Ist es das Ziel, die Strahlungsverhältnisse innerhalb der Dominanzbestände aktiv durch waldbauliche Maßnahmen zu beeinflussen, sollte auf starke Störungen verzichtet werden. (a) Durch das Ringeln von Einzelbäumen kann die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden störungsarm beeinflusst werden. (b) Werden die Traubenkirschen auf größeren Flächen gefällt, führt der Wiederaustrieb rasch zu einer Verschlechterung der Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden. 282

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Untersuchungsgebiete Authausener Wald und Rütznicker Heide. Die durchschnittlichen Temperatur- und Niederschlagsdaten wurden anhand der Daten des Deutschen Wetterdienstes der Stationen Klitzschen ⁽¹⁾ (16 km südöstlich vom Authausener Wald, Zeitraum 2005–2013), Neuruppin ⁽²⁾ (17 km westlich von der Rütznicker Heide, Zeitraum 2002–2013), Kossa ⁽³⁾ (2 km westlich vom Authausener Wald, Zeitraum 2002–2013) und Lindow/Mark ⁽⁴⁾ (10 km nördlich von der Rütznicker Heide, Zeitraum 2002–2013) errechnet ⁽⁵⁾ . Die Länge der Vegetationsperiode bezieht sich auf den Zeitraum von April bis September.	19
Tabelle 2: Klassifizierung und Kennzeichnung der Signifikanzniveaus nach KÖHLER et al. (2007, verändert)	30
Tabelle 3: Konzentrische Probekreise zur Erhebung der Bestandesstruktur	44
Tabelle 4: Überblick zur Bestockung der Probepunkte, getrennt nach Untersuchungsgebieten (A: Authausener Wald und R: Rütznicker Heide). Die Berechnungsgrundlage stellen die Daten der konzentrischen Probekreise dar. $\text{DIFFSF}_{\text{winter}}$ stellt die verfügbare Strahlung an den Probepunkten relativ zur Freilandstrahlung im laubfreien Zustand der Dominanzbestände dar. ⁽¹⁾ Die $\text{DIFFSF}_{\text{winter}}$ -Werte beziehen sich lediglich auf Probepunkte mit einem Mischungsanteil im Oberstand kleiner 5 % ($n_{\text{ges}} = 126$, davon $n_{\text{A}} = 42$ und $n_{\text{R}} = 84$). Die Darstellung erfolgt jeweils in Form des Mittelwerts (\bar{x}), der Standardabweichung (s) sowie des Minimums (x_{min}) und des Maximums (x_{max}).	46
Tabelle 5: Überblick Strahlungssituation an den Probepunkten, getrennt nach Untersuchungsgebieten (A: Authausener Wald und R: Rütznicker Heide). Die Darstellung erfolgt jeweils in Form des Mittelwerts (\bar{x}), der Standardabweichung (s) sowie des Minimums (x_{min}) und des Maximums (x_{max}).	57
Tabelle 6: Korrelationstabelle zur Festlegung der erklärenden Einflussgröße. Die Klassifizierung der Signifikanzniveaus erfolgt nach KÖHLER et al. (2007) für eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,05$.	60
Tabelle 7: Ergebnisse des gemischten linearen Modells für die Strahlungsverhältnisse unter den Dominanzbeständen (transformiert) in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser der 5 % stärksten Traubenkirschen am Probepunkt ($Df = \text{Freiheitsgrade des Modells}$)	62
Tabelle 8: Kriterien für die Versuchsflächenauswahl	94
Tabelle 9: Versuchsflächen (¹ Stand 2011)	95
Tabelle 10: Kenndaten der Versuchsflächen: Oberstand (EK - Ertragsklasse nach der Kieferntragstafel von WIEDEMANN; MBA - Mischbaumart: Traubeneiche (TEI) und Gemeine Birke (GBI); MA - Mischungsanteil des Kiefernbestands)	97
Tabelle 11: Kenndaten der Versuchsflächen: Dominanzbestand aus Spätblühender Traubenkirsche. (KA - Anteil der Kernwüchse im Dominanzbestand)	98
Tabelle 12: Strahlungskennndaten der Versuchsflächen	100
Tabelle 13: Bodenchemische Kennwerte der Versuchsflächen, getrennt nach A- und B-Horizont (N – Stickstoff, P – Phosphor, K – Kalium, Ca – Calcium, Mg – Magnesium, C:N – Verhältnis Kohlenstoff zu Stickstoff)	103
Tabelle 14: Im Pflanzversuch verwendetes Pflanzenmaterial	106
Tabelle 15: Verwendete Analysevariablen und deren Berechnung (AMMER et al. 2004)	109

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 16: Lebens- und Keimfähigkeit des verwendeten Saatguts und Ausbringungsmenge pro Saatplatz (¹ entspricht der prozentualen Lebensfähigkeit des Saatguts; ² entspricht der prozentualen Keimfähigkeit des Saatguts)	113
Tabelle 17: Durchschnittliche monatliche Temperaturen auf den Versuchs- und Referenzflächen des Pflanzversuchs sowie zweier Datenlogger im Kiefernaltbeständen ohne Dominanzbestand im Nahbereich der Versuchsflächen R1 (R1R) und R2 (R2R). Der Erhebungszeitraum reichte vom 11. April bis 11. August 2014.	116
Tabelle 18: Monatliche Temperaturmaxima auf den Versuchs- und Referenzflächen des Pflanzversuchs sowie zweier Datenlogger im Kiefernaltbeständen ohne Dominanzbestand im Nahbereich der Versuchsflächen R1 (R1R) und R2 (R2R). Der Erhebungszeitraum reichte vom 11. April bis 11. August 2014. Auf einigen Flächen wurden Temperaturmaxima an einem anderen Tag festgestellt (¹ 30. April: 23,3 Grad Celsius; ² 26. April: 22,1 Grad Celsius; ³ 26. April: 25,1 Grad Celsius; ⁴ 06. Juli: 33,9 Grad Celsius; ⁵ 02. August: 26,0 Grad Celsius).	117
Tabelle 19: Durchschnittliche monatliche relative Luftfeuchte (%RH) auf den Versuchs- und Referenzflächen des Pflanzversuchs sowie zweier Datenlogger im Kiefernaltbeständen ohne Dominanzbestand im Nahbereich der Versuchsflächen R1 (R1R) und R2 (R2R). Der Erhebungszeitraum reichte vom 11. April bis 11. August 2014.	118
Tabelle 20: Mortalität der Baumarten im Gesamtversuch (Ausgangspflanzenzahl: 700 Stück/Baumart)	118
Tabelle 21: Ergebnisse des linearen Regressionsmodells ($p_{Ausfall} = a * \log_{10}(DIFFSF) + b$) für die Ausfallraten der Rotbuchen, Traubeneichen und Ebereschen in Abhängigkeit von der Strahlung über dem Pflanzplot (DIFFSF)	121
Tabelle 22: Entwicklung der Mortalität der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Eberesche über fünf Vegetationsperioden auf den durch Traubenkirsche geprägten Versuchsflächen A1 bis R3 (Ausgangspflanzenzahl: 500 Stück/Baumart)	122
Tabelle 23: Durchschnittlicher jährlicher Sprosslängenzuwachs [Δl_{a1-3} in $\text{cm} \cdot \text{a}^{-1}$] in den drei Vegetationsperioden 2012, 2013 und 2014 der Versuchsbaumarten, getrennt nach Versuchs- und Referenzflächen. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis c gekennzeichnet. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{\min}) und Maximalwerts (x_{\max}).	124
Tabelle 24: Mittlere Sprosslänge [l_{a5} in cm] der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Eberesche nach fünf Vegetationsperioden auf den durch Traubenkirsche geprägten Versuchsflächen A1 bis R3. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis c gekennzeichnet. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{\min}) und Maximalwerts (x_{\max}).	127
Tabelle 25: Durchschnittlicher Sprosslängenzuwachs [Δl_{a3-5} in $\text{cm} \cdot \text{a}^{-1}$] der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Eberesche in den Vegetationsperioden 2014, 2015 und 2016 für die durch Traubenkirsche geprägten Versuchsflächen A1 bis R3. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis c gekennzeichnet. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{\min}) und Maximalwerts (x_{\max}).	129
Tabelle 26: Mittlerer Wurzelhalsdurchmesser der Versuchsbaumarten nach der ersten Vegetationsperiode [WHD_1 in mm; gemessen in 3 cm Höhe über dem Wurzelhals], getrennt nach Versuchsflächen. Durch eine ANOVA	

TABELLENVERZEICHNIS

mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a und b gekennzeichnet. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{\min}) und Maximalwerts (x_{\max}).....	130
Tabelle 27: Durchschnittlicher jährlicher Durchmesserzuwachs [ΔWHD_{a2-3} in $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$] im zweiten und dritten Versuchsjahr (2013 und 2014), getrennt nach Versuchsflächen. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis c gekennzeichnet. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{\min}) und Maximalwerts (x_{\max}).	132
Tabelle 28: Mittlerer Wurzelhalsdurchmesser [WHD_5 in mm] der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Eberesche nach fünf Vegetationsperioden auf den durch Traubenkirsche geprägten Versuchsflächen A1 bis R3. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis c gekennzeichnet. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{\min}) und Maximalwerts (x_{\max}).....	135
Tabelle 29: Durchschnittlicher Durchmesserzuwachs [ΔWHD_{a3-5} in $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$] der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Eberesche am Wurzelhals in den Vegetationsperioden 2014, 2015 und 2016 für die durch Traubenkirsche geprägten Versuchsflächen A1 bis R3. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis c gekennzeichnet.....	136
Tabelle 30: Mittlere Gesamttrockenmasse [m_{ges} in g] als Summe der Gewichte aller ober- und unterirdischen Pflanzenorgane der Baumarten, getrennt nach den Versuchsflächen. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis d gekennzeichnet. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{\min}) und Maximalwerts (x_{\max}).....	138
Tabelle 31: Die Analysevariablen mittleres Spross/Wurzel-Verhältnis [SRR] sowie mittlerer Blatt- [LWR], Spross- [SWR] und Wurzelanteil [RWR] an der Gesamtmasse der Baumarten, getrennt nach den Versuchsflächen. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Diese sind durch die Buchstaben a bis d gekennzeichnet.	142
Tabelle 32: Die Zielgrößen der Modellierung Δl_{a1-3} , Δl_{a3-5} , ΔWHD_{a1-3} und ΔWHD_{a3-5} wurden mittels SHAPIRO-WILK-Test auf das Vorliegen einer Normalverteilung der Ausgangsdaten überprüft (W = Wert der Teststatistik).	143
Tabelle 33: Ergebnisse des gemischten linearen Modells für das Sprosslängenwachstum [Δl_{a1-3} in $\text{cm}\cdot\text{a}^{-1}$] und das Durchmesserwachstum [ΔWHD_{a2-3} in $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$] der Winterlinde, Hainbuche und Rotbuche in Abhängigkeit von der Strahlung über dem Pflanzplot und dem Bestandestyp Dominanzbestand aus Spätblühender Traubenkirsche oder Kiefernreinbestand (Df = Freiheitsgrade des Modells).....	146
Tabelle 34: Ergebnisse der gemischten linearen Modelle für den Sprosslängen- (Δl_{a1-3} in $\text{cm}\cdot\text{a}^{-1}$) und Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a2-3} in $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$) der Winterlinde sowie den Durchmesserzuwachs (ΔWHD_{a2-3} in $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$) der Hainbuche in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser der stärksten Traubenkirsche am Pflanzplot ($\text{maxBHD}_{\text{TKI}}$), (Df = Freiheitsgrade des Modells)	151
Tabelle 35: Ergebnisse der gemischten linearen Modelle für den Sprosslängen- [Δl_{a3-5} in $\text{cm}\cdot\text{a}^{-1}$] und Durchmesserzuwachs [ΔWHD_{a3-5} in $\text{cm}\cdot\text{a}^{-1}$] der Winterlinde und Hainbuche in Abhängigkeit vom	

TABELLENVERZEICHNIS

Brusthöhendurchmesser der stärksten Traubenkirsche am Pflanzplot ($\max\text{BHD}_{\text{TKI}}$), ($Df = \text{Freiheitsgrade des Modells}$).....	155
Tabelle 36: Mittlere Keimlingszahl [1/lfm] der Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche, Eberesche und Traubeneiche zu den vier Aufnahmezeitpunkten im April und August 2013 sowie Mai und August 2014. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{\min}) und Maximalwerts (x_{\max}).....	159
Tabelle 37: Klassifizierung der Versuchsbaumarten sowie der beiden Baumarten des Ober- und Zwischenstands nach deren Schatten- und Trockenheitstoleranz nach NIINEMETS und VALLADARES (2006). Skalierung: 1 – geringe Toleranz bis 5 – hohe Toleranz.....	177
Tabelle 38: Faktoren und Faktorstufen des Gewächshausversuchs sowie eingebrachte Baumarten	202
Tabelle 39: Bodenchemische Kennwerte der Substrate	205
Tabelle 40: Eigenschaften des Saatguts und Ergebnisse der Saatgutüberprüfung	211
Tabelle 41: Wiederholungen und Samenzahlen.....	212
Tabelle 42: Definition der Blattentwicklungsstadien (BES) für hypo- und epigäisch keimende Baumarten des Gewächshausversuchs	213
Tabelle 43: Ergebnisse des linearen Regressionsmodells für die absoluten Sprosslängen der Keimlinge der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Spätblühende Traubenkirsche im Gewächshausversuch (BES = Blattentwicklungsstadium)	223
Tabelle 44: Ergebnisse des linearen Regressionsmodells für die Wurzelhalsdurchmesser der Keimlinge der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Spätblühende Traubenkirsche im Gewächshausversuch (BES = Blattentwicklungsstadium)	226
Tabelle 45: H/D-Verhältnis der Versuchsbaumarten, getrennt nach Beschattungs- und Substratvarianten.....	227
Tabelle 46: Ergebnisse des linearen Regressionsmodells für die Gesamttrockenmassen der Keimlinge der Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Spätblühende Traubenkirsche im Gewächshausversuch (BES = Blattentwicklungsstadium)	229
Tabelle 47: Keimprozent für die Versuchsbaumarten nach BÄRTELS (1996) und KRÜSSMANN (1997), Ergebnisse der Saatgutüberprüfung durch das Saatgutprüflabor des Staatsbetriebs Sachsenforst und durchschnittliches Auflaufprozent der Baumarten im Gewächshausversuch.	240
Tabelle 48: Signifikante Unterschiede der moderaten Beschattungsvariante (6%) gegenüber der stärkeren Beschattungsvariante (3%) im Gewächshausversuch für die Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Spätblühende Traubenkirsche am Ende des Versuchszeitraums. * Signifikanter Unterschied konnte nur für die Substratvariante „Kiefer“ festgestellt werden.	241
Tabelle 49: Ergebnisse verschiedener Laborversuche zur allelopathischen Wirkung der Spätblühenden Traubenkirsche	250
Tabelle 50: Signifikante Unterschiede der Substratvariante Traubenkirsche gegenüber der Substratvariante Kiefer im Gewächshausversuch für die Baumarten Winterlinde, Hainbuche, Rotbuche und Spätblühende Traubenkirsche am Ende des Versuchszeitraums.....	251
Tabelle 51: Die Schattentoleranz ausgewählter Baum- und Straucharten in der Jugend aus MÜNTE et al. (2022) in Anlehnung an NIINEMETS und VALLADARES (2006)	274

ANHANG

Anhang 1: Mittlere Ausgangsproslängen der fünf Versuchsbaumarten.....ii

Anhang 2: Mittlerer Ausgangsdurchmesser der Versuchsbaumarten am Wurzelhals.....iii

Anhang 3: Stammverteilungsplan der Versuchsfläche A1.....iv

Anhang 4: Stammverteilungsplan der Versuchsfläche A2.....v

Anhang 5: Stammverteilungsplan der Versuchsfläche R1.....vi

Anhang 6: Stammverteilungsplan der Versuchsfläche R2.....vii

Anhang 7: Stammverteilungsplan der Versuchsfläche R3.....viii

Anhang 8: Stammverteilungsplan der Referenzfläche AR.....ix

Anhang 9: Stammverteilungsplan der Referenzfläche RR.....x

Anhang 10: Sprosslängen und Sprosslängenentwicklung im Jahr 2020.....xi

Anhang 1

Mittlere Ausgangsprosslängen [l_0 in cm] der fünf Versuchsbaumarten, getrennt nach Versuchsflächen. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Hierbei wurden keine Unterschiede zwischen den Versuchsflächen festgestellt. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{\min}) und Maximalwerts (x_{\max}).

l_0 [cm]	Winterlinde		Hainbuche		Rotbuche		Eberesche		Traubeneiche	
	\bar{x} <i>p</i> (ANOVA)	s $x_{\min} - x_{\max}$								
Ges	45,1 (0,184 ns)	4,9 36,3–56,5	41,4 (0,168 ns)	4,0 31,0–52,8	27,5 (0,094 ns)	2,8 22,0–33,0	43,2 (0,220 ns)	3,9 33,6–54,2	43,3 (0,066 ns)	5,9 27,8–57,5
A1	45,4 ^a	3,9 40,9–49,1	45,3 ^a	6,6 36,7–52,8	28,4 ^a	3,8 23,8–33,0	46,4 ^a	2,3 44,4–45,5	46,9 ^a	7,4 40,3–57,5
A2	42,6 ^a	2,8 40,4–46,5	38,4 ^a	6,0 31,0–43,8	26,1 ^a	3,6 22,0–30,5	46,3 ^a	8,6 33,6–54,2	38,4 ^a	0,8 37,5–39,1
R1	46,1 ^a	2,1 42,9–47,6	43,6 ^a	1,6 42,2–45,4	26,1 ^a	2,1 26,8–31,1	45,4 ^a	1,4 39,1–42,2	44,1 ^a	3,5 39,9–47,8
R2	47,9 ^a	5,0 42,5–54,2	42,5 ^a	0,8 41,4–43,3	24,3 ^a	1,5 22,2–25,9	47,7 ^a	0,8 41,3–43,0	36,3 ^a	8,7 27,8–48,2
R3	40,6 ^a	3,7 36,3–44,1	40,6 ^a	2,5 37,9–43,6	26,9 ^a	1,8 24,4–28,5	43,6 ^a	3,3 37,5–45,3	44,3 ^a	1,7 42,8–46,8
AR	49,1 ^a	6,7 40,8–56,5	40,3 ^a	2,5 36,8–42,5	28,5 ^a	1,6 26,4–30,3	52,2 ^a	2,0 45,2–49,9	46,0 ^a	5,1 40,8–51,1
RR	44,1 ^a	6,1 37,2–49,5	39,7 ^a	1,7 37,6–41,5	28,8 ^a	1,9 26,1–30,3	51,7 ^a	0,7 43,6–45,1	46,0 ^a	2,0 43,4–48,3

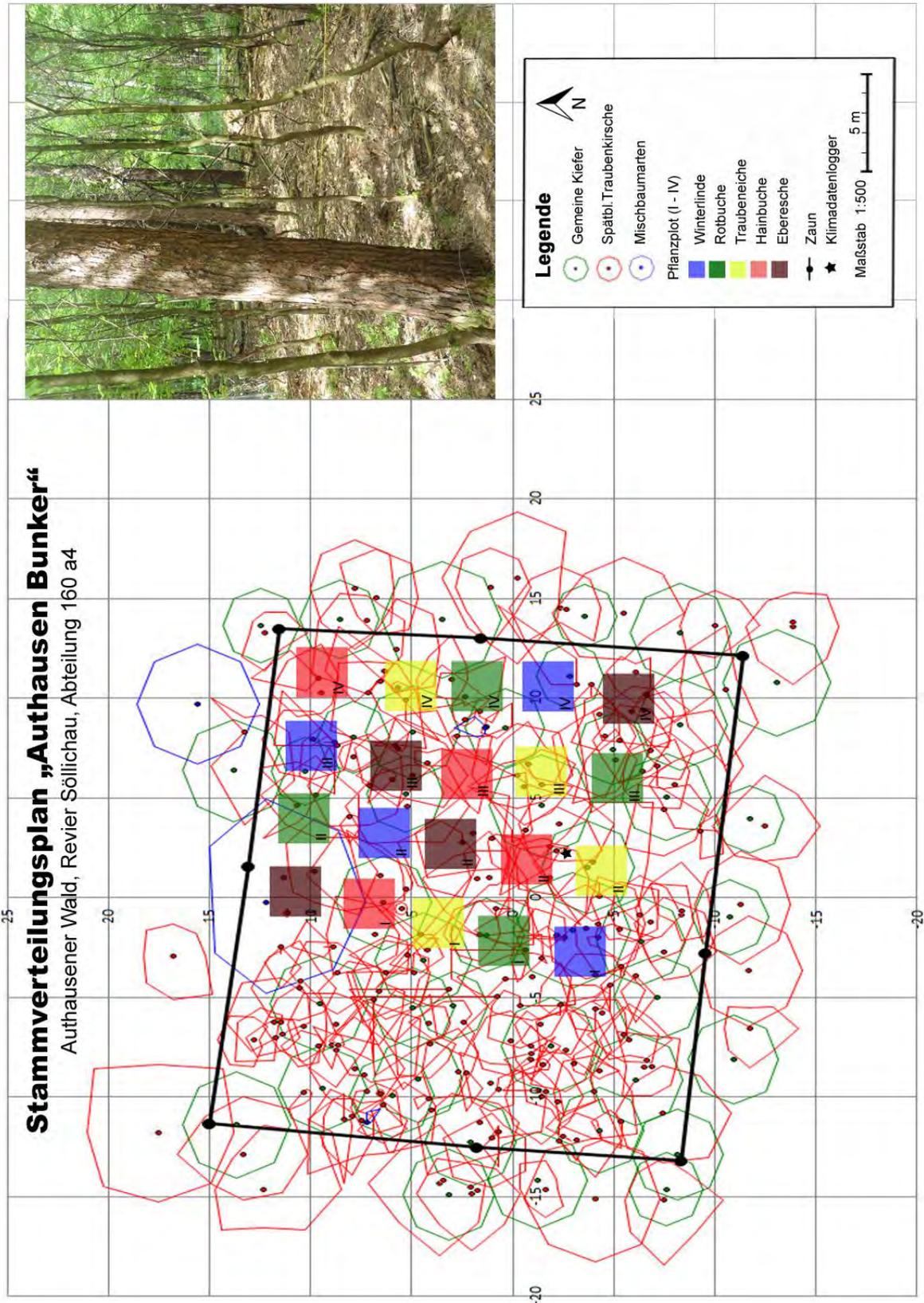
Anhang 2

Mittlerer Ausgangsdurchmesser der Versuchsbaumarten am Wurzelhals [WHD₀ in mm], getrennt nach Versuchsflächen. Durch eine ANOVA mit anschließendem BONFERRONI-Test (Post-hoc-Test) wurden die Daten auf Unterschiede zwischen den Versuchsflächen geprüft. Hierbei wurden keine Unterschiede zwischen den Versuchsflächen festgestellt. Als Streuungsmaß für den Mittelwert erfolgt jeweils die Angabe der Standardabweichung (s) sowie des Minimal- (x_{\min}) und Maximalwerts (x_{\max}).

WHD ₀ [mm]	Winterlinde		Hainbuche		Rotbuche		Eberesche		Traubeneiche	
	\bar{x} p(ANOVA)	s $x_{\min} - x_{\max}$								
Ges	6,6 (0,153 ns)	0,97 4,3–8,4	4,6 (0,066 ns)	0,55 3,3–5,9	5,9 (0,056 ns)	0,65 4,8–7,3	5,7 (0,068 ns)	0,73 3,8–7,4	6,3 (0,195 ns)	1,32 4,2–10,2
A1	6,2 ^a	1,31 4,3–7,2	5,3 ^a	0,68 4,3–5,9	5,9 ^a	0,12 5,8–6,0	5,7 ^a	0,25 5,3–5,9	6,5 ^a	1,61 5,4–8,8
A2	7,4 ^a	1,28 5,6–8,4	4,2 ^a	0,71 3,3–5,0	5,5 ^a	1,02 4,8–7,0	5,5 ^a	1,48 3,8–7,4	5,6 ^a	1,23 4,2–6,5
R1	6,4 ^a	0,51 5,8–6,8	4,7 ^a	0,18 4,5–4,9	5,9 ^a	0,15 5,8–6,1	5,0 ^a	0,55 4,2–5,4	6,0 ^a	1,18 4,9–7,00
R2	5,9 ^a	0,40 5,4–6,3	4,7 ^a	0,33 4,2–4,9	5,3 ^a	0,68 4,9–6,3	5,7 ^a	0,37 5,1–5,9	6,2 ^a	1,43 4,5–7,5
R3	6,4 ^a	0,96 5,3–7,5	4,4 ^a	0,41 3,9–5,1	6,1 ^a	0,51 5,6–6,7	5,8 ^a	0,28 5,5–6,1	5,9 ^a	0,22 5,7–6,2
AR	7,4 ^a	0,81 6,4–8,3	4,4 ^a	0,43 3,8–4,8	6,6 ^a	0,47 6,2–7,3	6,7 ^a	0,26 6,4–7,0	8,0 ^a	1,71 6,6–10,2
RR	6,2 ^a	0,55 5,5–6,8	4,3 ^a	0,21 4,1–4,5	5,6 ^a	0,42 5,3–6,2	5,6 ^a	0,26 5,4–5,9	5,9 ^a	0,41 5,3–6,2

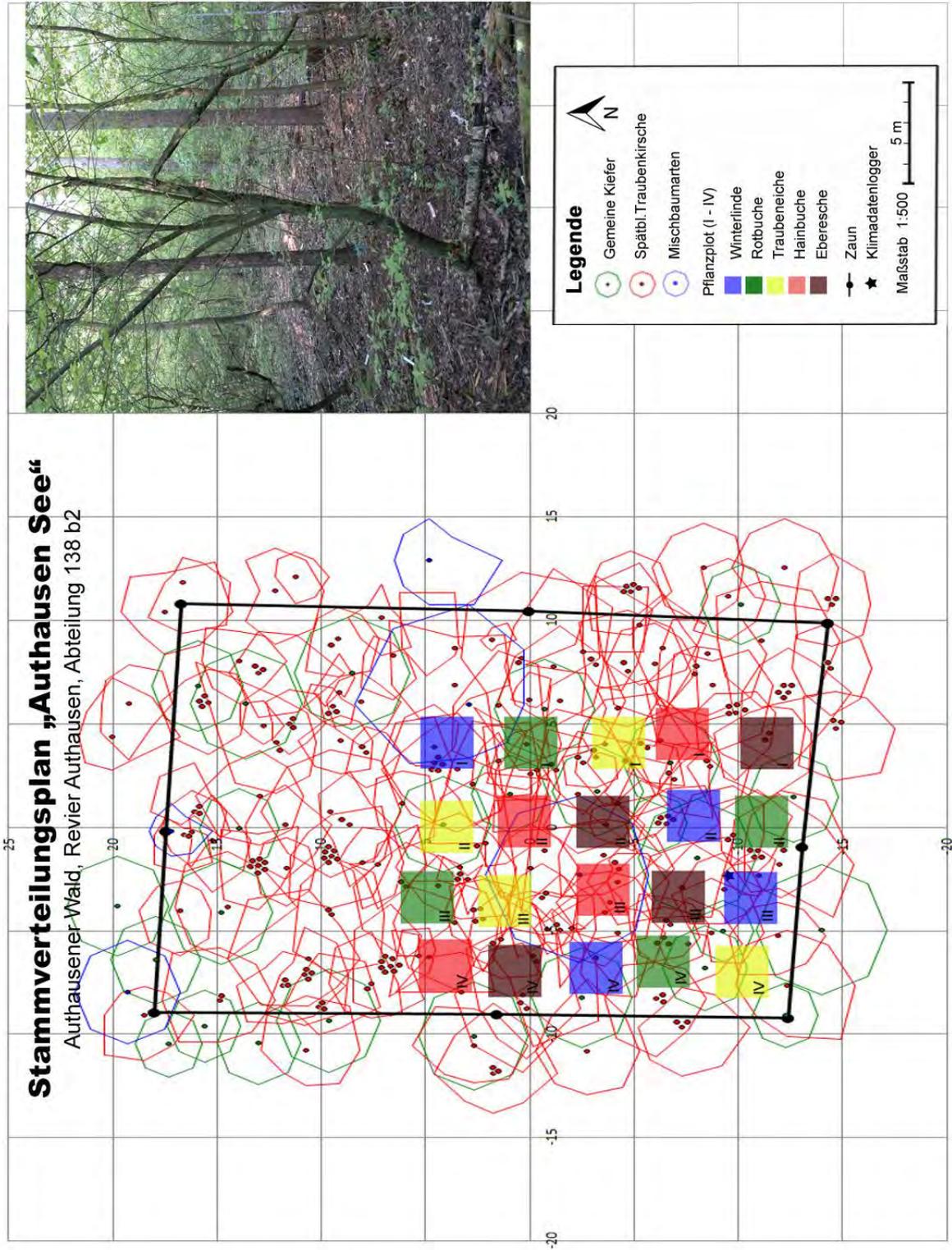
Anhang 3

Stammverteilungsplan der Versuchsfläche A1 im Authausener Wald



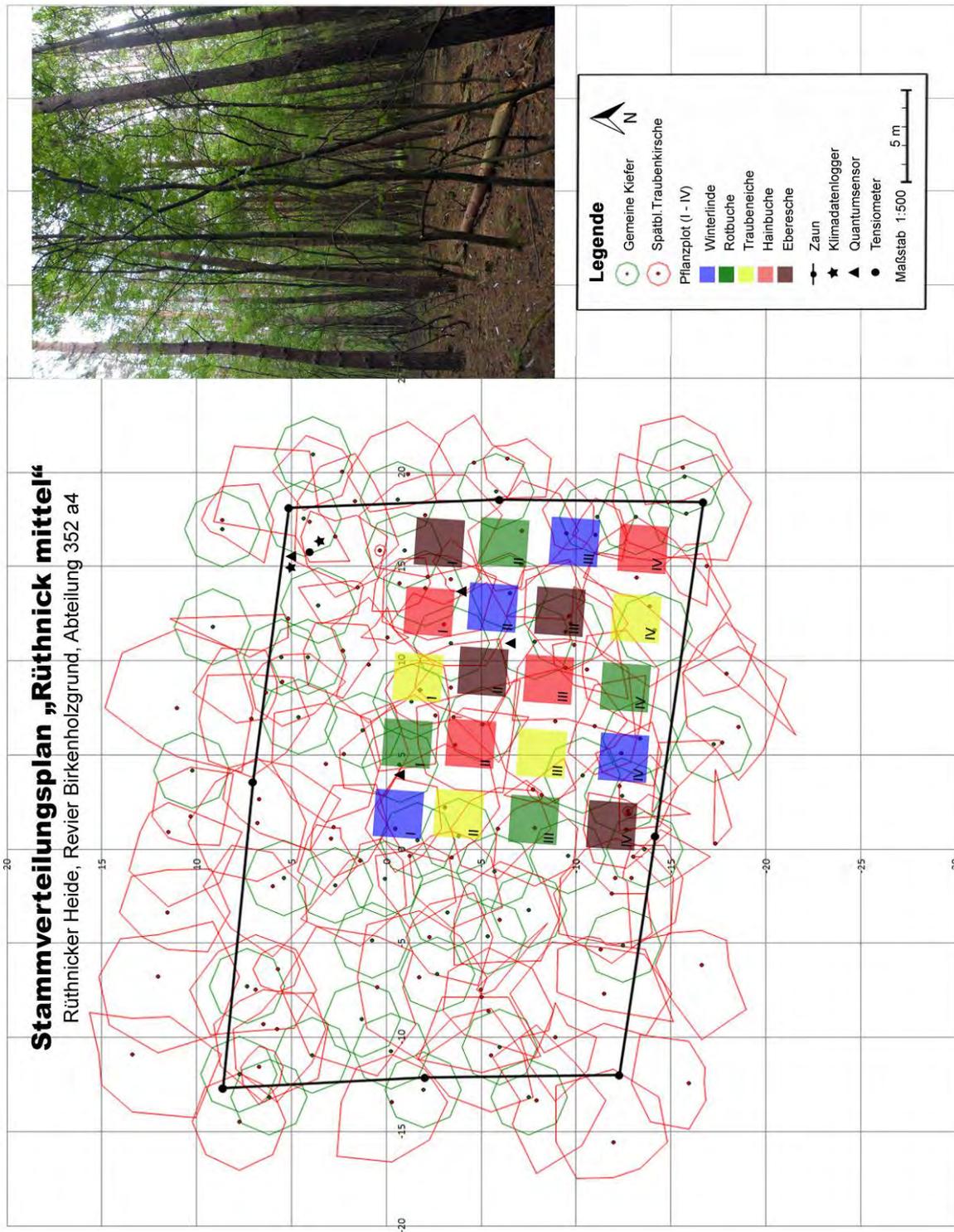
Anhang 4

Stammverteilungsplan der Versuchsfläche A2 im Authausener Wald



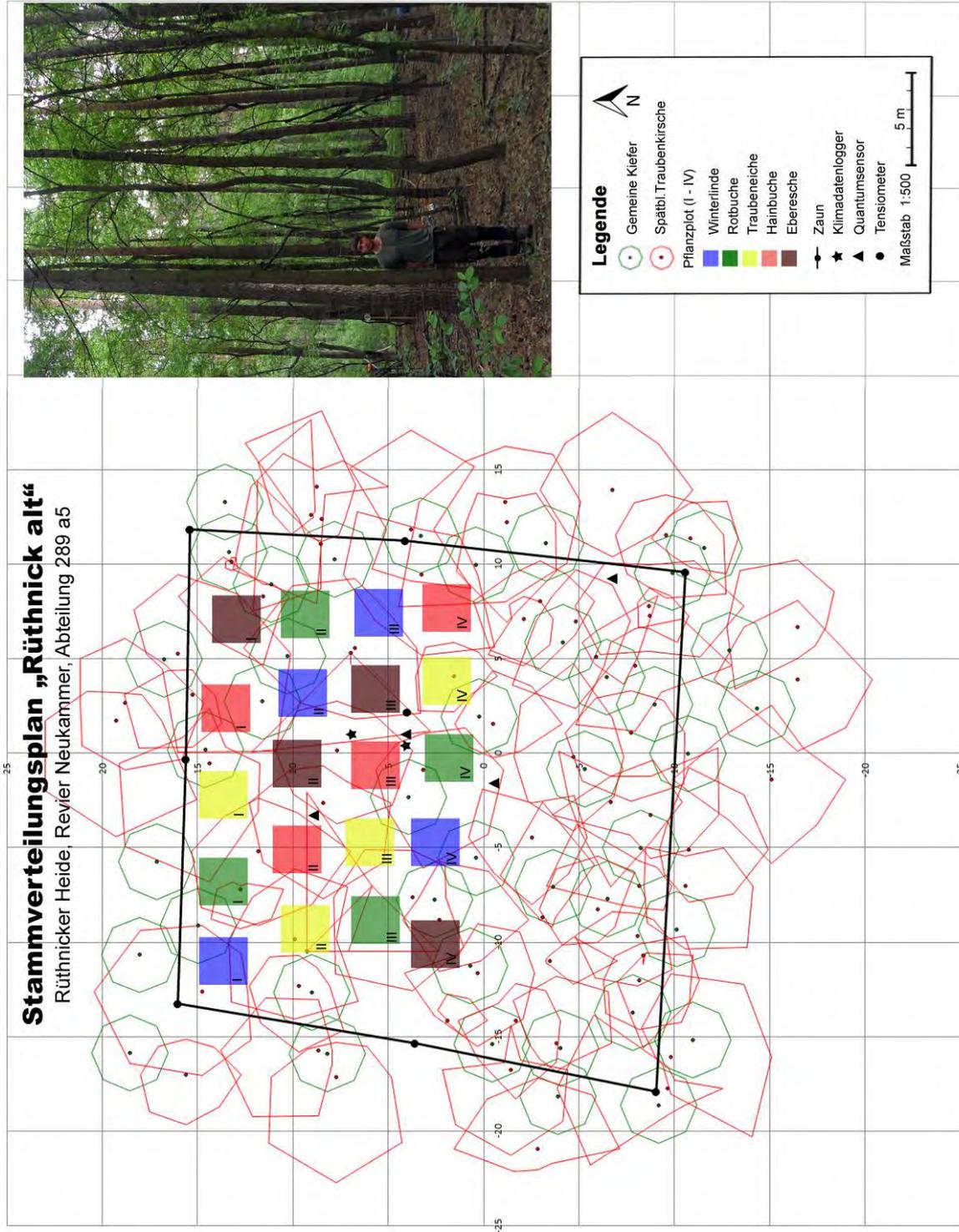
Anhang 5

Stammverteilungsplan der Versuchsfläche R1 in der Rühnicker Heide



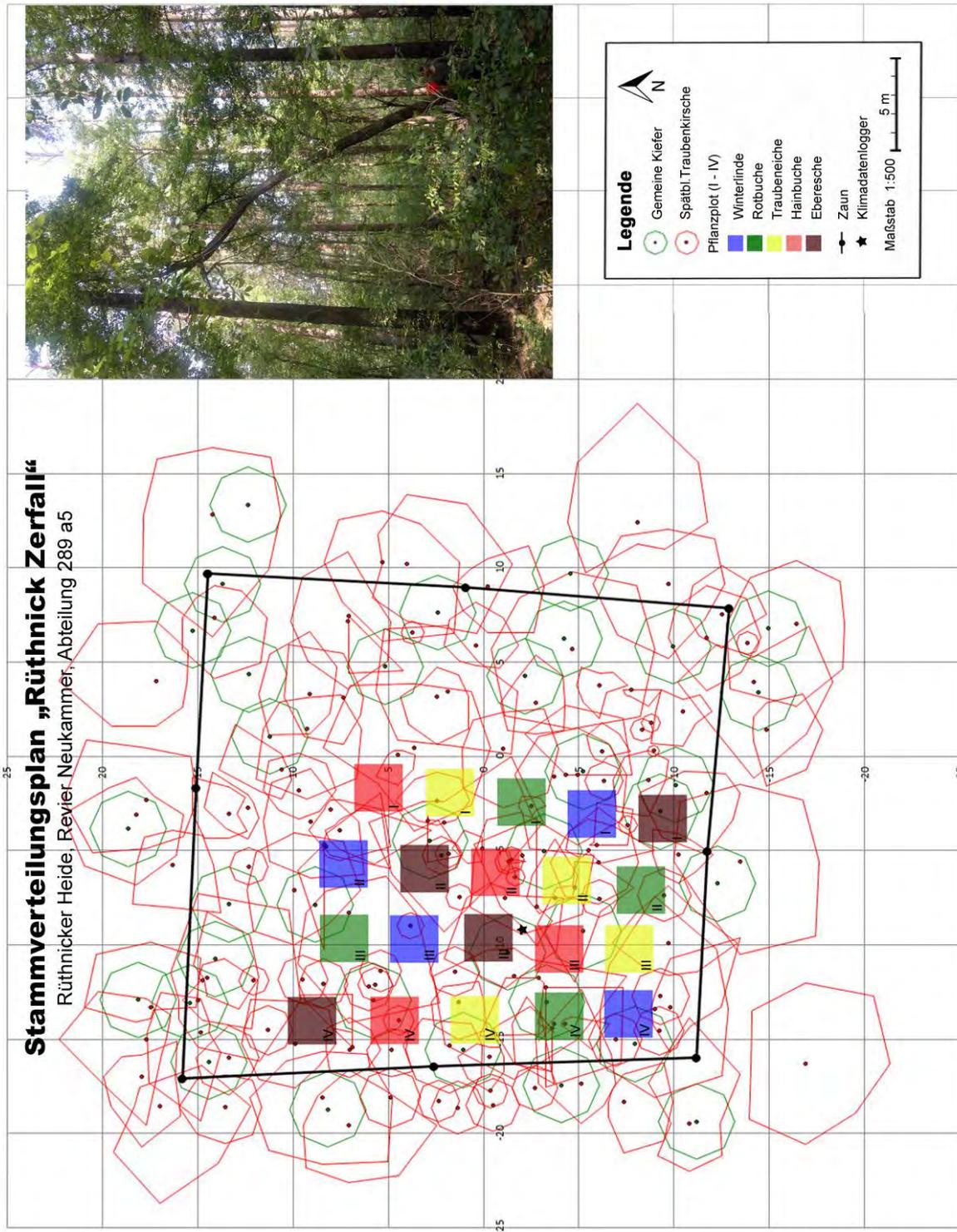
Anhang 6

Stammverteilungsplan der Versuchsfläche R2 in der Rüthnicker Heide



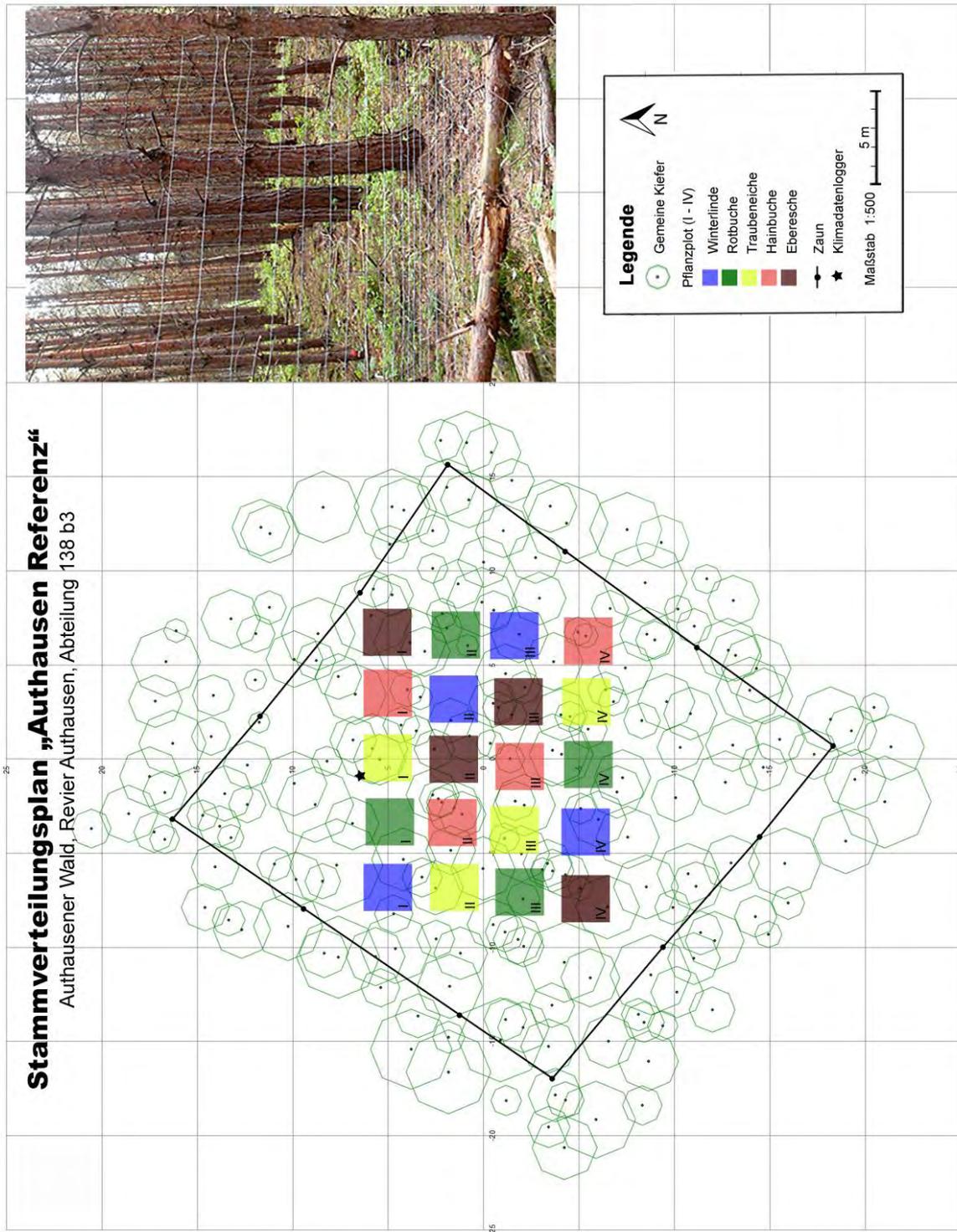
Anhang 7

Stammverteilungsplan der Versuchsfläche R3 in der Rüthnicker Heide



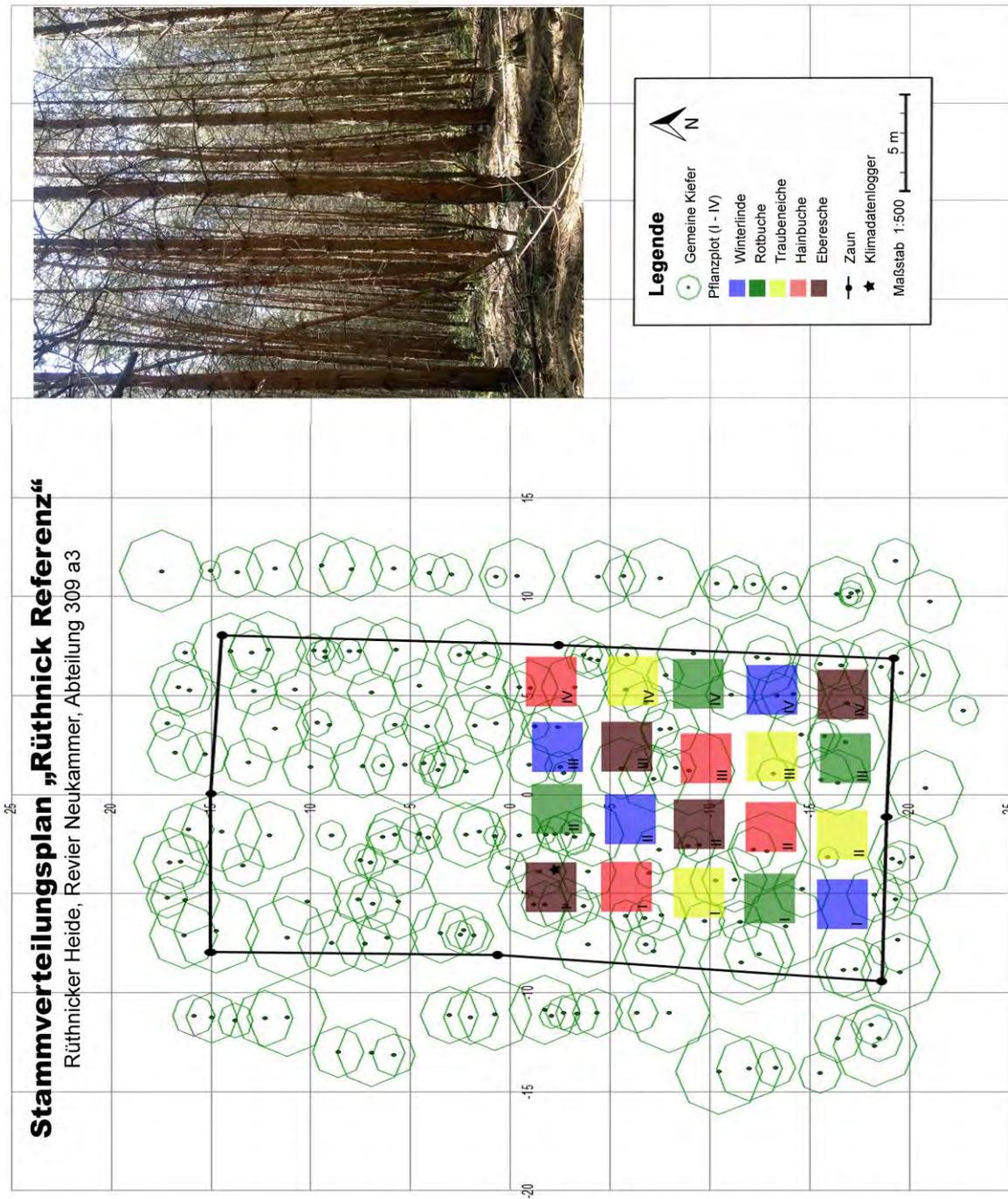
Anhang 8

Stammverteilungsplan der Referenzfläche AR im Authausener Wald



Anhang 9

Stammverteilungsplan der Referenzfläche RR in der Rüthnicker Heide



Anhang 10

Sprosslängen und Sprosslängenentwicklung der jeweils drei höchsten Bäume der Versuchsbaumarten auf den Versuchsflächen R1, R2, R3 in den Jahren 2012, 2014, 2017 und 2020 (*nur noch eine Winterlinde vorhanden)

Baumart	Versuchsfläche	2012 [l ₀ in cm]	2014 [l ₂ in cm]	2017 [l ₅ in cm]	2020 [l ₈ in cm]
Rotbuche	R1	47,9	75,7	106,5	218,3
	R2	40,8	84,5	128,0	168,3
	R3	44,9	66,3	107,5	195,7
Winterlinde	R1	75,9	137,5	153,7	230,0
	R2	79,0	130,0	171,3	246,0*
	R3	66,7	122,0	172,1	288,0
Hainbuche	R1	68,2	118,0	153,5	301,7
	R2	66,5	132,7	219,8	361,3
	R3	59,6	125,7	162,5	244,0

SELBSTSTÄNDIGKEITSERKLÄRUNG

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit ohne unzulässige Hilfe Dritter und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe; die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken wurden als solche kenntlich gemacht. Bei der Auswahl und Auswertung des Materials sowie bei der Herstellung des Manuskripts habe ich Unterstützungsleistungen von folgenden Personen erhalten: - keine -.

Weitere Personen waren an der geistigen Herstellung der vorliegenden Arbeit nicht beteiligt. Insbesondere habe ich nicht die Hilfe eines kommerziellen Promotionsberaters in Anspruch genommen. Dritte haben von mir weder unmittelbar noch mittelbar geldwerte Leistungen für Arbeiten erhalten, die im Zusammenhang mit dem Inhalt der vorgelegten Dissertation stehen.

Die Arbeit wurde bisher weder im Inland noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde vorgelegt und wurde auch noch nicht veröffentlicht. Ich bestätige, dass ich die Promotionsordnung der Fakultät Umweltwissenschaften der Technischen Universität Dresden anerkenne.

.....
Ort, Datum

.....
Unterschrift