

DBU AZ: 32370/01-33/0

*Räumliche Inventurverfahren zur Bestimmung des  
Naturverjüngungserfolgs – Modellstudie zum  
Kiefern Samenbaumverfahren*



Erstellt von:

Arbeitsgruppe der Professur für Waldbau: Franka Huth, Alexandra Wehnert

Arbeitsgruppe der Professur für Biometrie und Systemanalyse: Juliane Vogt, Jörg Ullrich

Februar 2017

gefördert durch



Deutsche  
Bundesstiftung Umwelt

[www.dbu.de](http://www.dbu.de)

**Projektkennblatt**  
der  
**Deutschen Bundesstiftung Umwelt**



<b>Az</b>	<b>32370</b>	<b>Referat</b>	<b>33</b>	<b>Fördersumme</b>	<b>122.400,00 €</b>
<b>Antragstitel</b>		<b>Räumliche Inventurverfahren zur Bestimmung des Naturverjüngungserfolgs – Modellstudie des Kiefern Samenbaumverfahren</b>			
<b>Stichworte</b>					
Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)		
<b>14 Monate</b>	<b>01.09.2015</b>	<b>30.10.2016</b>	<b>1</b>		
Zwischenberichte					
<b>Bewilligungsempfänger</b>		Institut für Waldbau und Waldschutz Fakultät für Umweltwissenschaften TU Dresden		Tel. 035203-38-31338 Fax 035203-38-31397	
		Institut für Waldwachstum und Forstliche Informatik Fakultät für Umweltwissenschaften TU Dresden		Tel. 035203-38-31667 Fax 035203-38-31632	
				Projektleitung Dr. rer. silv. Franka Huth Dr. rer. nat. Juliane Vogt	
				Bearbeiter Dr. rer. silv. Franka Huth Dr. rer. nat. Juliane Vogt Dipl. Forstwirtin Alexandra Wehnert	
<b>Kooperationspartner</b>					
<b>Zielsetzung und Anlaß des Vorhabens</b>					
<p>Grundlegendes Ziel des Projektes ist die Ermittlung ganzflächiger räumlicher Informationen zur Naturverjüngung in Kiefernbeständen, die im Samenbaumverfahren behandelt wurden. Das Samenbaumverfahren stellt hierbei ein waldbauliches Modellsystem dar, das sowohl den Einsatz bildgesteuerter Erfassungsmethoden zulässt (Oktokopter) als auch methodische Ansätze verfolgt, die eine Prüfung möglicher Inventurverfahren zulassen (terrestrische Stichprobenverfahren).</p>					
<b>Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden</b>					
<p>Zunächst ist es Aufgabe des Waldbaus anhand eines Kriterienkatalogs praxisrelevante Versuchsflächen auszuwählen, die Kiefern Samenbäume als Mittel der Naturverjüngungsetablierung nutzen. Dabei werden zwei Varianten der Übersicherungssituation des Altbestandes zugrunde gelegt. Zusätzlich werden Abstufungen in der Flächengröße und der Bodenbearbeitung berücksichtigt. Die Aufnahme des Oberstandes (OST) erfolgt auf einer Fläche von mind. 50 m x 50 m. Die Bäume des Oberstandes werden ausschließlich durch die Gemeine Kiefer repräsentiert, während in den umliegenden Bestandesbereichen durchaus Mischbaumarten beteiligt sein können. Die vollflächige Verjüngungsinventur wird in einer Kernzone von 30 m x 30 m durchgeführt. Diese Aufnahmen umfassen Positionsdaten, Höhen- und Durchmessermessungen, Alters- und Vitalitätsansprachen. Die Aufgaben der Systemanalyse umfassen aufeinander aufbauende Arbeitsabschnitte. In einem ersten Schritt erfolgt die Befliegung der Untersuchungsflächen insbesondere für das Monitoring der Verjüngung. Zur Weiterverarbeitung werden die aufgenommenen Fotos des Oktokopters in Orthofotos (verzerrungsfreie, maßstabsgetreue Abbildung) umgewandelt. Über Geoinformationssysteme werden die Orthofotos analysiert und mit den Ergebnissen der Waldinventur des Waldbaus verglichen. Das zweite Aufgabenfeld beschäftigt sich mit der Entwicklung, Validierung und den Simulationsexperimenten eines individuen-basierten Modells für die räumliche und zeitliche Analyse der Verjüngungsentwicklung. Daten für die Entwicklung und Parametrisierung werden aus den erhobenen Felddaten und Orthofotos gewonnen, aber auch aus der Literatur ergänzt.</p>					
Deutsche Bundesstiftung Umwelt • An der Bornau 2 • 49090 Osnabrück • Tel 0541/9633-0 • Fax 0541/9633-190 • <a href="http://www.dbu.de">http://www.dbu.de</a>					

## **Ergebnisse und Diskussion**

Nach einer ersten Evaluation der gegenwärtig praktizierten Verjüngungsverfahren für die Baumart Kiefer wurde die ursprüngliche Versuchsmatrix (Samenbaumverfahren) um zwei Übershirmungsklassen im Altbestand (lockerer Kronenschluss mit Stammzahlen von 100 bis 150/ ha und dichter Kronenschluss mit > 200 Altbäumen/ha) erweitert. Außerdem wurden drei Varianten für die praktizierte Bodenbearbeitung festgelegt: 1. kleinflächige Bearbeitung mit dem Kulla-Kultivator, 2. vollflächige Bearbeitung und 3. Flächen ohne Bodenbearbeitung. Insgesamt konnten neun Untersuchungsflächen aufgenommen werden. Davon befinden sich sieben im Land Brandenburg und zwei weitere Flächen in der Provinz Västerbotten in Schweden (nahe Umeå). Aus den Vollaufnahmen der Altbestandskenngrößen geht hervor, dass die 106 bis 139jährigen Kiefernaltbestände auf den armen bis ziemlich armen Standorten mittlere Höhen zwischen 18 und 28 m sowie BHD-Werte zwischen 33 und 46 cm aufweisen. Ihre horizontalen Kronenausdehnungen erreichen Werte zwischen 3,2 und 6,6 m und der Kronenansatz liegt zwischen 8 und 17 m. Hinsichtlich der Kronenvitalität sind die Altbäume mehrheitlich den Verlichtungsstufen mit schwacher (V1) bis mittelstarker (V2) Schädigung zuzuordnen. Die Verjüngungspflanzen weisen je nach Übershirmungssituation durch den Altbestand und Art der Bodenbearbeitung deutliche Unterschiede in der Altersverteilung und den Wachstumsgrößen auf. Es zeichnet sich ein klarer Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Verjüngungsdichte ab. Auf Flächen ohne Bodenbearbeitung liegen die ermittelten Verjüngungsdichten zwischen 6.000 und 13.000 Kiefern/ha, während auf Flächen mit Bodenbearbeitung, je nach Alter, Verjüngungsdichten von 24.000 bis 198.000 Kiefern/ha erfasst wurden. Die Vitalität und Qualität der Verjüngungspflanzen konnte auf allen Flächen als gut bis sehr gut eingestuft werden. Die Bodenbearbeitung zeigte keinen Effekt auf die Höhen- und Durchmesserentwicklung der Pflanzen. Im Vergleich dazu ergaben die altersabhängigen Regressionsanalysen der Höhenentwicklung starke Unterschiede in Abhängigkeit von der jeweiligen Altbestandsdichte. Die räumlichen Analysen für die Verteilung der Altbäume belegt auf allen Flächen eine regelmäßige Verteilung. Im Vergleich dazu ergaben sich für die räumliche Verteilung der Verjüngungspflanzen zwei Ebenen. Zunächst konnte anhand individuen-basierter Ausbreitungsmodelle die räumliche Verteilung der Verjüngung in Abhängigkeit von den Positionen der Samenbäume nachvollzogen werden. Die mittleren Ausbreitungsdistancen der isotropen und anisotropen Modelle ergaben über einen Verjüngungszeitraum von zehn Jahren mittlere Ausbreitungsentfernungen zwischen 15 und 36 m. Darüber hinaus konnten über die Altersansprache der Verjüngungspflanzen jahresspezifische Modellanpassungen durchgeführt werden. Die flächenbezogene Verteilung der Verjüngungspflanzen weist außerdem deutliche Richtungseffekte entsprechend der Hauptwindrichtung auf. Analysen der kleinflächigen Verteilung ergaben für alle Flächen deutliche Aggregationen von Verjüngungspflanzen ab einer Entfernung von > einem Meter von den Altbäumen bzw. > 3 m von noch nachweisbaren Stubben. Hinsichtlich der räumlichen Höhendifferenzierung der Verjüngungspflanzen waren Aggregate von Verjüngungspflanzen gleicher Höhen nachweisbar, die sich durch mikrostandörtliche Unterschiede und das zeitgleiche Ankommen auf der Fläche erklären lassen. Diese Aggregate konnten für alle Abstufungen der Altbestandsdichten, aber auch auf allen Varianten der Bodenbearbeitung nachgewiesen werden. Mit zunehmender Verjüngungsdichte erhöhte sich zudem die intraspezifische Konkurrenz (Hegyí-Index) und zugleich ist damit eine Reduktion des individuellen Standraums der Verjüngungspflanzen verbunden. Die Parametrisierung des individuen-basierten Modells mesoFON und die daran geknüpfte Simulation möglicher Behandlungsvarianten entsprechender Verjüngungsverfahren konnte erfolgreich weitergeführt werden. Im Vergleich dazu erwiesen sich die luftbildgestützten Auswertungen des Verjüngungserfolgs, trotz mehrfacher und erfolgreicher Befliegung mit dem Oktopter als schwierig, da sowohl die technischen Voraussetzungen als auch die automatisierte Ansprache der Verjüngungspflanzen eine stetige Weiterentwicklung des Verfahrens erforderlich machte und nicht abgeschlossen werden konnte. Über die Prüfung möglicher Inventurszenarien konnten eindeutige Probleme bei der Schätzung räumlich heterogener Verjüngungsstrukturen offengelegt werden.

## **Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation**

Erste Ergebnisse des Projekts wurden erfolgreich bei der internationalen Tagung der Gesellschaft für Ökologie in Marburg präsentiert (Tagungsband GfÖ 2016). Darüber hinaus wurde das Projekt an der SLU in Umeå vorgestellt und diskutiert. Die abschließende Präsentation der Ergebnisse für die örtlichen Wirtschaftler fand unter Beteiligung der privaten und kommunalen Waldbesitzer und den Vertretern der Landesforstverwaltung Brandenburg im November 2016 in der Oberförsterei Steinförde statt.

## **Fazit**

Die vorliegenden Ergebnisse haben wertvolle Erkenntnisse zur räumlichen Verteilung der Kiefernaltbestände erbracht, die in die zukünftige Verjüngungsplanung einfließen können. Sie belegen zudem die Notwendigkeit zur grundlegenden Anpassung bisheriger Inventurverfahren, um naturnahe Waldstrukturen erfassen und dokumentieren zu können.

---

## Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung .....	6
1.1 Waldökologische und waldbauliche Ansätze .....	6
1.2 Bedeutung räumlicher Betrachtungen in der Verjüngungsökologie und für die Bestandesbehandlung .....	8
1.3 Inventurverfahren und der Einsatz von (Okto)kopfern bei der Erfassung von Waldstrukturen.....	10
2 Methodisches Vorgehen .....	12
2.1 Lage der Untersuchungsflächen, Flächenauswahl und Aufnahmedesign .....	12
2.2 Befliegung und Bildbearbeitung.....	17
2.3 Simulation möglicher terrestrischer Inventurverfahren .....	18
2.4 Statistische Auswertung, Modellierung und Simulation .....	21
2.4.1 Aggregationsindex.....	21
2.4.2 L-Funktion.....	22
2.4.3 Punktmusteranalysen .....	23
2.4.4 Konkurrenzindex nach Hegyi .....	24
2.4.5 Individuen-basierte Modelle.....	24
3 Ergebnisse .....	27
3.1 Wachstum und Entwicklung.....	27
3.1.1 Altbäume .....	27
3.1.2 Verjüngung.....	29
3.2 Räumliche Analysen .....	34
3.2.1 Charakterisierung der räumlichen Verteilungen auf den Altbestandsplots .....	34
3.2.2 Charakterisierung der räumlichen Verteilungen auf den Verjüngungsplots.....	36
3.2.3 Einfluss der Samenbäume auf die räumliche Verteilung der Kiefernverjüngung.....	40
3.3 Bildauswertung.....	47
3.4 Verwendung der terrestrischen Vollaufnahmen für Verjüngungsinventuren .....	48
3.4.1 Vergleich der unterschiedlichen Inventurverfahren .....	49
4 Diskussion .....	52
4.1 Effekte der Altbestandsdichte – Samenbaumverfahren versus Schirmschlag .....	52
4.2 Wachstum und Entwicklung der Kiefernverjüngung – Altbestandsdichte versus Bodenbearbeitung .....	56
4.3 Effekte der räumlichen Verteilung im Altbestand .....	63
4.3.1 Räumliche Verteilungen – Altbestand versus Verjüngung.....	63
4.3.2 Individuen-basierte Modelle und Simulationen.....	67

---

4.4 Möglichkeiten spezifischer Inventurverfahren zur Erfassung des Verjüngungserfolgs.....	69
5. Schlussfolgerungen zur waldbaulichen Steuerung der Kiefern timerverjüngung .....	72
6. Referenzen.....	77

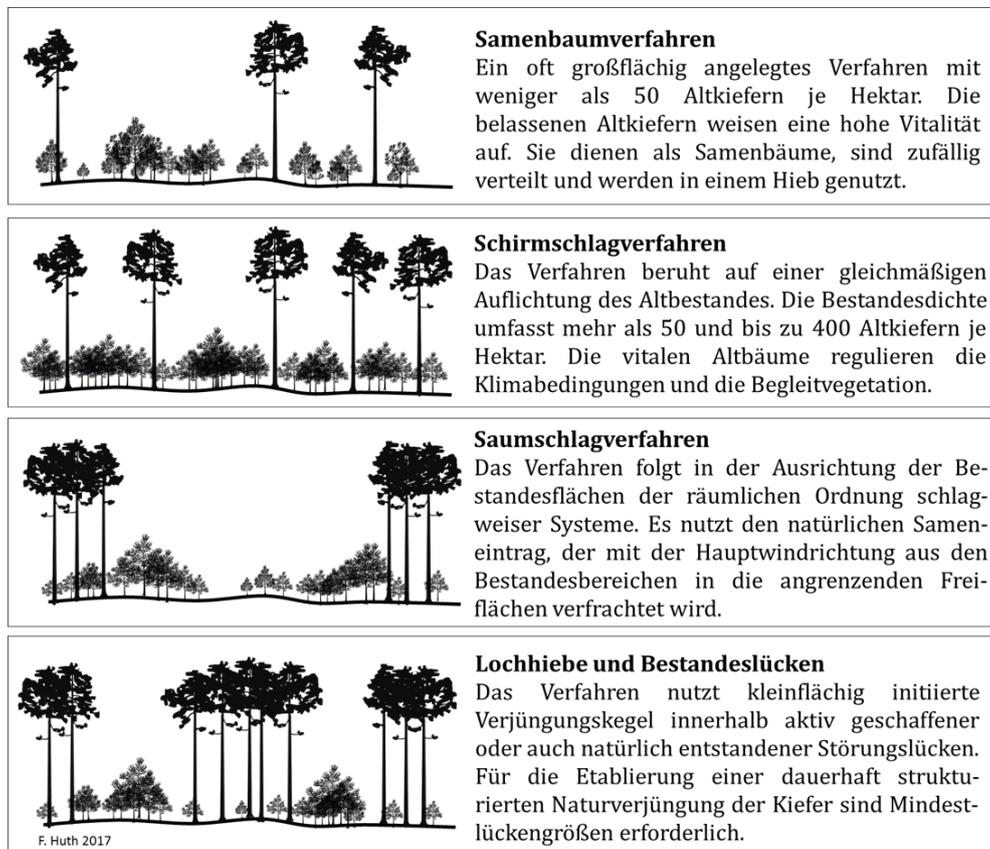
---

# 1 Einleitung

## 1.1 Waldökologische und waldbauliche Ansätze

Die gegenwärtigen waldbaulichen Rahmenrichtlinien der Bundesländer orientieren sich an der Etablierung naturnaher Mischbestände, die durch ein hohes Maß an Vitalität und Stabilität gegenüber abiotischen und biotischen Einflussfaktoren gekennzeichnet sind. In diesem Zusammenhang stellt die Schaffung struktureller Diversität in Beständen, die durch Pionier- und Lichtbaumarten (z. B. Birke oder Kiefer) dominiert sind, eine besondere Herausforderung für das waldbauliche Handeln dar (MLUV 2004). Einerseits erweisen sich die strukturellen Ausgangsbedingungen in Kiefernforsten als wenig vergleichbar mit den strukturellen Attributen natürlicher Waldökosysteme (PARVIAINEN 2005, SCHMIDT 2005, HEINKEN 2007, BEHRENS 2011), andererseits bilden Pionierwaldstadien innerhalb der natürlichen Sukzessionsabfolge lediglich Übergänge in der Entwicklungsabfolge zum jeweiligen Klimax-Stadium (OTTO 1994, THOMASIU & SCHMIDT 1996, WAGNER et al. 2013). Vertikal und horizontal strukturierte Kiefernbestände entstehen unter natürlichen Bedingungen nur unter sehr spezifischen Umweltbedingungen und großflächig auftretenden Störungen unterschiedlicher Intensität, z. B. nach Feuer (FRIEDERICI 2003, ADÁMEK et al. 2016). Die wirtschaftliche Bedeutung der Kiefer wird mit Blick auf die klimatischen Veränderungen und daraus resultierenden Risiken auch weiterhin auf den armen Standorten des nordostdeutschen Tieflands als hoch eingeschätzt (ANDERS et al. 2002, LFE 2004). Somit stellt sich grundsätzlich die Frage, wie sich homogene, einschichtige Kiefernforste über angepasste Pflege- und Durchforstungsstrategien und den Einsatz natürlicher Verjüngungsverfahren in naturnähere Bestände überführen lassen (HUTH et al. 2012, WAGNER et al. 2013). Entsprechende Ansätze werden in der Wissenschaft seit Langem auch in anderen Regionen Europas thematisiert, finden jedoch bisher nur bedingt in der Praxis Anwendung (HEINSDORF 1994, LUST et al. 1998, KINT et al. 2004, 2006, VANHA-MAJAMAA et al. 2007, SIMILÄ & JUNNINEN 2012). Die Begründungen dafür sind vielfältig. Neben den wirtschaftlichen und personellen Rahmenbedingungen der Waldeigentümer (Landes-, Privat- und Kommunalwälder) werden noch immer Fragen der sicheren Verjüngungsetablierung und die bereits angesprochenen Möglichkeiten und Grenzen in der Strukturierung von Kiefernreinbeständen diskutiert (LFE 2004, HAFEMANN & STÄHR 2007, SIMONSEN 2013). Zudem wirken Restriktionen in den anerkannten Zertifizierungssystemen oder in den Richtlinien der Landesforstverwaltungen, z. B. bezüglich der Möglichkeiten einer mehr oder weniger flächigen Bodenbearbeitung (DOHREBUSCH 1997, MLUR 2004, PEFC 2009, FSC 2012). Neben der Bodenbearbeitung haben sich unterschiedliche Untersuchungen mit dem Einfluss der Begleitvegetation und des Altbestandsschirmes in der Kiefer (Alter, Kronenschluss oder Bestockungsgrad) befasst (BOLTE 1996, ANDERS et al. 2002, EISENHAUER et al. 2004). Kronendachlücken, geringere Bestockungsgrade und die somit verminderte Altholzwurzelkonkurrenz konnten als begünstigende Faktoren für das Wachstum vitaler Verjüngungspflanzen der Kiefer identifiziert werden (KELLOMÄKI et al. 1987, VALKONEN 2000, JAKOBSSON 2005, WAGNER 2008). Diese Eigenschaften des Altbestandes stehen jedoch zugleich für einen verminderten Sameneintrag je Flächeneinheit, stärkere mikroklimatische Extreme und günstigere Etablierungsbedingungen für

konkurrenzstarke Begleitvegetation (KUPER 1994, ANDERS et al. 2002, EISENHAUER et al. 2004). Aus diesen Erkenntnissen haben sich im Rahmen waldbaulicher Bestandesbehandlungen zur natürlichen Verjüngung der Kiefer vorrangig folgende Systeme etabliert:



**Abbildung 1.** Schematische Darstellung möglicher Hiebsarten zur natürlichen Verjüngung von *P. sylvestris*

Die genannten Naturverjüngungsverfahren werden für die Arten der Gattung *Pinus* weltweit in unterschiedlicher Intensität angewendet und erfolgreich umgesetzt (WIEDEMANN 1926, VANSELOW 1949, WEIß 1959, WAGENKNECHT 1965, DENGLER 1990, NYLAND 2007, LFE 2004, FRIEDERICI 2003, HYPPÖNEN et al. 2005). Anhand dieser kurzen Vorstellung der wichtigsten Hiebsarten zur Etablierung von Kiefern naturverjüngung, die alle der Betriebsform des schlagweisen Hochwaldes zuzuordnen sind, wird deutlich, dass die räumliche Ausformung des Altbestandes, aber auch die Bodenbearbeitung maßgeblich über Verjüngungsstrukturen entscheiden. Viele Praktiker und auch wissenschaftliche Arbeiten bemessen den Verjüngungserfolg ausschließlich daran, ob in einem vergleichsweise kurzen Verjüngungszeitfenster eine vitale, flächig präsente und ausreichend dichte Naturverjüngung der Kiefer etabliert werden konnte (HAFEMANN & STÄHR 2007, FEI et al. 2013). Viele Betriebe müssen jedoch nicht nur eine kontinuierliche Holzproduktion gewährleisten, sondern auch weiteren gesellschaftlichen Ansprüchen an den Wald gerecht werden. Damit ergeben sich jedoch mit Blick auf Naturnähe, zu etablierende Struktur- und Artendiversität, Schutzwirkungen sowie ästhetische Wirkungen für Erholungssuchende durchaus andere Bewertungsmaßstäbe hinsichtlich der genannten Verjüngungsverfahren (KOHM & FRANKLIN 1997, LFE 2009, BRÜMELIS et al. 2011, SIMILÄ & JUNNINEN 2012, STANTURF 2016).

---

*Es ist Ziel der vorliegenden Studie, den Verjüngungserfolg auch anhand räumlicher Analysen in den Kiefernaltbeständen zu bewerten und die daraus resultierenden Möglichkeiten zur Schaffung von Struktur- und Artendiversität abzuleiten.*

## 1.2 Bedeutung räumlicher Betrachtungen in der Verjüngungsökologie und für die Bestandesbehandlung

Die praktische Umsetzung von Naturverjüngungsverfahren beruht auf zahlreichen verjüngungsökologischen Erkenntnissen, die durch viele Studien und über lange Zeiträume zusammengetragen wurden (z. B. HARPER 1977, LECK et al. 2008). Auch die Untersuchungen zur Verjüngungsökologie der Kiefer haben sich häufig mit Teilaspekten innerhalb des Verjüngungszyklus dieser Baumart befasst (u. a. KUPER 1994, SHUGART et al. 1992, RICHARDSON 1998, LFE 2004). Bereits für einzelne Entwicklungsstadien oder Prozesse des Verjüngungszyklus wirken Faktorenkomplexe, die sich über Einzeluntersuchungen kaum beschreiben lassen. Deshalb bietet es sich stets an, die Abfolge der erfassbaren Entwicklungsstadien und verbindenden Prozesse chronologisch nachzuvollziehen (LECK et al. 2008). Diese Art der theoretischen Betrachtung ermöglicht es, jene Schnittstellen zur praktischen „Manipulation“ des Bestandesgefüges zu erfassen, die eine zielgerichtete Lenkung des Verjüngungsprozesses bzw. der Verjüngungsstrukturen ermöglichen.

**Blüte und Fruktifikation** sind einerseits Zeichen für die Mannbarkeit der einzelnen Individuen, andererseits geben der Blüten- und Zapfenbehang sowie die Fruktifikationsintervalle Auskunft über die Vitalität und soziologische Stellung der Altbäume (KARLSSON 2000, HECHT 2012). Im Bestandesgefüge setzt die Fruktifikation bekanntlich meist ab einem Alter von 30 bis 50 Jahren ein, während freistehende Kiefern bereits mit 15 bis 20 Jahren fruktifizieren können (ROHMEDER 1959, CARLISLE & BROWN 1968, KÖHLER 2004). Für die Bewirtschaftung entsprechender Altbestände leitet sich ab, dass fruktifizierende Bäume mit gut ausgebildeten und vitalen Kronen in der herrschenden Bestandesschicht einen stärkeren Zapfenbehang ausbilden (MESSER 1958, MUKASSABI et al. 2012). Über eine rechtzeitige und konsequente Förderung der vitalsten Altkiefern im Bestandesgefüge kann somit die Samenproduktion durch die waldbauliche Behandlung angeregt und maximiert werden. KARLSSON (2000) konnte zeigen, dass entsprechend geführte Vorbereitungshiebe zur Anregung der Fruktifikation führen. Die Wahl der Altbaumdichte entscheidet unmittelbar über die Verjüngungsdichte in Abhängigkeit von den jährlichen Schwankungen in der Zapfen- und Samenproduktion, die durch äußere Faktoren (z. B. Witterung, Prädatoren) beeinflusst sind (DEBAIN et al. 2003, PUKKALA et al. 2010). Jedoch konnten SIMAK (1974) und DOHRENBUSCH (1997) zeigen, dass die Samenproduktion der Kiefer in einem Stammzahlbereich bis etwa 200 Altbäumen pro Hektar kontinuierlich ansteigt. Die Autoren gehen jedoch davon aus, dass zu hohe Altbaumdichten wieder mit einem Rückgang der produzierten Samenmengen pro Hektar verbunden sind, da sich die gegenseitige Bedrängung und Beschattung im Kronenraum der Altkiefern negativ auswirkt.

---

**Betrachtungen zur räumlichen Verteilung der Altbäume und die damit verbundene Verteilung der Verjüngung beziehen sich meist nur auf einzelbaumbezogene Untersuchungen.** Dazu finden sich experimentelle Einzelbaumuntersuchungen zur Samenausbreitung (PALIK et al. 2003, HECHT 2012, TAUTENHAHN et al. 2012) und nur wenige theoretische Ansätze zur Übertragung dieser Einzelbaumebene auf die Bestandesebene (KELLOMÄKI et al. 1987, WAGNER et al. 2010). Die Übertragung auf die Bestandesebene beschränkt sich zumeist auf den abstandabhängigen Randeffekt im Saumschlagverfahren und die zu erwartenden Sameneinträge bzw. Verjüngungsdichten auf angrenzende Schmalkahlschläge (DOHRENBUSCH 1997, SUCHOKAS 2001).

Die Phase der **Keimung und Keimlingsentwicklung** wird für alle Baumarten als besonders risikobehaftet beschrieben (LECK et al. 2008). Ursache hierfür ist die unmittelbare Abhängigkeit des Keimungsprozesses von äußeren klimatischen und mikrostandörtlichen Faktoren (NYMAN 1963, HILLE & DEN OUDEN 2004, SEWERNIAK 2016). Häufig genannte Faktoren, die zum zeitnahen Absterben der Keimlinge führen oder sogar die erfolgreiche Keimung verhindern, sind: Trockenheit oder Frost, ungünstige Oberflächenbeschaffenheit des Substrates und Konkurrenzeffekte durch die vorhandene Begleitvegetation oder die Individuen des Altbestandes (WITTICH 1955, HUNZIKER 1956, CASTRO 2006, VOLOSJANČUK 2002, EISENHAUER et al. 2004, HILLE & DEN OUDEN 2004, HYPPÖNEN et al. 2013). Die so genannten Schutzstellen („*safe sites*“), welche sowohl als günstige Mikrostandorte für die Keimung und die weitere Entwicklung der Verjüngungspflanzen gelten, sind unter natürlichen Bedingungen in ihrer räumlichen Präsenz selten oder nur für einen kurzen Zeitraum verfügbar. Das natürliche Störungsregime entscheidet somit insbesondere bei der Pionierbaumart Kiefer über die räumliche Präsenz der Verjüngung (BEHRENS 2011, ADÁMEK et al. 2016). Für die Bewirtschaftung von Kiefernbeständen zur Erzeugung einer gesicherten Naturverjüngung leitet sich ab, dass die Schaffung günstiger Substrateigenschaften und die Verminderung der Konkurrenzwirkung auf die Verjüngungspflanzen von großer Bedeutung sind (DOHRENBUSCH 1997, EISENHAUER et al. 2004).

*Somit stellt sich für die Bestandesbehandlung und die daran geknüpfte Schaffung günstiger Mikrostandorte (z. B. durch Bodenbearbeitung) die Frage, mit welcher Intensität oder in welcher räumlichen Verteilung vorzugehen ist, um der jeweiligen Zielsetzung gerecht zu werden (siehe Abbildung 1). Beispielsweise kann der qualitative Aussagewert zum Verfahren der Bodenbearbeitung mit Blick auf Naturnähe, aber auch unter der Maßgabe der Wirtschaftlichkeit, über explizit räumliche Ansätze verbessert werden.*

Die langfristige **Etablierung der Verjüngungspflanzen** geht aufgrund der natürlichen Mortalität eine deutliche Reduktion der Verjüngungsdichten, bis zum Erreichen einer „stabilen“ Verjüngungszahl, einher (ACKZELL 1993, KARLSSON 2001, LFE 2004). Mit diesem Zeitpunkt gelten andere Einflussfaktoren, wie Lichtverfügbarkeit, Wasser- und Nährstoffversorgung und Altholzkonkurrenz als besonders relevant für deren weitere Entwicklung (AALTONEN 1948, LYR et al. 1965, HYPPÖNEN et al. 2005). Die maximale Umsetzung des Wuchspotenzials in der Jugendphase ist eine entscheidende Größe für die Kiefer als Baumart mit vergleichsweise geringer Schattentoleranz (DOHRENBUSCH 1997, DE CHANTAL 2003, GAUDIO et al. 2011). Dieses Wuchs-

---

potenzial kann gegenüber konkurrenzstärkeren Baumarten (z. B. Rotbuche) nur unter optimalen Umweltbedingungen umgesetzt werden.

*Auch hier stellt sich die Frage nach der Beeinflussung durch räumliche Kenngrößen und deren Quantifizierung, wie die Anordnung der verbliebenen Altbäume, die Verteilung der Verjüngungspflanzen selbst oder das Auftreten konkurrenzstarker Begleitvegetation. Daraus leiten sich spezifischere Aussagen zum waldbaulichen Handlungsspielraum und zur Handlungs-notwendigkeit ab, um eine zielgerichtete Verjüngungsetablierung zu ermöglichen.*

### 1.3 Inventurverfahren und der Einsatz von (Okto)koptern bei der Erfassung von Waldstrukturen

Terrestrische Inventuren basieren auf weltweit etablierten Verfahren, die für die Erhebung unterschiedlicher Flächeninformationen von Waldökosystemen genutzt werden. Als besonders relevant gelten in diesem Zusammenhang Informationen für Wälder, die: die Schätzung von Waldflächen- oder Baumartenanteilen, Erhebungen flächenbezogener Biomassen, Zuwachsraten, Altersverteilungen, Totholzanteile und Waldschäden betreffen (KANGAS 2009, TOMPPU et al. 2010, FRIDMAN et al. 2014). Die terrestrische Erfassung der Verjüngungssituation bildet einen Teilaspekt der Inventuren und beruht meist auf einer Unterstichprobe. Diese Unterstichproben werden auf einem kleineren Flächenanteil erfasst. Im Wesentlichen werden Baumarten, Höhen und Durchmesser sowie Qualitäts- und Vitalitätsmerkmale der Verjüngungspflanzen erhoben. Diese Größen werden im Rahmen bundes- und landesweiter Inventuren auf großflächig vernetzten Rasterpunkten erhoben (LMUL 2015, BMEL 2016). Das Vorgehen großflächiger Inventuren unterscheidet sich vom flächenspezifischen Vorgehen im Rahmen der Forsteinrichtung und wissenschaftlicher Untersuchungen, die sich ausschließlich der Erhebung von Verjüngungspflanzen widmen (z. B. NEWTON 2008, HESSENMÖLLER 2016).

*Mit der vollflächigen terrestrischen Inventur der Kiefernaturverjüngung ist die Zielsetzung verbunden, die räumliche Verteilung der Verjüngungspflanzen in Abhängigkeit bestehender Altbestandskonstellationen analysieren zu können. Des Weiteren sollen die terrestrischen Inventurergebnisse mit den luftbildgestützten Erfassungen verglichen werden.*

Für die Analyse von Waldstrukturen werden in der Fernerkundung und Fotogrammetrie bereits seit vielen Jahren luftfahrzeuggestützte Kamerasysteme verwendet (KRAUS 2004). Die dabei verwendeten Systeme haben jedoch Vor- und Nachteile. Mit Flugzeugen können z. B. große Flächen und Transekte von mehreren Kilometern untersucht werden (LEITERER et al. 2013). Die große Flughöhe und fehlende stationäre Positionen schließen jedoch die detaillierte Analyse kleinerer Waldflächen aus. Helikopter oder spezielle ferngesteuerte Kleinluftschiffe gelten in dieser Hinsicht als geeignetere Systeme. Ihr Einsatz ist jedoch kostenintensiv und nur von speziell geschultem Fachpersonal durchführbar. Zudem ist der Einsatz gegenwärtig an ein langwieriges Verfahren zur Beantragung von Sonderaufstiegs genehmigungen gebunden. Vor diesem Hintergrund stellen so genannte Mikrokopter eine praktikable Alternative dar. Ihre

---

technische Entwicklung ist rasant und die Einführung in die zivile Nutzung hat die Anschaffungskosten reduziert. Mikrokopter besitzen gute Flugeigenschaften, sind in ihrer Handhabung leicht zu bedienen und relativ flexibel einsetzbar. Die technische Entwicklung ist im Vergleich zur tatsächlichen praktischen Anwendung weit fortgeschritten und die theoretische Bandbreite möglicher Anwendungen umfangreich. Aktuelle Forschungen konzentrieren sich darauf, das Potential für die Praxis nutzbar zu machen. Beispiele sind die Anwendung hyperspektraler Flächenanalysen mit Hilfe von UAVs [*Unmanned Aerial Vehicels*] (HONKAVAARA et al. 2014), das Monitoring von Pflanzenwachstum auf Basis von UAV-Befliegungen (BENDIG et al. 2013) und der Einsatz von Mikrodrohnen zur Erzeugung qualitativ hochwertiger Geländemodelle (CRAMER et al. 2013). Mikrokopter werden bereits erfolgreich zur Eindämmung von Wilderei und illegalen Holzeinschlägen sowie zum großflächigen Monitoring in der Landwirtschaft eingesetzt (UNEP 2013).



**Abbildung 2.** Oktokopteraufnahme eines flächig bearbeiteten Bestandes mit teilweise vorhandener Naturverjüngung (*links*) und mit dem Kulla-Kultivator bearbeitete Fläche BRE (*rechts*) [Fotos: J. Ullrich 2016]

Luftaufnahmen durch Drohnen bieten die Möglichkeit für einen ersten Überblick über die Baumartenzusammensetzung und Strukturen von Waldflächen. Im Rahmen des vorliegenden Projekts sollte das Oktokoptersystem als Alternative zu terrestrischen Inventurverfahren zum Einsatz kommen, um eine bestandesweise Erhebung in zeitlich kurzen Abständen durchführen zu können. Die technische Entwicklung **luftbildgestützter Inventurverfahren** eröffnet neue Perspektiven bei der Erfassung räumlicher Daten (HALL & ALDRED 1992, MARTÍNEZ-FALERO et al. 2014).

*Verjüngungsinventuren mittels Oktokoptereinsatz könnten eine neue Ära für die Erfassung und Analyse von Naturverjüngungsflächen einleiten, da (a) die Befliegung relativ schnell und flächig erfolgen kann; (b) in kurzen Abständen wiederholbar ist und (c) so raum-zeitliche Entwicklungsmuster abbildbar sind. Anhand der Luftbilder lassen sich Informationen zum Oberstand (Anzahl und Verteilung der Altbäume, Kronenparameter), zur Verjüngung (Verjüngungsdichte, Flächenpräsenz), sowie Aussagen zur Bodenvegetation (ggf. Art und Deckungsgrad) und Bodenverarbeitung (Methode und Flächenanteil) ableiten. Im vorliegenden Fall stand die Suche nach einer zeit- und kosteneffizienten Lösung für die Charakterisierung und Analyse der Kiefernaturverjüngung im Vordergrund (Abbildung 2).*

---

## 2 Methodisches Vorgehen

Im nun folgenden Abschnitt werden die Untersuchungsflächen, das verwendete Versuchsdesign sowie die terrestrischen und bildgestützten Verfahren zur Erfassung der Wachstumsgrößen an den Verjüngungspflanzen vorgestellt.

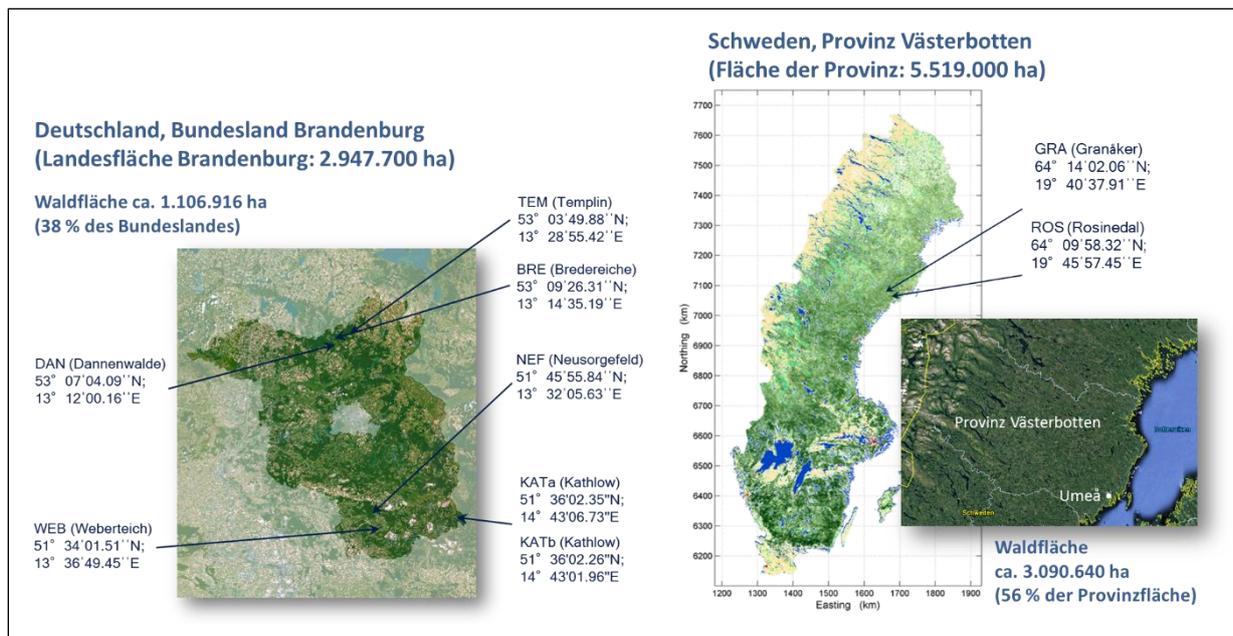
### 2.1 Lage der Untersuchungsflächen, Flächenauswahl und Aufnahmedesign

Die Auswahl der Untersuchungsflächen konzentrierte sich auf das Gebiet des nordostdeutschen Tieflands im Bundesland Brandenburg, da hier sowohl die gegenwärtig vorhandenen Bestandeskonstellationen als auch die grundsätzliche naturräumliche Ausstattung für eine weiterführende Auseinandersetzung mit dem Thema der Kiefernaturverjüngung sprechen. Gemäß den aktuellen Ergebnissen der dritten Bundeswaldinventur (BMEL 2016) und der Waldinventur für das Land Brandenburg (LMUL 2015) nehmen Wälder, die durch Kiefer dominiert sind, gegenwärtig etwa einen Anteil von 70 % (734.845 ha) an der Gesamtwaldfläche ein. Der Anteil an Kiefernbeständen in den Altersklassen  $\geq 61$  Jahre umfasst im Land Brandenburg etwa 54 % (397.443 ha), sodass auch perspektivisch Lösungen zum Umgang mit der Verjüngung dieser Bestände gefragt sind. Mit Blick auf die standörtlichen Gegebenheiten und die prognostizierten Bestandeszieltypen bei eintretenden klimatischen Veränderungen ergeben sich deutliche Vorkommensschwerpunkte der Kiefer auf den armen und ziemlich armen Standorten mit mittlerer Wasserversorgung (RIEK & RUSS 2014). Die unmittelbare Ablösung der bestehenden Kiefernreinbestände durch Baumarten gemäß der potenziellen natürlichen Vegetation, wie Rotbuche und Traubeneiche kann über naturnahe Verfahren nur langfristig realisiert werden (MLUV 2005). Die umfangreichen Bemühungen der klassischen Waldumbauverfahren haben in den vergangenen zwei bis drei Jahrzehnten gezeigt, mit welchem enormen personellen und finanziellen Aufwand diese kurzfristigen Maßnahmen verbunden sind. Aus diesem Grund wurden für die Fragestellung der natürlichen Verjüngungssysteme für Kiefernreinbestände auch Bestandeskonstellationen ausgewählt, die Optionen für die Etablierung von Mischbaumarten eröffnen.

Innerhalb Deutschlands hat sich die Auswahl der Versuchsflächen aus logistischen Gründen und für den Aufnahmezeitraum von nur einem Jahr auf das Landes Brandenburg konzentriert. In den Analysen sollten Untersuchungsflächen enthalten sein, die sowohl allen **Eigentumsformen** zuzuordnen sind, aber auch die **Wuchsbedingungen** der nördlich (Wuchsgebiete Mittelmecklenburger Jungmoränenland mit Übergang zum Ostmecklenburg-Nordbrandenburger Jungmoränenland) und südlich (Dübener-Niederlausitzer Altmoränenland teilweise Übergang zum Mittleren Nordostdeutschen Altmoränenland) im Land Brandenburg gelegenen Kiefernwälder abbilden (MÜLLER & LUTHARDT (2009), siehe Abbildung 3). Hinsichtlich der Klimastufe sind die nördlich gelegenen Flächen als feucht (mittlerer Jahresniederschlag 600 bis 660 mm) im Übergang zu mäßig trocken (mittlerer Jahresniederschlag 540 bis 600 mm) und die südlich gelegenen Flächen als trocken (mittlerer Jahresniederschlag 500 bis 560 mm) einzuordnen. Mit diesem Gradienten der Wasserversorgung ist außerdem ein leichter Gradient

---

in der durchschnittlichen Jahrestemperatur verbunden, der von 17 bis 18 °C im Norden auf 18,5 bis 19,5 °C im Süden ansteigt. Ein entscheidendes Kriterium der Versuchsflächenauswahl war die Evaluierung der jeweils **praktizierten Behandlungsvarianten in Kiefernaltbeständen** und die Berücksichtigung ebenfalls **praxisrelevanter Bodenbearbeitungsmaßnahmen**. Im Zuge einer ersten Flächensuche hat sich sehr schnell ergeben, dass zur Förderung der Kiefernaltbestände meist Bodenbearbeitungsmaßnahmen eingesetzt werden (DOHRENBUSCH 1997, POSSELT et al. 2011). Die Ausführung reicht jedoch, je nach Zielsetzung der Waldeigentümer, von der kleinflächigen Bearbeitung mittels Kultivator (BRE), über die bodenschonend heterogene Bodenverwundung mittels Pferd (TEM) bis zur Schaffung flächiger, maschinell angelegter Pfluggrillen (DAN). Für unseren Ansatz, einzelbaumbezogene Aussagen zur Verjüngungsökologie der Kiefer mit diesen praktischen Behandlungsvarianten zu verbinden, war es außerdem notwendig, Bestände **ohne Bodenbearbeitung** einzubeziehen (Nullvariante). Hinsichtlich der vorzufindenden Altbestandssituationen (Grundflächen- bzw. Stammzahlhaltung) erwies sich das Vorgehen der Waldbesitzer ebenfalls als sehr unterschiedlich. Die Durchführung der terrestrischen Aufnahmen sollte über entsprechende Befliegungen und Bildauswertungen ergänzt bzw. hinsichtlich ihrer Aussagefähigkeit verglichen werden. Daraus leitet sich neben der Einbeziehung dichter Überwuchersituationen im Altbestand auch die Berücksichtigung stark aufgelichteter Altbestandssituationen ab. Dieser Gradient im Bestandesabschluss repräsentiert auch die fließenden Übergänge der waldbaulichen Verjüngungsverfahren für die Kiefer, ausgehend vom **Samenbaumverfahren** mit nur wenigen Altbäumen bis zum **Schirmschlag** mit weitaus höheren Stammzahlen (siehe Abschnitt 1.1). Wie bereits einleitend beschrieben, sind laut Waldgesetz und den waldbaulichen Rahmenrichtlinien der Länder Angaben für die maximale Absenkung des Bestockungsgrades ( $B^{\circ} 0,4$ ) vorgeschrieben, um Übernutzungen zu vermeiden und die Kontinuität der Waldökosysteme zu wahren. Um dennoch die Anwendung des Samenbaumverfahrens und die damit verbundenen räumlichen Aspekte untersuchen zu können, wurden zwei weitere, in Schweden gelegene Flächen in die Untersuchung einbezogen (siehe Abbildung 3). Zusätzlich wurden zwei Untersuchungsflächen in Schweden aufgenommen, da das Samenbaumverfahren zur Etablierung von Kiefernaltbeständen dort häufig Anwendung findet. Die klimatischen Bedingungen der ausgewählten Untersuchungsareale unterscheiden sich von den Wuchsbedingungen im Land Brandenburg, so dass auch Unterschiede im Wachstumspotenzial der Altbäume und Verjüngungspflanzen zu erwarten waren. In der Region Västerbotten (Schweden), die in der so genannten mittleren borealen Sub-Zone liegt, erreichen die Temperaturen im Jahresmittel zwischen 3,0 und 3,5°C und die durchschnittliche jährliche Niederschlagssumme umfasst 700 bis 800 mm (RYDIN et al. 1999). Die Vegetationsperiode besitzt eine Länge von 120 bis 180 Tagen, in denen Temperaturen  $> 5^{\circ}\text{C}$  erreicht werden. Die Waldeigentumsformen teilen sich auf in 35,3 % öffentliche, 21,8 % private und 42,9 % nicht-industrielle, private Waldeigentümer (LUNDQVIST et al. 2011). Die im Weiteren verwendeten Abkürzungen für die Untersuchungsflächen, sind ebenfalls in Abbildung 3 angegeben.



**Abbildung 3.** Lage der Untersuchungsflächen in Deutschland (Bundesland Brandenburg) und Schweden (Provinz Västernorrland)

Nach Prüfung der standörtlichen und bestandesbezogenen Gegebenheiten gelangten somit neun Versuchsflächen zur Auswahl, die sich wie folgt den Überschirmungs- und Bodenbearbeitungsvarianten zuordnen lassen:

**Tabelle 1.** Flächenmatrix mit der Unterteilung nach Überschirmungssituation im Oberstand und Bodenbearbeitung

<i>Überschirmung durch den Oberstand</i>	<i>Bodenbearbeitung</i>	
	<i>nein</i>	<i>ja</i>
<b>dicht (&gt; 200/ha)</b>	KATb	BRE
<b>locker (≤ 150/ha bis 100/ha)</b>	NEF	TEM
<b>licht (≤ 100/ha)</b>	WEB, KATa	DAN, GRA, ROS

Für die Umsetzung explizit räumlicher Untersuchungsansätze ist es zunächst nicht zwingend notwendig, für jedes Stratum echte Replikationen an Untersuchungsflächen zuzuordnen (HURLBERT 1984), da die verfügbaren Methoden zur Analyse bestandesindividuelle Merkmale berücksichtigen können (BADDELEY et al. 2016). Das Auffinden absolut identischer Bestandeskonstellationen ist nicht realisierbar, weil sich die räumliche Anordnung der Altbäume im Oberstand und die individuellen Baumparameter unter praxisnahen Bedingungen in jedem Fall voneinander unterscheiden.

Neben den dargestellten Kenngrößen Altbestandsdichte und Bodenbearbeitung fanden die Standortsform, das Alter des Oberstandes ( $\geq 120$  Jahre) und eine Mindestflächengröße von etwa zwei Hektar als weitere Kriterien in die Flächenauswahl Berücksichtigung. Eine Mindestflächengröße wurde als notwendig erachtet, um flächige Effekte, z. B. die räumliche Verteilung der Verjüngungspflanzen, ausgehend von den Altbäumen abbilden zu können. Außerdem sollten eventuelle Randeffekte, die durch angrenzende Bestände mit anderen Strukturen oder ausgebaute Wege verursacht sein können, weitgehend vermieden werden.

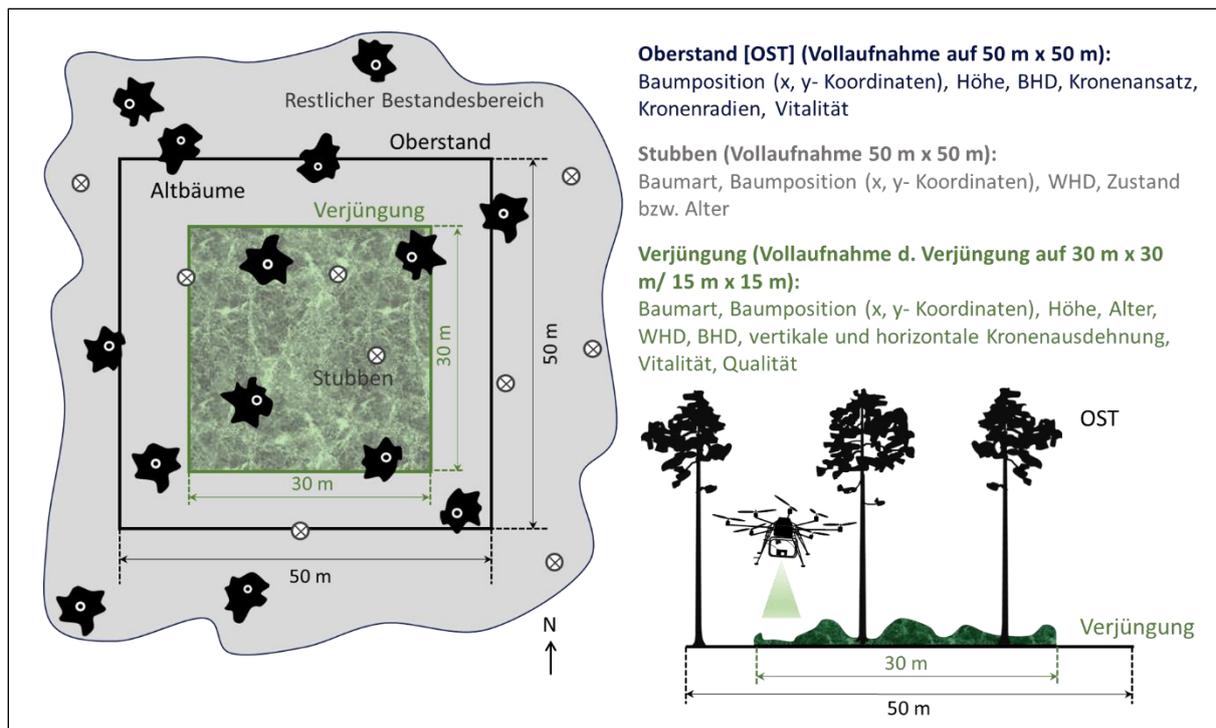
Mit Blick auf die Zielsetzungen für die terrestrischen und bildgestützten Verjüngungsinventuren und unter Berücksichtigung der Auswahlkriterien lassen für die insgesamt neun Untersuchungsflächen folgende Bestandesangaben zusammenfassen:

**Tabelle 2.** Übersicht der wichtigsten Bestandesangaben und Untersuchungsplots (LW = Landeswald, KW = Kommunalwald, PW = Privatwald)

Fläche	KATa	KATb	WEB	NEF	BRE	TEM	DAN	GRA	ROS
<b>Eigentumsform</b>	LW	LW	LW	LW	LW	KW	PW	PW	PW
<b>Standort</b>	Z2	Z2	A2 - Z2	Z2	Z2	Z1 - Z2	Z2	A2 - Z2	A2 - Z2
<b>Bestandesfläche [ha]</b>	4,57	8,41	1,89	6,39	3,77	3,08	13,8	17,6	39,7
<b>Überschirmung</b>	licht	dicht	licht	locker	dicht	locker	licht	licht	licht
<b>Bodenbearbeitung</b>	nein	nein	nein	nein	ja	ja	ja	ja	ja
<b>letzter Eingriff</b>	2007	2006	2005	2014	2014	2006	2014	2013	2008
<b>Bestandesalter [a]</b>	120	120	120	125	128	139	106	128	> 120
<b>Plotgröße OST</b>	50 x 50 m								
<b>Plotgröße Verjüngung</b>	30 x 30 m	15 x 15 m	30 x 30 m	15 x 15 m	15 x 15 m	15 x 15 m			

Das angewandte Aufnahmedesign verfügt über einen geschachtelten Aufbau der zunächst auf einer Fläche von 50 m x 50 m alle wichtigen **Kenngößen der Altbäume im Oberstand** erfasst (siehe Abbildung 4). Die Kronenvitalität der Altbäume wurde entsprechend der Klassifikation von BAUER et al. (2007), getrennt nach fünf **Kronenverlichtungsstufen** (von 0 = weniger als 10 % Kronenverlichtung bis 4 = 100 % Kronenverlichtung) angesprochen. Über die vermessenen Baum- und Kronendimensionen lassen sich Effektstärken der Altbäume mit Bezug auf die Verjüngungspflanzen abbilden. Anhand der positionsgenauen Erhebung der Altbaumkenngößen sind später einzelbaumbasierte und bestandesbezogene Analysen möglich. Des Weiteren wurden auf dieser Fläche auch alle noch auffindbaren Stubben erfasst, um eventuell Bezüge zwischen der räumlichen Verteilung der Verjüngungspflanzen und früheren Entnahmen herstellen zu können.

Die **Erhebung der Verjüngungspflanzen** erfolgte auf einer Fläche von 30 m x 30 m. Eine verminderte Größe der Aufnahmefläche von 15 m x 15 m wurde gewählt, wenn die Verjüngungsdichten sehr hoch ausfielen und somit der Zeitaufwand für den Einzelbestand überproportional angestiegen wäre. Die Aufnahmebereiche wurden stets nach Norden ausgerichtet und die Plot-Grenzen dauerhaft markiert, um diese auch bei der anschließenden Befliegung, der dafür ausgewählten Flächen, nachvollziehen zu können.

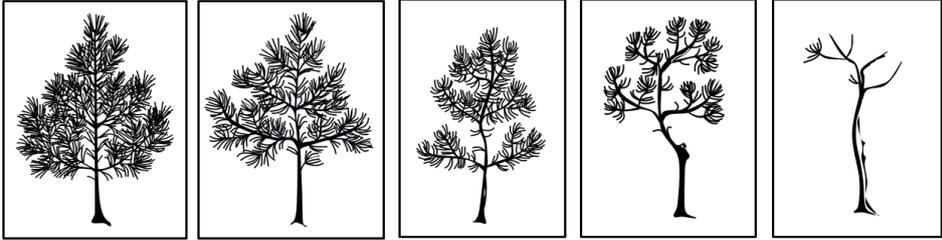


**Abbildung 4.** Darstellung der Aufnahmeeinheiten für die Erfassung der Kenngrößen von Altbäumen, Stubben und Verjüngungspflanzen

Für die **Verjüngungspflanzen** wurden ebenfalls alle Positionen auf der Fläche (kartesische Koordinaten), die Wurzelhalsdurchmesser (WHD) und die Pflanzenhöhen ermittelt. Dies gilt auch für die vorhandenen Mischbaumarten. Um auch eine zeitliche Verbindung zwischen den waldbaulichen Maßnahmen und den Verjüngungspflanzen herstellen zu können, erfolgte die Altersansprache für alle Individuen sowie die Einschätzung der Vitalität und Qualität anhand eines, zu diesem Zweck erstellten, Aufnahmeschlüssels (Abbildung 5). An den älteren Verjüngungspflanzen wurden zudem die horizontalen und vertikalen Verzweigungsdimensionen ermittelt sowie der Brusthöhendurchmesser (BHD) in einer Höhe von 130 cm.

Aufgrund der gewählten Größe für die Verjüngungsplots und der bisher bestehenden Vorgaben zur Feinerschließung der Bestandesflächen in den Forstverwaltungen (MLUR 2004, Gassenabstand  $\geq 20$  m) war mit dem Auftreten von Arbeitsgassen auf den Flächen zu rechnen. Mit der genauen Zuordnung der Verjüngungspflanzen zu ihrem jeweiligen Mikrostandort (z. B. Gasse, Kulla-Mulde, Kulla-Hügel, Pflug-Rille etc.) kann in der Auswertung berücksichtigt werden, ob die vorhandenen Verjüngungspflanzen tatsächlich in die zukünftige Entwicklungsplanung des Bestandes zu integrieren sind. Auf den permanenten Gassen ist bei jeder Pflege- oder Nutzungsmaßnahme mit Bodenverwundungen zu rechnen, die auch für das Ankommen von Kiefernaturverjüngung günstig sind, jedoch durch ein erneutes Befahren zerstört werden.

Huth (2016)



Vitalität	Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4	Stufe 5
<b>Benadelung</b>	dicht	gleichmäßig	lückig	licht	abgestorben
<b>Astentwicklung</b>	gleichmäßig	gleichmäßig	ungleichmäßig	einseitig	abgestorben
<b>Nadelfarbe</b>	dunkel blaugrün	hellgrün	gelbgrün	gelb-rötlich	braun
<b>Zuwachs</b>	sehr gut	gut	mittel	gering	kein
<b>Schäden</b>	keine	gering	mittel	stark	abgestorben
Qualität	Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4	Stufe 5
<b>Schaftform</b>	zweischnürig	einschnürig	einschnürig	unschnürig	unschnürig
<b>Krümmungen</b>	keine	schwach	mittel	stark	stark
<b>Zwiesel</b>	keine	keine	steilastig	höher ansetzend	tief ansetzend
<b>Aststärke</b>	gering	gring - mittel	mittel	mittel - stark	stark
<b>Schäden</b>	keine	keine	geringe Stamm- /Tribschäden	mittlere Stamm- /Tribschäden	starke Stamm- /Tribschäden

**Abbildung 5.** Kriterien zur Einschätzung von Vitalität und Qualität der Kiefernaturverjüngung

## 2.2 Befliegung und Bildbearbeitung

Die Befliegungen der Untersuchungsflächen fanden durch den Einsatz eines Oktokopters (ARF-MikroKopter OktoXL von HiSystems GmbH mit einem Durchmesser von ca. 95 cm und einem Gewicht inklusive Kamera von 4000 g) Mitte April, Anfang Mai sowie Anfang und Mitte Juni 2016 statt. Ziel war es, direkt Informationen wie die Höhen- und Kronenverteilungen des Oberstandes, den Verjüngungserfolg, sowie die Bodenvegetation und -bearbeitung (z. B. Bodenverwundung durch Kulla) aus den gewonnenen Fotos zu extrahieren. Ein unmittelbarer Vergleich von terrestrischen Aufnahmen und Luftaufnahmen sollte genutzt werden, um die Genauigkeit der Fotoanalysen aufzuzeigen. Aufgrund der verschiedenen Befliegungszeitpunkte im Frühjahr und Sommer 2016 konnten unterschiedliche Vegetationsaspekte der Flächen berücksichtigt werden. Für die Befliegung über den Altbestandskronen wurden Flughöhen zwischen 30 und 50 m gewählt. Für die Detailaufnahmen, die mit der Software 'AutoStitch' (BROWN & LOWE 2007, <http://matthewalunbrown.com/autostitch/autostitch.html>) zusammengesetzt wurden, konnte je nach Höhe der Verjüngung oder sonstigen Hindernissen unterhalb der Altbaumbaumkronen in einem Höhenstratum von 3 m bis 5 m auf Sicht geflogen werden. Als Kamera für die Luftbildaufnahmen wurde eine Olympus des Typs E-M5 (erste Version) am Oktokopter angebracht. Die Bildauflösung betrug 16 Megapixel (Bildgröße: 4608 × 3456 Pixel) bei einem Seitenverhältnis von 4:3. Als Objektiv wurde das lichtstarke (1,7) Panasonic LUMIX H-H020 1:1,7/20 mit einer Festbrennweite von 20 mm benutzt, welches den Vorteil hat, dass es in den Randzonen der Bilder kaum Verzerrungen erzeugt. Der Autofokus war auf das Gesamtaufnahmefeld (35 Messfelder - Mehrfeldmessung) eingestellt und die Blende bzw.

---

Aufnahmezeit wurde vollautomatisch ermittelt, um bei den wechselnden Lichtverhältnissen die beste Tiefenschärfe zu erreichen.



**Abbildung 6.** Aufnahmen des verwendeten Oktokopters während der Befliegungen [Fotos: A.Wehnert 2016]

Als Bildtyp wurde das Format JPG gewählt, da die Kamera zwar das RAW beherrscht, aber die Speicherzeit bei den kontinuierlichen Aufnahmen auf der Fläche zu hoch war und Fotos verloren gehen konnten. Als Sensortyp ist bei der Olympus E-M5 leider ein CMOS integriert, wodurch 'rolling shutter' Effekte auftreten. Dies sind bauartbedingte Lagefehler in Fotos, die bei Aufnahme von bewegten Objekten auftreten können (siehe auch Abschnitt 4.4).

### 2.3 Simulation möglicher terrestrischer Inventurverfahren

Ein wesentlicher Ansatz der vorliegenden Untersuchung bestand in der theoretischen Prüfung vorhandener **terrestrischer Inventurverfahren** hinsichtlich ihrer Eignung, natürlich entstandene Verjüngung zu erfassen (STAUPENDAHL & v. GADOW 2008, MOTZ et al. 2010). Mit der Förderung naturnaher Verfahren in der Waldbehandlung steigt zugleich die strukturelle Diversität der Bestände, sodass bestehende Inventurverfahren in ihrer Aussagefähigkeit an die Grenzen gelangen und ggf. modifiziert werden müssen. Dabei ist zwischen dem optimierten wissenschaftlichen Inventurdesign zur Erfassung der Naturverjüngung auf ausgewählten Untersuchungsflächen (STEPHENS & FRY 2005, NEWTON 2008) und den gegenwärtigen Inventurverfahren der Praxis zu unterscheiden (v. GADOW 2005, LMUL 2015, BMEL 2016, TOMPPU et al. 2010, FRIDMAN et al. 2014, MCWILLIAMS et al. 2015).

Letztere sollen vor allem unabhängig vom Bestandestyp, dem Entwicklungszustand und der Bestandesbehandlung einen Überblick über die aktuelle Situation der Wälder liefern. Ihre räumliche Gültigkeit bezieht sich meist auf die Revier- oder Betriebsebene. Die qualitative

---

Aussagefähigkeit umfasst vorrangig waldwachstumskundliche Messgrößen als Grundlage für die Forsteinrichtungsplanung. Explizit räumliche Angaben (Polarkoordinaten ausgehend vom Zentralpunkt des Probekreises) bleiben bei der terrestrischen Anwendung permanenter Stichprobeninventuren auf die größeren Baumdimensionen bzw. äußeren Probekreise begrenzt (LMUL 2015, BMEL 2016). Für die Planung und Evaluierung natürlicher Verjüngungsverfahren sind diese Informationen jedoch unerlässlich, um unmittelbare Bezüge zwischen den fruktifizierenden Altbäumen und den daraus resultierenden Verjüngungsverteilungen, ihrer Dichte und ihrem Wachstum herzustellen. Dies gilt auch für die Bewertung konkurrenzbedingter Interaktionen zwischen Verjüngungspflanzen und Altbäumen. Da keine weiterführenden praktischen Vorgaben zur Inventarisierung der Naturverjüngung vorhanden sind, orientiert sich die Auswahl der nachfolgenden Inventurszenarien vorwiegend an der Erprobung wissenschaftlich geprägter Aufnahmeverfahren (u. a. AMMER et al. 2004). Folgende Inventurvarianten wurden ins Verhältnis zur terrestrisch durchgeführten Vollaufnahme der Verjüngungsplots (30 m x 30 m bzw. 15 m x 15 m) ins Verhältnis gesetzt. Dabei kann das jeweilige Stichprobenverfahren hinsichtlich seiner Aussagefähigkeit zur Verjüngungsdichte, -verteilung und -höhe geprüft werden. Die Auswahl der Varianten basiert auf folgenden Grundhypothesen:

(1) **Regelmäßiges Raster von je 2 m x 2 m Plots:** Ein entsprechendes Raster bietet den Vorteil auch auf kleineren Bestandesflächen repräsentative Erhebungen der Verjüngungssituation durchführen zu können. Der Aufwand zur Etablierung eines solchen Rasters wird als vergleichsweise hoch eingeschätzt, aber als zielführend für die Erhebungen räumlich heterogener Verjüngungssituationen.

(2) **Streifentransekte** (mit stufenweiser Erhöhung der Streifenbreite): Die Etablierung eines Streifentransekts ist mit einem mittleren Etablierungsaufwand verbunden. Allerdings stellen die Festlegung der Transektrichtung und auch die flächenrepräsentative Streifenbreite eine besondere Herausforderung dar, da wesentlich über die Stichprobenqualität entscheiden. Im Zuge verjüngungsökologischer Untersuchungen finden Linien- und Streifentransekte bisher u. a. Anwendung, wenn es um die Erfassung erkennbarer ökologischer Gradienten (z. B. Lichtverfügbarkeit) oder die Inventuren von Kronendachlücken geht (RUNKLE 1992, HESSENMÖLLER et al. 2013).

(3) **Aggregierte/geklumpte Einzelplots** (mit stufenweiser Erhöhung der quadratischen Plot-Fläche): Die Etablierung eines Einzelplots je Untersuchungsfläche ist grundsätzlich mit dem geringsten Etablierungsaufwand verbunden. Die Festlegung der exakten Plot-Position erfolgt zunächst zufällig und die Größe des Plots wird stufenweise erhöht. Nach DESSARD & AVNER BAREN (2005) kann dieses Vorgehen gewählt werden, wenn keinerlei Vorinformationen zur Verjüngungssituation auf der Fläche vorhanden sind. Aufgrund starker räumlicher Heterogenität in der Verjüngungsverteilung ist bereits vorab anzunehmen, dass dieses Verfahren eine besonders große Variation in der Vorhersagegenauigkeit ausweisen muss.

(4) **Einzelplots an den vier Trakt-Ecken der quadratischen Verjüngungsparzelle** (mit stufenweiser Erhöhung der quadratischen Plot-Flächen): Um den Etablierungsaufwand in einem praktikablen Umfang zu halten und zugleich die Aussagequalität der Stichprobe zu erhöhen,

---

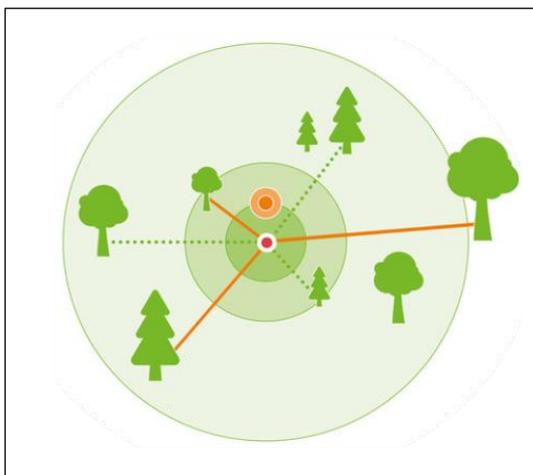
wird das Verfahren des Einzelplots auf die vier Trakt-Ecken verteilt. Die Zufallsauswahl der Probepunkte wird somit aufgehoben. Durch die Verteilung der Einzelplots steigt die Wahrscheinlichkeit repräsentative Flächenbereiche abzubilden.

Für die stufenweise Vergrößerung der Anteile der Verjüngung wurde deren Flächenanteil ( $q$ ) in 15 Stufen mit einer Minimalgröße von  $4 \text{ m}^2$  bis zur Gesamtflächengröße von  $30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$  ( $900 \text{ m}^2$ ) erhöht:  $q = \frac{1}{225} \frac{2^2}{225} \frac{3^2}{225} \frac{4^2}{225} \dots \frac{15^2}{225}$

Der Startwert für die Verteilung auf der großen Fläche ( $x_{\text{Start}}/y_{\text{Start}}$ ) wurde zufällig festgelegt, mit Ausnahme des Streifentransekts, das nur auf einer zufälligen Zuordnung von  $x_{\text{Start}}$  basiert. Das Inventurdesign der vier Trakt-Ecken nutzt keine Zufallsauswahl, sondern die fest definierten Eckpunkte der Naturverjüngungsflächen. Des Weiteren umfasst die Überlagerung der Gesamtfläche 100 %, wenn der maximal mögliche Flächenanteil von  $900 \text{ m}^2$  erreicht wird. Für jedes Inventurdesign und jeden Flächenanteil wurden jeweils 1000 Wiederholungen in die Berechnung einbezogen.

Als Berechnungsgrundlage für das Inventurdesign wurden die nebeneinanderliegenden  $30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$  Flächen KATa (lichter Oberstand, Samenbaum) und KATb (dichter Oberstand, Schirm) verwendet. Auf diesen Flächen fand keine Bodenbearbeitung statt, somit ist das Verjüngungsmuster, nicht von der Bodenverwundung abhängig.

Um die Ergebnisse mit gegenwärtig praktizierten Inventurverfahren vergleichen zu können, wurde als Referenzverfahren das Vorgehen der BWI<sup>3</sup> Verjüngungsprobekreise gewählt (BMEL 2016). An dieser Stelle ist nochmals anzumerken, dass die BWI nicht als kleinräumiges Inventurverfahren auf der Bestandesebene konzipiert ist, aber dennoch als aussagefähig zur Einschätzung der Verjüngungssituation auf größerer Flächeneinheit eingestuft wird. In einem großflächig angelegten Basisnetz von  $4 \text{ km} \times 4 \text{ km}$ , wird in jedem der vier Trakt-Ecken jeweils ein Probekreis für die Verjüngungsinventur etabliert (Abbildung 7). Die Probekreise für die Verjüngungsinventuren besitzen, je nach Pflanzengröße, zwei unterschiedliche Aufnahmeradien.



**Abbildung 7.** Aufnahmedesign der Probekreise an den vier Trakt-Ecken des  $4 \text{ km} \times 4 \text{ km}$  Basisnetzes der Bundeswaldinventur (Die grünen Kreise verdeutlichen verschiedene Intensitäten für die Aufnahme des Oberstandes. Die orangen Probekreise kennzeichnen die Aufnahmen der Verjüngung.)

---

In einem Radius von 1 m werden alle Verjüngungspflanzen ab einer Höhe von 20 cm bis 50 cm erfasst. Verjüngungspflanzen mit einer Höhe von 50 cm, bzw. einem BHD von bis zu 7 cm BHD werden hingegen in einem Plot-Radius von 2 m aufgenommen (BMEL 2016).

Für die Vergleichbarkeit der Verfahren wurden die Flächenanteile der BWI<sup>3</sup> Probekreise auf rechteckige Flächen für die 30 m x 30 m gemessenen Versuchsflächen umgerechnet. Dafür wurde der Flächeninhalt des Kreises mit dem Radius  $r$  auf die Seitenlänge  $a$  des Quadrats umgestellt:

$a = \sqrt{\pi * r^2}$ . Daraus ergibt sich eine Seitenlänge  $a_1 = 1,77$  m (für  $r = 1$  m) und  $a_2 = 3,54$  m (für  $r = 2$  m).

## 2.4 Statistische Auswertung, Modellierung und Simulation

Die statistische Auswertung der ermittelten Messgrößen nutzt sowohl einfache deskriptive Methoden (z. B. arithmetische Mittelwerte, Minimum, Maximum, Häufigkeitsverteilungen, Streuungsmaße) als auch spezifische Verfahren, die vor allem im Bereich der räumlichen Datenanalyse und Modellierung angesiedelt sind. Wachstumsrelationen werden über Korrelations- und Regressionsanalysen dargestellt (SACHS & HEDDERICH 2006). Räumliche Analysen und insbesondere Punktmusteranalysen können verschiedene Bestandeseigenschaften wie Baumgrößen, Baumdichten, Distanzen zwischen den Individuen und die Verteilung der Biomasse beschreiben (MCELHINNY et al. 2005). Darüber hinaus kann auch die vertikale und horizontale Waldstruktur genauer untersucht werden. Für die räumlichen Analysen der natürlichen Waldverjüngung wurden die folgenden statistischen Methoden verwendet: Aggregationsindex  $R$  nach CLARK & EVANS (1954), Konkurrenzindex nach HEGYI (1974), L-Funktionen und Punktmusteranalysen (BADDELEY et al. 2016). Darüber hinaus erfolgt die Einbeziehung individuen-basierter Modellansätze (MESOFON, WALDSTAT) zur Darstellung der altbaumabhängigen Verteilung der Verjüngungspflanzen und zum Wachstum.

Für die Datenauswertung wurden die entsprechenden Packages für die Statistik-Software R (Version 3.3.2, 2016-10-31) genutzt. Die dreidimensionalen grafischen Abbildungen zum Bestandaufbau wurden mithilfe des „ForestSimulator BWINPro 7.6“ und der Software „TreeGrOSS“ erstellt (NAGEL et al. 2011).

### 2.4.1 Aggregationsindex

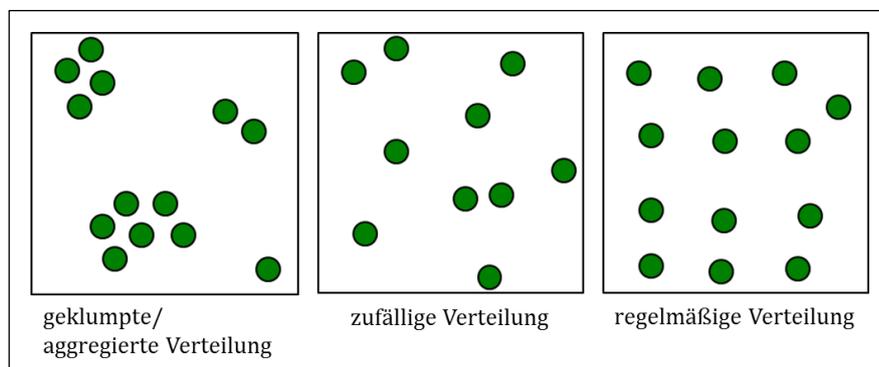
Der häufig verwendete **Aggregationsindex  $R$**  nach CLARK & EVANS (1954) beschreibt die räumliche Verteilung der Individuen auf einer definierten Fläche unter Berücksichtigung ihres Abstandes zum nächsten Nachbarn (*'Nearest Neighbor Distance'*). Der Aggregationsindex ist somit auch für die Beschreibung der horizontalen Bestandesstrukturen geeignet.

$$R = \frac{\bar{r}_B}{\bar{r}_E}, 0 \leq R \leq 2.15$$

Gleichung 1

Er leitet sich aus dem Verhältnis zwischen beobachtetem Abstand einer Pflanze zu ihrer Nachbarpflanze ( $r_B$  beobachtet) und dem bei einer zufälligen Verteilung (Poisson-Verteilung) erwarteten mittleren Abstand ( $r_E$  erwartet) ab (PETRERE 1985, KREBS 1989, PRETZSCH 2001). Für die Interpretation der Werte des Aggregationsindex R ergibt sich folgende Skala (CLARK & EVANS 1954, KREBS 1989, HORVITZ & LE CORFF 1993):

R = 1	zufällige Verteilung
R < 1	geklumpte Verteilung
R → 0	stark geklumpte Verteilung
R > 1	gleichmäßige/ regelmäßige Verteilung
R → 2,149	stark gleichmäßige/ regelmäßige Verteilung



**Abbildung 8.** Skizzierte Beispiele möglicher räumlicher Verteilungen von Altbäumen oder Verjüngungspflanzen

## 2.4.2 L-Funktion

Eine weitere Methode für die Analyse der räumlichen Verteilung des Oberstandes und der Verjüngung ist die Ripley L-Funktion (BADDELEY et al. 2016). Für die Umsetzung der Analysen steht hier das R-Softwarepaket 'Spatstat' zur Verfügung (BADDELEY & TURNER 2005). Bei der L-Funktion handelt es sich um eine lineare Umwandlung der Ripley K-Funktion, welche die Punktdichte von Individuen in einem bestimmten Suchradius  $r$  ins Verhältnis zu einem Bezugspunkt setzt (BADDELEY et al. 2016).

$$L(r) = \sqrt{\frac{K(r)}{\pi}}, K(r) = \pi r^2$$

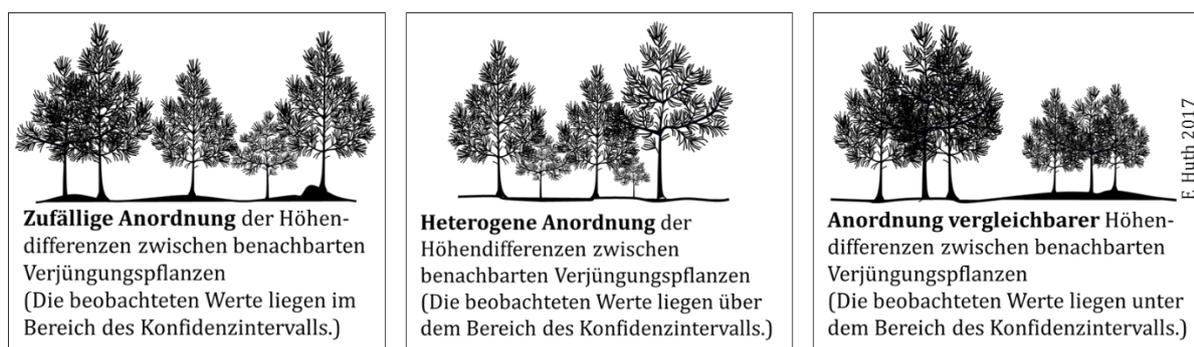
Gleichung 2

Wenn die Anzahl der vorhandenen Individuen im Suchradius höher liegt, als für eine zufällige Verteilung erwartet würde, gilt das vorliegende Muster als aggregiert. Liegt die Anzahl an Individuen hingegen unter dem Erwartungswert der Zufallsverteilung, dann handelt es sich um ein regelmäßiges Verteilungsmuster. Das 95 %-Konfidenzintervall (grafisch grau unterlegt), das aus Monte-Carlo-Simulationen hervorgeht, zeigt den Bereich an, in welchem man von einem zufälligen Muster der theoretischen L-Funktion ausgeht. Bereiche außerhalb dieses Konfidenzintervalls sind signifikant von der zufälligen Verteilung verschieden.

### 2.4.3 Punktmusteranalysen

Die markierte Punktmusteranalyse (*'marked point patterns'*) ist eine häufig angewendete Methode, um räumliche Strukturen zu analysieren (ILLIAN et al. 2009). Mit diesem Verfahren lassen sich die Anordnung der Individuen im Raum mit baumbezogenen Größen (z. B. Baumhöhen) verschneiden.

In einem ersten Schritt erfolgt der Nachbarschaftsabgleich zwischen den erfassten Bestandesgliedern Altbäume, Stubben und Verjüngungspflanzen. Im zweiten Schritt wird mithilfe der *'L-cross function'* geprüft, wie die einzelnen Pflanzentypen räumlich zueinander positioniert sind (BADDELEY et al. 2016). In einem dritten Schritt wird mit der Methode der numerischen Markenkorrelation untersucht, wie sich die Höhendifferenzen benachbarter Jungpflanzen unterscheiden (BADDELEY et al. 2016). Als so genannte „Marken“ (*'marks'*) gehen beispielsweise die Höhendifferenzen der Verjüngungspflanzen in die Analysen ein und nicht die absoluten Höhen. Somit werden auf der Gesamtfläche nur die relativen Höhenunterschiede analysiert. Jene Größen, die ggf. zu einer Überlagerung der Analyse führen würden, z. B. Zeitpunkte der Etablierung oder mikrostandörtliche Unterschiede können somit in der räumlichen Analyse der Verteilungsmuster vernachlässigt werden. Der Schwerpunkt der Analysen liegt hier in der Betrachtung der lokalen Pflanzeninteraktionen. Für die spätere Ergebnisinterpretation gilt, dass das Verhältnis der Höhendifferenzen als rein zufällig gilt, wenn sich der berechnete Wert innerhalb des Konfidenzintervalls befindet. Verläuft die Linie der beobachteten Größe (z. B. Höhendifferenz) unterhalb des Konfidenzintervalls, dann sind die Höhendifferenzen zwischen den Verjüngungspflanzen kleiner als erwartet. Somit würden ähnlich große Pflanzen in Aggregaten angeordnet stehen. Wenn die Linie für die beobachteten Werte oberhalb des abgebildeten Konfidenzintervalls verläuft, dann liegt eine starke Durchmischung der Höhendifferenzen für die benachbarten Verjüngungspflanzen vor (Abbildung 9).



**Abbildung 9.** Skizzen zur Erläuterung der durchgeführten Markenkorrelation über die Analyse von Höhendifferenzen zwischen benachbarten Verjüngungspflanzen

---

#### 2.4.4 Konkurrenzindex nach Hegyi

Der Konkurrenzindex nach HEGYI (1974) dient zur Bestimmung der Konkurrenzstärke zwischen benachbarten Pflanzen. Für jede i-te Bezugspflanze wird die Relation ihrer Höhe ( $h_i$ ) oder ihres Durchmessers ( $whd_i$ ) zu einer definierten Nachbarpflanze ( $h_j$ ) berechnet. Dabei bezeichnet  $d_{ij}$  die Distanz zwischen der Bezugspflanze und einer definierten Anzahl miteinander interagierender Nachbarpflanzen ( $N_i$ ).

$$HgCI_i = \sum_{j=1}^{N_i} \left( \frac{h_j}{h_i} \right) \left( \frac{1}{d_{ij}} \right), \text{ for } i \neq j \quad \text{Gleichung 3}$$

Nach v. GADOW (2005) besitzt der Hegyi-Index (HgCI) im Vergleich zu anderen Konkurrenzindices den Vorteil, dass die notwendigen Bezugsgrößen (Positionen, Höhen, Durchmesser) im Gelände leicht zu erheben sind. Allerdings kann sich die Einstufung der umgebenden Nachbarpflanzen anhand ihrer Nähe zum Bezugsbaum als subjektiv erweisen.

#### 2.4.5 Individuen-basierte Modelle

Waldökosysteme bestehen aus einer Vielzahl an pflanzlichen Individuen, die sich über spezifische Wachstumsgrößen und ihre Position innerhalb des Systems beschreiben lassen. Die hierarchischen Strukturen in Waldökosystemen (vertikal und horizontal) sind jedoch nicht nur das Resultat konkurrenzbedingter Wechselwirkungen zwischen Einzelpflanzen, sondern auch durch den kontinuierlichen Eintrag von Samen und Verjüngungspflanzen beeinflusst. Bei der Analyse räumlicher Zusammenhänge in Wäldern nehmen Altbäume daher (a) die Funktion der Ausbreitungsquelle für die Samen und Verjüngungspflanzen ein. Zugleich repräsentieren sie (b) aufgrund ihrer Wachstumsdimension in der Konkurrenzhierarchie die höchste Ebene. Im Folgenden sollen die untersuchten Waldbestände hinsichtlich ihrer räumlichen Komponenten in Abhängigkeit von baumindividuellen Eigenschaften mithilfe verfügbarer Modellansätze analysiert werden.

##### 2.4.5.1 Räumliche Ausbreitungsmodelle

Für die räumliche Modellierung der Samenausbreitung und Verjüngungsverteilung stehen seit geraumer Zeit unterschiedliche Modellansätze und Programme zur Verfügung. Die Modelle können mechanistischen Ansätzen folgen, wenn beispielsweise neben den baumspezifischen Größen auch intensive Erhebungen für Umweltparameter (z. B. Windmessungen, Sinkgeschwindigkeiten von Samen) vorliegen (u. a. TACKENBERG 2001). Im vorliegenden Fall sollen anhand leicht zu erhebender Altbaum- und Verjüngungskenngrößen Rückschlüsse auf die räumliche Verteilung der Naturverjüngung möglich sein, die schließlich in generalisierbare Modelle einfließen.

Für die Modellberechnungen wurde das Programm WaldStat genutzt, das an der Professur für Waldbau entwickelt wurde (NÄTHER & WÄLDER 2003). Der Modellansatz basiert auf stochastischen Prozessen, die u. a. Grundlage der Punkt-Prozess-Theorie von STOYAN & STOYAN

(1992) sind. Diese Prozesse wurden in Form von Cluster-Punkt-Prozessen für eine Anwendung auf Ausbreitungsmechanismen angepasst (STOYAN & WAGNER 2001). WaldStat bietet im Wesentlichen zwei Modellansätze für die Verteilungsannahme, d. h. es können Modelle ohne (isotrop) und mit (anisotrop) Berücksichtigung von Richtungseffekten verwendet werden (BATSCHLET 1981). Letztere sind insbesondere für windverbreitete Samen naheliegend, wenngleich hier die räumliche Verteilung der Verjüngungspflanzen modelliert werden soll. Als grundlegende Wahrscheinlichkeitsfunktion wird die Log-Normalverteilung gewählt, die über die Parameter  $\mu$  (*my*) und  $\sigma$  (*sigma*) beschrieben wird. Für die Modellberechnungen wird die Log-Normalfunktion in eine Wahrscheinlichkeits-Dichte-Funktion umgeformt (Gleichung 4).

$$d(\mathbf{r})_{x,y} = \frac{e^{\left[\frac{(\ln(r_{x,y})-\mu)^2}{2\cdot\sigma^2}\right]\cdot(-1)} \cdot N\cdot\left(\frac{BHD}{BHD_{ref}}\right)^\beta}{2\pi\cdot(r_{x,y})^2\cdot\sqrt{2\pi\cdot\sigma^2}} \quad \text{Gleichung 4}$$

Mit  $r$  wird die Distanz zwischen dem Samenbaum und der Position ( $x, y$  - Koordinaten) der Verjüngungspflanzen beschrieben. Zusätzlich ist in der Log-Normal-Dichteverteilung  $d(r)$  das Verhältnis zwischen dem Brusthöhendurchmesser des jeweiligen Samenbaumes zu einem definierten Referenz-BHD enthalten. Dieser Referenz-BHD ist für die nachfolgenden Berechnungen mit dem jeweils mittleren BHD der potentiellen Samenbäume einer Untersuchungsfläche (im Verjüngungsplot) gleichzusetzen. Für die Konstruktion eines Richtungsbezugs (Anisotropie) findet die Mises-Transformation Anwendung, die über zwei weitere Parameter sowohl die Hauptrichtung der räumlichen Verteilung (Parameter  $u$ ) beschreibt, als auch die Konzentration mit der die Verjüngungspflanzen (Parameter  $k$ ) entlang einer bestimmten Richtung verteilt sind (HUTH 2009). Ferner lässt sich die mittlere Ausbreitungsdistanz der Verjüngungspflanzen (MDD; '*mean dispersal distance*') ausgehend vom Samenbaum berechnen. Über die verwendeten Informationskriterien ('*information criteria*') oder auch Strafterme AIC ('*Akaike information criterion*') und BIC ('*Bayesian information criterion*') erfolgt die Bewertung der Modellgüte in Abhängigkeit von der Anzahl der verwendeten Einflussgrößen bzw. Parameter (SCHWARZ 1978).

#### 2.4.5.2 MesoFON

Das übergeordnete Ziel für die Verwendung des Waldmodells mesoFON von GRUETERS et al. (2014) besteht in der Abschätzung einer optimalen Behandlungsstrategie des Oberstandes hinsichtlich des daran geknüpften Verjüngungserfolgs auf der Fläche. Das Modell eignet sich besonders für die Analyse der räumlichen Waldstruktur und hat die Eigenschaft, dass jedes Individuum mit seiner exakten Position im Raum und verschiedenen Pflanzeigenschaften wie z. B. Höhe, BHD und Alter beschrieben wird. Das Modell betrachtet Prozesse wie die Etablierung, das Wachstum und die Sterblichkeit, welche unter anderem durch benachbarte Pflanzen beeinflusst werden. Die Konkurrenz zwischen den benachbarten Bäumen wird durch ein zirkulares Feld um den Stamm dargestellt. Dies basiert auf der Theorie, dass jede Pflanze Ressourcen direkt an seiner Position verbraucht (BERGER & HILDENBRANDT 2000). Dieses Feld

---

nennt sich '*Field-of-Neighborhood*' (FON) und dessen Stärke nimmt mit zunehmenden Abstand zum Stamm ab.

Der Weg von der Modellanpassung bis hin zur eigentlichen Simulationsanalyse beinhalten verschiedene Zwischenschritte. Das Modell wurde ursprünglich für Mangrovenwälder entwickelt und musste im ersten Schritt für die Prozesse und Parameter der Baumart Kiefer parametrisiert werden. Hier ist es wichtig, aus der Literatur und aus selbst erhobenen Daten genaue Informationen über das Verhalten der Baumart, sowohl aus dem Oberstand, als auch von den Jungpflanzen zu erhalten. Hierzu wurde aus einer Vielzahl von Literaturquellen Informationen hinsichtlich der allometrischen Eigenschaften, des Wachstums, der Reproduktion, und der Sterblichkeit für die Baumart Kiefer zusammengetragen. Zusätzlich wurden auf Grundlage der zur Verfügung stehenden Felddaten der Flächen KATa und KATb für erste Simulationstests mit empirischen Kenngrößen für die Kalibrierung des Modells genutzt. Mithilfe der Informationen zum letzten forstlichen Eingriff in den Oberstand und der Messdaten wie Alter und Höhe der Verjüngung war es möglich, die letzten Jahre der Entwicklung der Fläche zu rekonstruieren. Die Informationen aus der Literatur und den empirisch erhobenen Daten wurden im Modell für die Baumartkiefer mithilfe eines genetischen Algorithmus parametrisiert, um die besten Übereinstimmungen der Simulationsläufe im Vergleich mit den Felddaten auszuwählen (MEFFERT 2002-2017; JGAP - Java Genetic Algorithms and Genetic Programming Package).

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Wachstum und Entwicklung

Die Ergebnisdarstellung folgt einem stetig komplexer werdenden Ansatz hinsichtlich der Analysen. Zunächst wird ein deskriptiver und regressionsanalytischer Überblick zu den terrestrisch erhobenen Wachstumsgrößen im Oberstand und in der Verjüngung geben, gefolgt von den Wachstumsrelationen, den explizit räumlichen Datenanalysen und der Präsentation möglicher Modell- sowie Simulationsansätze. Anschließend werden die Erkenntnisse aus den Befliegungen mit dem Oktokopter und den darauf aufbauenden Bildanalysen dargestellt. Den Abschluss bilden die Szenarien möglicher Inventurverfahren und die Prüfung ihrer Schätzgenauigkeit hinsichtlich der realen Verjüngungssituation.

#### 3.1.1 Altbäume

Um die relative Vergleichbarkeit zwischen den ausgewählten Untersuchungsflächen zu gewährleisten und eventuelle Unterschiede in der weiteren Analyse und Bewertung zu berücksichtigen, bietet sich zunächst die Charakterisierung der wesentlichen Wachstumsgrößen für die Altbäume an. In Tabelle 3 sind die Messgrößen für alle neun Flächen aufgelistet, die signifikante Unterschiede innerhalb der dargestellten Wachstumsgrößen aufweisen (siehe Anlage I; U-Test,  $P \leq 0,05$ ). Während die Altkiefern auf den schwedischen Flächen eine mittlere Baumhöhe um 18 m besitzen, erreichen die Bäume auf den im Norden des Landes Brandenburg gelegenen Flächen bis zu 10 m höhere Werte.

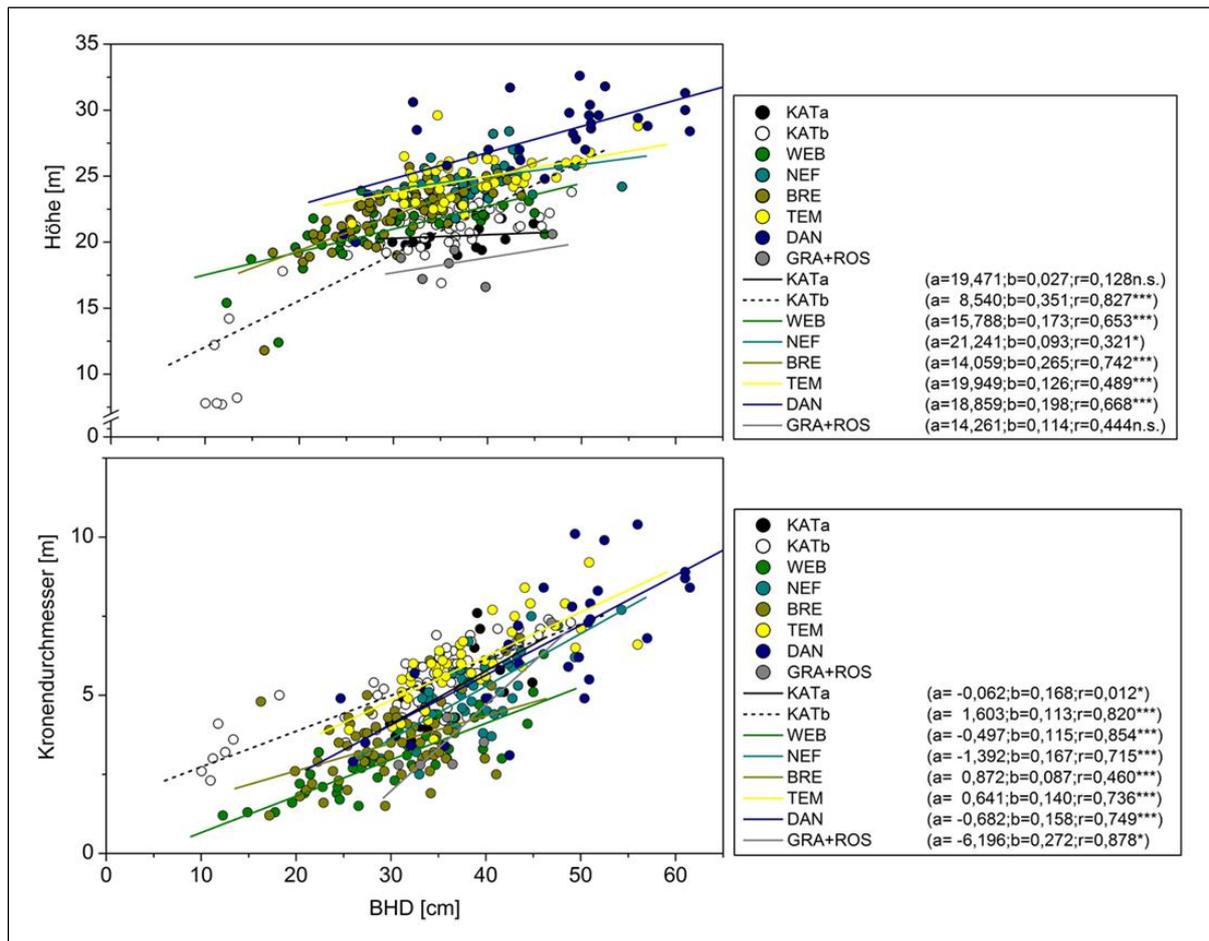
**Tabelle 3.** Übersicht über die Messgrößen für die Altkiefern (vereinzelt zwischenständige Individuen mit einem BHD < 10 cm bleiben in dieser Übersicht unberücksichtigt.) [KA = Kronenansatz, KD = Kronendurchmesser, ↑↑↑ = dicht, ↑↑ = locker, ↑ = licht, ⚡ = mit Bodenbearbeitung]

Fläche	KATa ↑	KATb ↑↑↑	WEB ↑	NEF ↑↑	BRE ↑↑↑⚡	TEM ↑↑ ⚡	DAN ↑ ⚡	GRA ↑ ⚡	ROS ↑ ⚡
Anz. pro ha [OST-Plot]	64	260	148	184	272	176	112	16	8
Anz. pro ha [V-Plot]	44	233	44	144	311	156	89	33	33
Grfl. m <sup>2</sup> pro ha [V-Plot]	3,9	21,1	4,1	17,5	22,3	16,9	12,9	3,8	5,5
$\bar{x}$ Höhe [m] [min. ... max.]	<b>20,5</b> [19,0 ... 22,2]	<b>20,2</b> [7,5 ... 23,8]	<b>21,0*</b> [12,4 ... 24,6]	<b>24,9</b> [21,8 ... 28,4]	<b>22,0</b> [11,8 ... 25,7]	<b>24,8</b> [21,4 ... 29,6]	<b>28,0</b> [20,0 ... 32,6]	<b>18,8</b> [17,2 ... 20,6]	<b>18,0</b> [16,6 ... 19,4]
$\bar{x}$ BHD [cm] [min. ... max.]	<b>36,0</b> [29,9 ... 44,9]	<b>33,3</b> [10,1 ... 49,0]	<b>29,9*</b> [12,3 ... 46,1]	<b>38,9</b> [28,9 ... 54,3]	<b>30,0</b> [16,3 ... 43,6]	<b>38,2</b> [25,6 ... 56,0]	<b>46,0</b> [24,7 ... 61,5]	<b>36,7</b> [30,8 ... 46,9]	<b>38,2</b> [36,5 ... 39,8]
$\bar{x}$ KA [m] [min. ... max.]	<b>11,9</b> [8,8 ... 15,0]	<b>11,5</b> [1,3 ... 19,6]	<b>12,7*</b> [8,6 ... 15,0]	<b>16,3</b> [8,4 ... 20,4]	<b>14,4</b> [9,6 ... 17,2]	<b>15,6</b> [11,6 ... 19,4]	<b>17,0</b> [9,8 ... 21,8]	<b>7,7</b> [5,8 ... 9,2]	<b>8,2</b> [7,6 ... 8,8]
$\bar{x}$ KD [m] [min. ... max.]	<b>5,1</b> [3,6 ... 7,6]	<b>5,3</b> [2,3 ... 7,4]	<b>2,9*</b> [1,2 ... 6,3]	<b>5,1</b> [2,5 ... 7,7]	<b>3,5</b> [1,2 ... 6,8]	<b>6,0</b> [3,6 ... 9,2]	<b>6,6</b> [2,9 ... 10,4]	<b>4,3</b> [2,8 ... 7,3]	<b>3,2</b> [2,8 ... 3,5]
$\bar{x}$ h/d [min. ... max.]	<b>57,6</b> [47,7 ... 72,9]	<b>63,4</b> [46,3 ... 113,2]	<b>75,0*</b> [44,7 ... 125,9]	<b>64,8</b> [44,6 ... 81,8]	<b>75,3</b> [53,9 ... 112,0]	<b>66,2</b> [51,4 ... 85,3]	<b>63,3</b> [46,2 ... 95,3]	<b>52,1</b> [44,0 ... 61,1]	<b>47,4</b> [41,7 ... 53,2]

\*WEB: Auf dieser Fläche werden die Altbaumkenngrößen durch einige jüngere Individuen des angrenzenden Bestandesbereiches verzerrt, da diese noch in den Bereich des Verjüngungsplots fallen. Die Kenngrößen der Samenbäume lauten: Höhe 22,1 m, BHD 41,4 cm, KA 12,7 m, KD 4,3 m, h/d 75.

Das arithmetische Mittel der BHD-Werte liegt insgesamt in einem Bereich zwischen 30 cm und 46 cm. Die horizontale Kronenausdehnung der Altbäume auf den schwedischen Flächen ist deutlich geringer, verglichen mit den Untersuchungsflächen in Deutschland. Die Kronenprozente (relative Kronenlänge) erweisen sich auf allen Flächen im Land Brandenburg in mit 35 % und 42 % als vergleichbar. Auf den schwedischen Flächen erreicht das Kronenprozent Werte > 50 %.

Die Betrachtung der Relationen zwischen den Wachstumsgrößen belegt signifikante lineare positive Zusammenhänge, d. h. mit dem Anstieg einer Wachstumsgröße ist der positive Anstieg der anderen Wachstumsgröße verbunden (Abbildung 10).



**Abbildung 10.** Darstellung der linearen Zusammenhänge ( $y = a + bx$ ) zwischen den Wachstumsgrößen der Altbäume (*P. sylvestris*) getrennt nach Untersuchungsfläche auf dem Signifikanzniveau  $P \leq 0,05$ ; (oben: BHD und Höhe; unten: BHD und Kronendurchmesser)

Dabei sind die Zusammenhänge für die untersuchten Altbäume zwischen dem BHD und dem Kronendurchmesser straffer als zwischen BHD und Baumhöhe. Anhand der mehrheitlich parallel verlaufenden Korrelationsanalysen wird ebenfalls deutlich, dass der Funktionsanstieg für die einzelnen Untersuchungsflächen ähnlich verläuft, auch wenn sich das absolute Wachstumsniveau unterscheidet. Die Ansprache der Kronenvitalität im Lichtkronenbereich der Altbäume zeigt unterteilt nach Verlichtungsstufen (BAUER et al. 2007), dass die Altbaukronen auf den Untersuchungsflächen am häufigsten schwache (11 bis 25 % Kronenverlichtung) bis mittelstarke (26 bis 60 % Kronenverlichtung) Schädigungen aufwiesen (Tabelle 4). Die mittlere

Verlichtung ( $\bar{x}$ ) der Altbaumkrone ist auf der Fläche WEB mit 33,8 % im Flächenvergleich am höchsten und mit 13,4 % auf der Fläche NEF am geringsten. Anhand des Variationskoeffizienten zeigt sich jedoch eine besonders große Heterogenität in der Vitalität der einzelnen Baumkronen auf der Untersuchungsfläche NEF, während die Altbäume auf allen anderen Flächen eine vergleichbare Variation in ihrer Kronenvitalität (> 40 bis 60 %) besitzen.

**Tabelle 4.** Zuordnung der Altbäume zu den fünf sogenannten Verlichtungsstufen im Lichtkronenbereich [ $\uparrow\uparrow\uparrow$  = dicht,  $\uparrow\uparrow$  = locker,  $\uparrow$  = licht,  $\approx$  = mit Bodenbearbeitung]

Verlichtungsstufen	KATa	KATb	WEB	NEF	BRE	TEM	DAN	GRA+ROS
	$\uparrow$	$\uparrow\uparrow\uparrow$	$\uparrow$	$\uparrow\uparrow$	$\uparrow\uparrow\uparrow\approx$	$\uparrow\uparrow \approx$	$\uparrow \approx$	$\uparrow \approx$
0 - ohne Schadmerkmale	12,5	8,8	2,7	<b>58,7</b>	19,4	13,6	21,4	0,0
1 - schwach geschädigt	25,0	21,3	35,1	32,6	35,8	25,0	<b>39,3</b>	<b>66,7</b>
2 - mittelstark geschädigt	<b>62,5</b>	<b>60,3</b>	<b>59,5</b>	8,7	<b>44,8</b>	<b>54,6</b>	<b>39,3</b>	33,3
3 - stark geschädigt	0,0	9,6	2,7	0,0	0,0	6,8	0,0	0,0
4 - abgestorben	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Mittelwert</b>	29,7	25,6	33,8	13,4	24,6	31,0	24,3	23,9
<b>Variationskoeffizient</b>	41,5	46,9	43,3	88,2	46,9	46,8	58,8	56,2

### 3.1.2 Verjüngung

Gemäß den Auswahlkriterien für die Untersuchungsflächen war der Anteil an Mischbaumarten auf acht der neun Flächen mit weniger als 10 % vergleichsweise gering (Tabelle 5). Lediglich auf der nördlichsten Fläche Granåker in Schweden erreichte der Anteil an Mischbaumarten 16,5 %. Für alle Untersuchungsflächen bestätigt sich demnach die Dominanz der Kiefer in der Verjüngungsschicht.

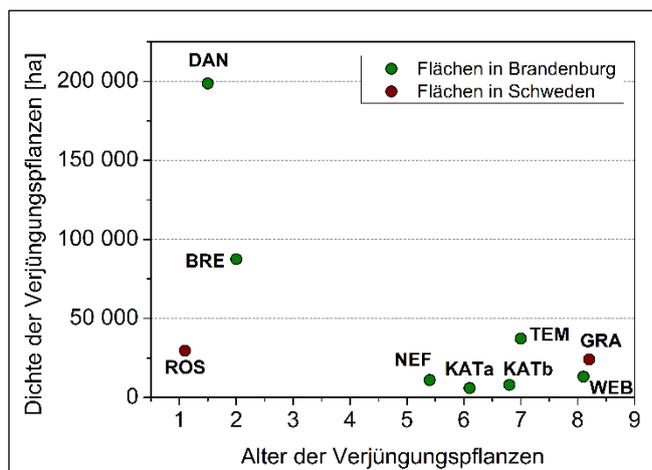
In der Verjüngungsschicht fanden sich zwischen 2 und 9 Mischbaumarten. Auf den Flächen des Landes Brandenburg waren Birken und Eichen mit 45 % bzw. 32 % an den vorhandenen Mischbaumarten beteiligt, während auf den Flächen in Schweden 82 % der Mischbaumarten durch Birken repräsentiert wurden. Insgesamt lag die mittlere Verjüngungsdichte auf den Untersuchungsflächen zwischen 5.900 und 199.000 Pflanzen pro Hektar. Alle Flächen mit Bodenbearbeitung wiesen unabhängig von der Situation des Oberstandes höhere Verjüngungsdichten auf. Ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen der Verjüngungsdichte und der Stammzahl des Oberstandes konnte auf den Flächen ohne Bodenbearbeitung nicht statistisch nachgewiesen werden.

Für den Zusammenhang zwischen Verjüngungsdichte und den Flächen mit Bodenbearbeitung zeichnet sich ein Trend ab, der jedoch vor allem durch die Intensität der Bodenbearbeitung beeinflusst ist. Aufgrund der unterschiedlichen Altersspektren zwischen den untersuchten Flächen mit Bodenbearbeitung, kann hier keine abschließende Aussage getroffen werden.

**Tabelle 5.** Kenngrößen der Verjüngungsschicht für alle neun Untersuchungsflächen [BA - Baumart, WHD - Wurzelhalsdurchmesser, BHD - Brusthöhendurchmesser, KA - Kronenansatz, KD - Kronendurchmesser,  $\bar{x}$  - arithmetischer Mittelwert,  $Vk_{\bar{x}}$  - Variationskoeffizient,  $\uparrow\uparrow\uparrow$  = dicht,  $\uparrow\uparrow$  = locker,  $\uparrow$  = licht,  $\approx$  = mit Bodenbearbeitung, k.A. – keine Angaben]

Fläche	KATa $\uparrow$	KATb $\uparrow\uparrow\uparrow$	WEB $\uparrow$	NEF $\uparrow\uparrow$	BRE $\uparrow\uparrow\uparrow\approx$	TEM $\uparrow\uparrow\approx$	DAN $\uparrow\approx$	GRA $\uparrow\approx$	ROS $\uparrow\approx$
Anteil GKI [%]	98,9	98,2	91,6	95,6	98,0	97,3	97,8	83,5	98,7
Anteil MischBA [%]	1,12	1,81	8,43	4,41	1,99	2,68	2,23	16,52	1,28
Anzahl MischBA [n]	2	4	9	6	3	7	8	4	2
Verjüngungsdichte [ha]	<b>5.967</b>	<b>7.989</b>	<b>13.178</b>	<b>11.089</b>	<b>87.467</b>	<b>37.278</b>	<b>198.578</b>	<b>29.644</b>	<b>24.089</b>
$\bar{x}$ Alter [a]	<b>6,1</b>	<b>6,8</b>	<b>8,1</b>	<b>5,4</b>	<b>2,0</b>	<b>7,0</b>	<b>1,5</b>	<b>1,1</b>	<b>8,2</b>
$Vk_{\bar{x}}$ [%]	44,1	97,5	18,3	71,6	97,9	32,8	53,1	204,8	48,4
$\bar{x}$ Höhe [cm]	97,6	60,3	150,6	62,1	7,6	72,3	10,7	3,7	32,1
$Vk_{\bar{x}}$ [%]	92,2	130,5	62,0	121,3	116,3	69,0	80,4	222,4	122,0
$\bar{x}$ WHD [mm]	18,9	7,1	24,7	9,9	1,4	8,8	2,0	0,9	8,1
$Vk_{\bar{x}}$ [%]	113,1	153,5	71,6	131,3	113,6	66,4	85,0	227,7	132,3
$\bar{x}$ BHD [mm]	22,1	33,0	19,2	12,5	k. A.	7,4	k. A.	k. A.	25,0
$Vk_{\bar{x}}$ [%]	82,4	59,7	65,6	66,1	k. A.	53,5	k. A.	k. A.	51,7
$\bar{x}$ H/WHD	70,5	104,5	69,4	75,6	56,4	105,4	61,9	46,2	52,5
$Vk_{\bar{x}}$ [%]	44,6	35,7	33,7	34,6	34,1	89,1	54,4	51,1	96,4
$\bar{x}$ KA [cm]	20,8	27,6	41,8	25,5	9,9	k. A.	2,8	7,3	8,9
$Vk_{\bar{x}}$ [%]	52,6	152,3	65,9	68,5	47,1	k. A.	57,1	126,5	104,7
$\bar{x}$ KD [cm]	56,1	23,6	72,3	51,8	1,7	k. A.	5,6	14,2	18,7
$Vk_{\bar{x}}$ [%]	98,4	131,7	65,9	87,2	280,0	k. A.	63,2	109,9	117,7

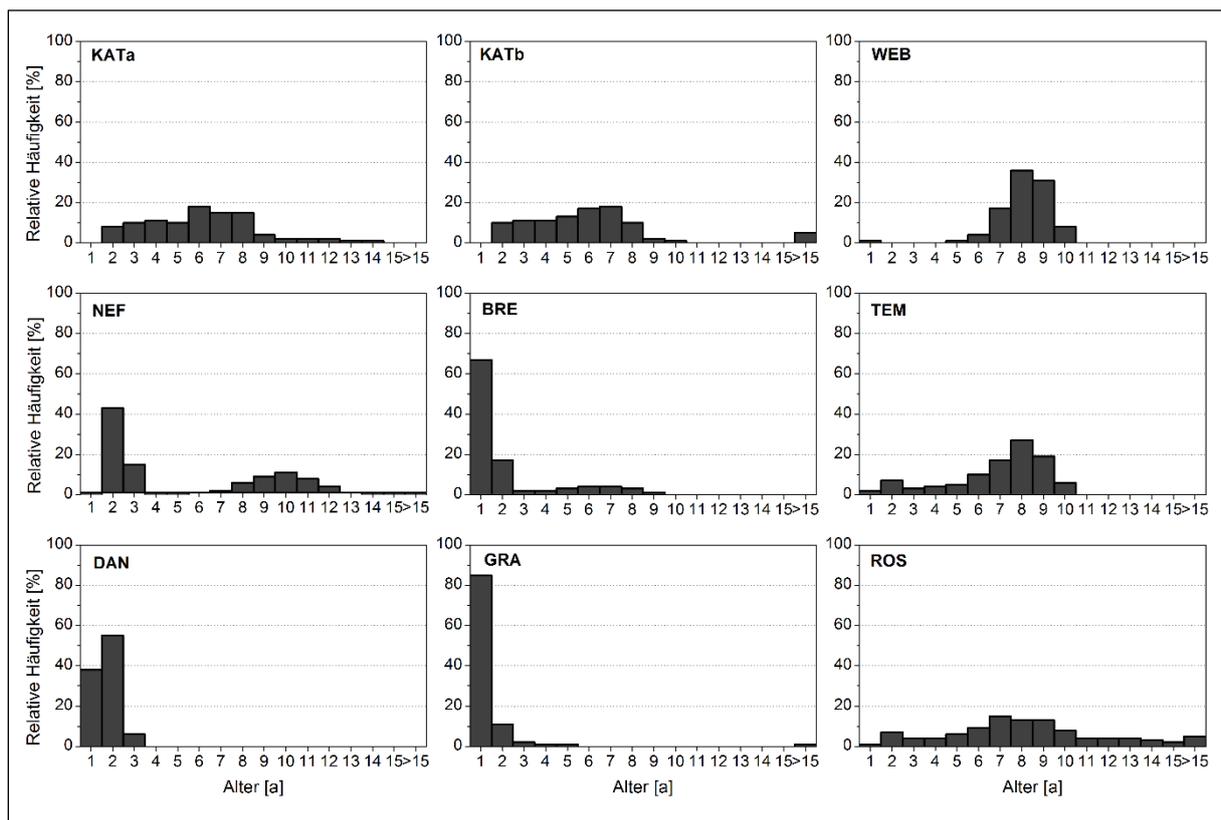
Die verjüngungsbezogene Betrachtung der Untersuchungsflächen als unechte Zeitreihe bestätigt den Trend einer sinkenden Verjüngungsdichte mit steigendem mittleren Verjüngungsalter (Abbildung 11).



**Abbildung 11.** Zusammenhang zwischen dem Alter der Verjüngungspflanzen und der ermittelten Dichte für die Kiefernverjüngung im Land Brandenburg (Schweden separate Punkte ohne Funktion)

Die Verjüngungspflanzen wiesen über alle Flächen hinweg mittlere Pflanzenhöhen zwischen 3,7 und 150,0 cm auf. Das arithmetische Mittel der erfassten Wurzelhalsdurchmesser lag zwischen 0,9 und 24,7 mm. Auf jenen Untersuchungsflächen, deren Verjüngungspflanzen bereits einen Brusthöhendurchmesser besaßen, lag dieser im Mittel zwischen 7,4 mm und 33,0 mm. Doch auch bei der Betrachtung der verschiedenen Wachstumsgrößen ist die Berücksichtigung des

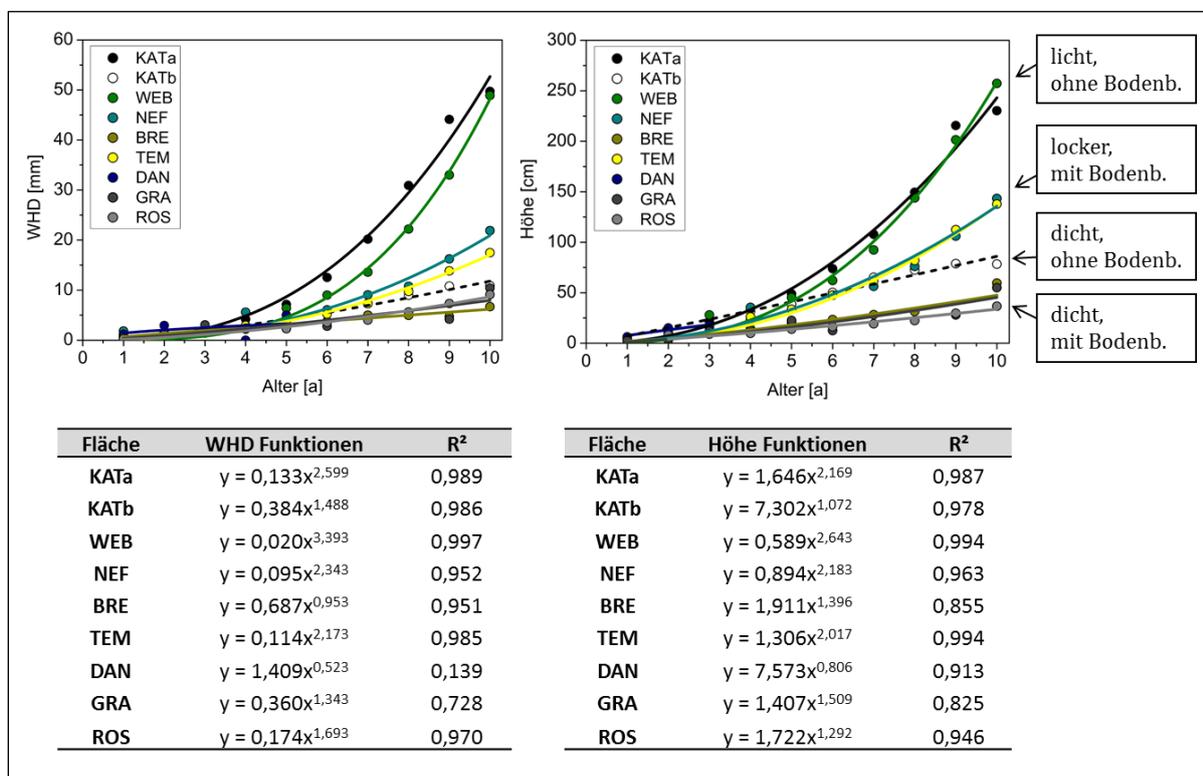
Verjüngungsalters entscheidend für die Beurteilung. Auch wenn sich nicht in jedem Fall altersbezogene Wachstumsrelationen ableiten lassen. So zeigen beispielsweise die flächenweisen Darstellungen der Altershäufigkeitsverteilungen in Abbildung 12, dass auf der Fläche DAN aufgrund der flächigen Bodenbearbeitung nur eine geringe Altersspanne vorliegt, da sich die meisten Verjüngungspflanzen gleichzeitig etabliert haben. Der Etablierungszeitpunkt der Aufnahme lag auf der genannten Fläche gerade 1,5 Jahre zurück. Auskunft über die Variation in der Altersstruktur gibt neben der Abbildung 12 auch der Variationskoeffizient ( $Vk_{\bar{x}}$ ) in Tabelle 5. Dementsprechend ließen sich auf den Flächen KATb, BRE und GRA besonders heterogene Altersstrukturen in der Verjüngungsschicht nachweisen. Anhand der Altersverteilungen lassen sich auch die flächenspezifischen Verjüngungszeitpunkte bzw. -zeiträume nachvollziehen. Die Verjüngungspflanzen der Flächen NEF und BRE zeigen beispielsweise eine deutlich zweigipflige Verteilung (bimodal) für das Alter der Kiefernaturverjüngung. Das Verteilungsmaximum und auch die zweigipfligen Verteilungen gelten als Hinweis für die jeweils vollzogenen Eingriffe in den Oberstand oder die durchgeführte Bodenbearbeitung. Die höchsten Altersstufenanteile haben sich auf allen untersuchten Flächen innerhalb eines Zeitraums von maximal drei Jahren nach der entsprechenden Maßnahme eingestellt.



**Abbildung 12.** Darstellung der vorgefundenen Altersverteilungen für die Kiefernaturverjüngung auf den neun Untersuchungsflächen

Wenn die Wachstumsgrößen der Verjüngungspflanzen in Relation zu ihrem Alter, jedoch ohne Berücksichtigung der bereits dargestellten Verjüngungsdichte betrachtet werden, ergeben sich flächenspezifische Wachstumsfunktionen. Darüber hinaus lässt sich für die Untersuchungsflächen im Land Brandenburg gut die Abstufung im Wachstum der Verjüngungspflanzen über

die zuvor gebildeten Stammzahlklassen im Oberstand nachvollziehen. Danach zeigte die Kiefern naturverjüngung auf den Flächen KATa und WEB mit lichtem Altholzschirm und ohne Bodenverwundung das beste Verjüngungswachstum (Abbildung 13). Ein mittleres Wachstum wiesen die Verjüngungspflanzen der Flächen NEF und TEM auf, deren Bestandesbedingungen durch eine lockere Altbaumüberschirmung mit Bodenbearbeitung gekennzeichnet sind. Ein deutlich geringeres Wachstum zeigte die Kiefern naturverjüngung unter dichter Überschirmung des Altbestandes (KATb, BRE), wobei die Variante mit Bodenbearbeitung eine etwas bessere Höhen- und Durchmesserentwicklung besaß. Von Interesse ist in diesem Zusammenhang auch, dass sich zunächst keine Wachstumsunterschiede aufgrund der Einordnung der Untersuchungsflächen nach Klimastufen oder Wuchsbezirken erkennbar abzeichnen. Außerdem belegen die dargestellten Wachstumsfunktionen der Verjüngung, die sich stetig verstärkende Differenzierung in der Verjüngungsentwicklung, wenn die Situation im Oberstand gemäß den drei gewählten Stammzahlklassen beibehalten wird.

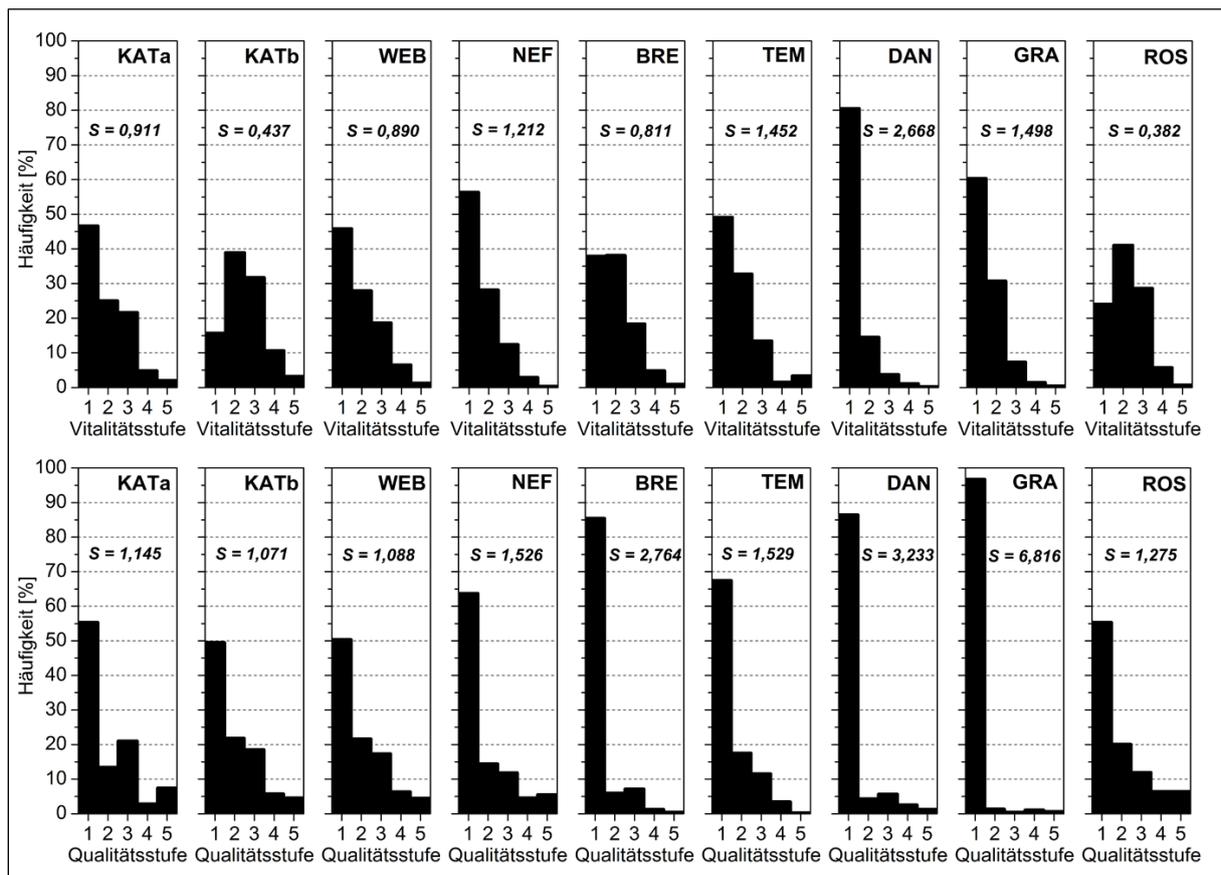


**Abbildung 13.** Darstellung der altersabhängigen Wachstumsfunktionen für den Wurzelhalsdurchmesser (links) und die Höhe (rechts) der Kiefern naturverjüngung innerhalb der ersten 10 Jahre (Regression auf dem Niveau  $P \leq 0,001$  signifikant)

Während sich die Kiefernverjüngung in den ersten drei bis vier Jahren nur mit geringfügigen Wachstumsunterschieden entwickelt hat, liegen die Höhenunterschiede nach zehn Jahren beispielsweise bei etwa einem Meter.

Das Wachstumspotenzial und die weitere Beurteilung des Verjüngungserfolgs hängt maßgeblich von der Vitalität der Pflanzen und auch von ihrer Qualität ab. Die dafür verwendeten Ansprachekriterien wurden im Abschnitt 2.1 vorgestellt. Den nachfolgenden Darstellungen ist zu

entnehmen (Abbildung 14), dass sowohl die Vitalität als auch die Qualität der Verjüngungspflanzen auf allen Untersuchungsflächen mehrheitlich den Stufen 1 (sehr gut) und 2 (gut) zugeordnet werden konnte. Alle Verteilungen sind somit linkssteil und rechtsschief, was anhand der Angaben für die Schiefe [SCH] in den Grafiken nachzuvollziehen ist. Im Mittel liegen die vergebenen Vitalitätsnoten auf allen neun Untersuchungsflächen zwischen 1,1 und 1,7. Nur auf den Flächen KATb, BRE und ROS wurde die Vitalitätsstufe 2 häufiger als die Vitalitätsstufe 1 vergeben. Auch die mittleren Qualitätsnoten mit Werten zwischen 1,0 und 1,5 bestätigen, dass die Verjüngungspflanzen mehrheitlich als zweischnürig gelten und keine Krümmungen, Zwiesel oder Schädigungen aufwiesen.



**Abbildung 14.** Verteilung der angesprochenen Kriterien zur Einstufung der Kiefernnaturverjüngung nach Vitalität (*oben*) und Qualität (*unten*)

## 3.2 Räumliche Analysen

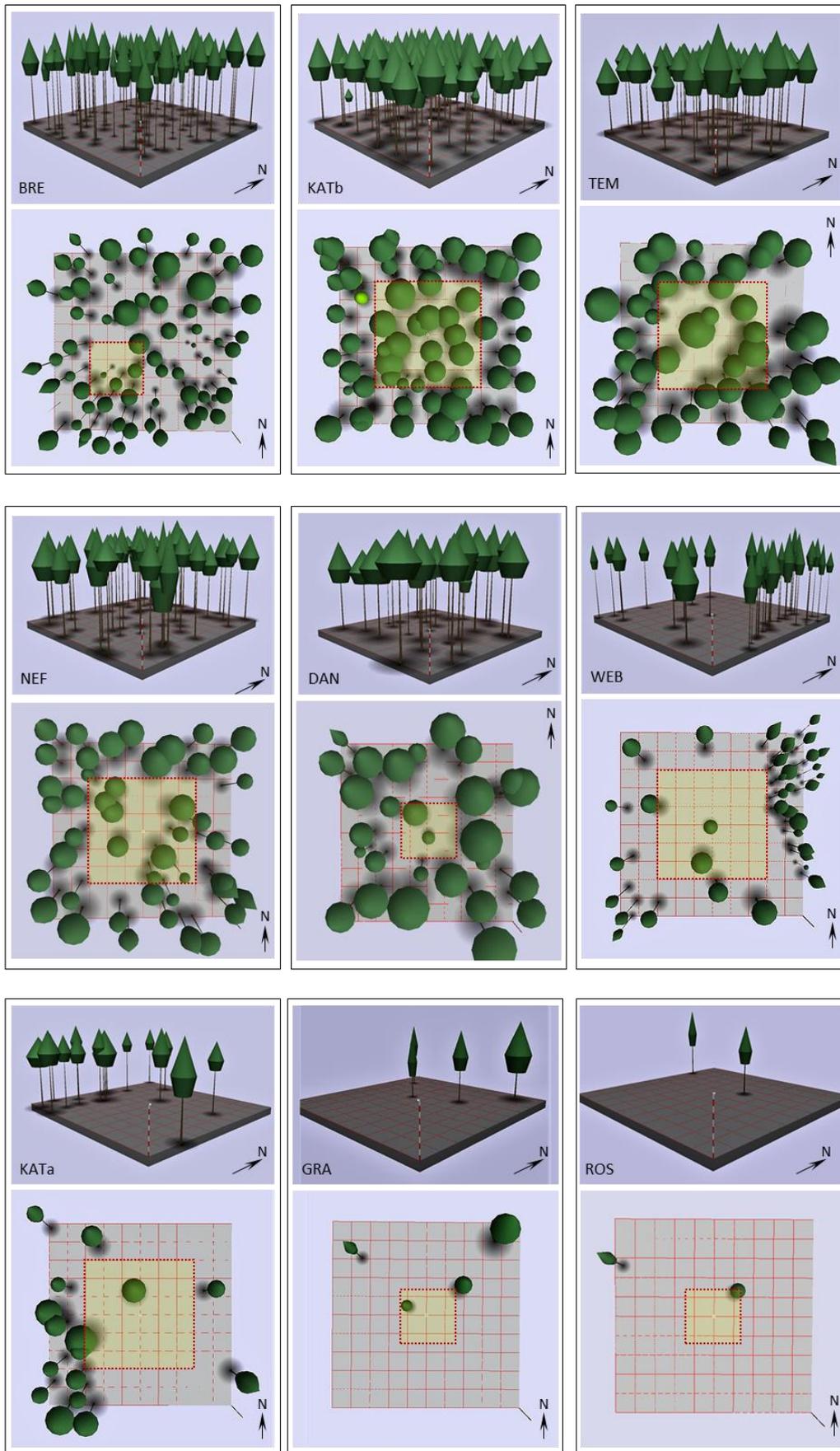
Wie bereits eingangs beschrieben, erweist sich die Anordnung der Altbäume auf der jeweiligen Bestandesfläche als hoch individuell und entscheidend in ihrer Wirkung auf die räumliche Verteilung der Verjüngung und der verfügbaren Ressourcen. In den nachfolgenden Teilabschnitten soll diese bestandesindividuelle Verteilung zunächst veranschaulicht und anschließend durch statistische Methoden quantifiziert werden.

### 3.2.1 Charakterisierung der räumlichen Verteilungen auf den Altbestandsplots

Für die Beschreibung der räumlichen Verteilung der Altbäume und der Verjüngungspflanzen innerhalb einer definierten Fläche stehen Methoden, wie der Aggregationsindex  $R$  nach CLARK & EVANS (1954), die L-Funktion (BADDELEY et al. 2016) und Tessellationsmodelle für die individuelle Standraumberechnung von Einzelpflanzen (u. a. DEGENHARDT & Lange 2008) zur Verfügung (siehe Abschnitt 2.4). Die folgenden Darstellungen in Abbildung 15 geben zunächst einen Eindruck von der **Anordnung der Altbäume** auf der jeweiligen Untersuchungsfläche. Dabei beginnt die Abfolge der Darstellungen mit dem Bestand BRE, der die höchste Stammzahl im Oberstand, bezogen auf den Teil des Verjüngungsplots aufweist und sich in der linken oberen Ecke der Abbildung befindet. Der Bestand (ROS) mit nur einem Altbaum im Bereich des Verjüngungsplots ist in der rechts unten gelegenen Ecke der Grafik abgebildet. Die individuelle Anordnung der Altbäume auf jeder Bestandesfläche ist nachvollziehbar, aber die rein visuelle Einschätzung der Verteilung ist aufgrund der unterschiedlichen horizontalen Kronendimensionen schwierig. Die Flächen BRE, KATb und DAN besitzen auf den Altbestandsplots augenscheinlich gleichmäßige Verteilungen der Altbäume, während auf der Fläche WEB der Eindruck einer geklumpten Verteilung entsteht. Um diese, recht subjektive Beurteilung statistisch zu prüfen, kann u. a. der Aggregationsindex  $R$  (CLARK & EVANS 1954) genutzt werden.

**Tabelle 6.** Berechnungen der Nächsten-Nachbar-Distanzen (NND) mit Randkorrektur für die Untersuchungsflächen des Oberstandes mit einer Größe von 50 m x 50 m [Für den Aggregationsindex  $R$  ergeben sich folgende Abstufungen der Verteilungen: grün = zufällig, rot = geklumpt, blau = gleichmäßig]

Fläche		KATa	KATb	WEB	NEF	BRE	TEM	DAN	GRA	ROS
		↑	↑↑↑	↑	↑↑	↑↑↑	↑↑	↑	↑	↑
Altbäume	Anzahl [n]	16	142	37	46	68	44	28	4	2
	$\bar{x}$ NND [m]	<b>6,31</b>	<b>1,86</b>	<b>3,11</b>	<b>3,63</b>	<b>3,57</b>	<b>3,93</b>	<b>5,05</b>	<b>13,24</b>	<b>28,93</b>
	min. NND [m]	2,01	0,22	1,17	2,63	2,99	3,11	2,88	13,94	28,93
	max. NND [m]	62,95	64,42	67,24	61,06	61,42	59,29	59,73	35,56	28,93
	gesch. NND [m]	6,10	2,09	4,02	3,54	2,99	3,64	4,43	6,26	4,92
	$R$ [NND-Index]	<b>1,03</b>	<b>0,89</b>	<b>0,77</b>	<b>1,03</b>	<b>1,20</b>	<b>1,08</b>	<b>1,14</b>	<b>2,12</b>	<b>5,88</b>
Stubben	Anzahl [n]	60	49	81	71	93	45	56	89	109
	$\bar{x}$ NND [m]	<b>3,03</b>	<b>3,57</b>	<b>2,49</b>	<b>2,97</b>	<b>2,73</b>	<b>4,07</b>	<b>3,10</b>	<b>2,64</b>	<b>2,59</b>
	min. NND [m]	1,30	1,28	0,77	1,2	0,46	2,07	0,59	1,53	0,08
	max. NND [m]	65,31	67,31	65,23	58,12	63,03	60,07	59,90	65,97	63,25
	gesch. NND [m]	3,12	3,52	2,66	2,85	2,57	3,64	3,32	2,60	2,36
	$R$ [NND-Index]	<b>0,97</b>	<b>1,02</b>	<b>0,94</b>	<b>1,04</b>	<b>1,06</b>	<b>1,12</b>	<b>0,93</b>	<b>1,02</b>	<b>1,10</b>



**Abbildung 15.** Räumliche Verteilung der Kiefern im Oberstand (50 m x 50 m) auf den neun Untersuchungsflächen

---

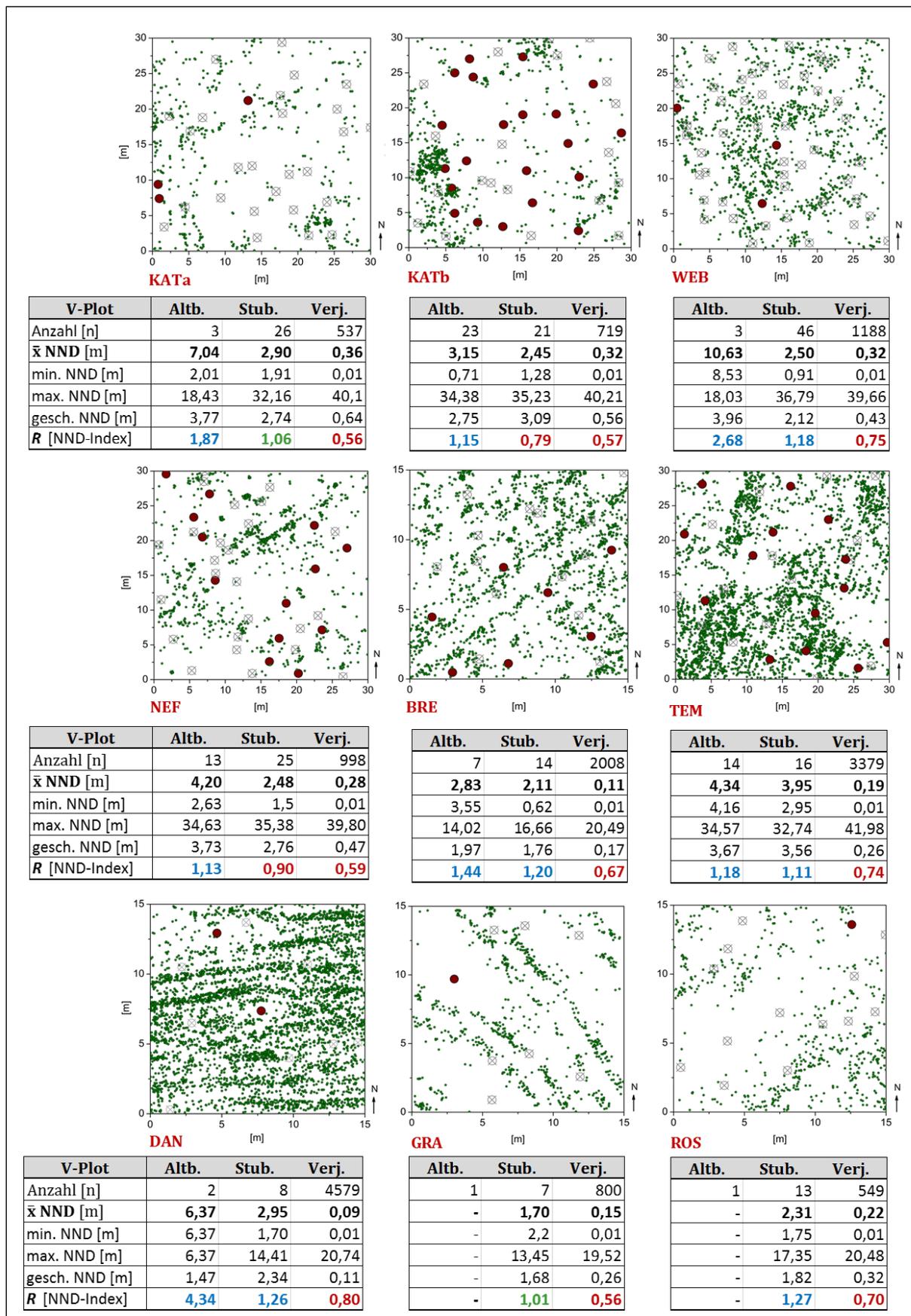
Tabelle 6 gibt außerdem Auskunft über die geringsten, mittleren und maximalen Distanzen zwischen den benachbarten Altbäumen. Die mittleren Distanzen zum nächsten Altbaum unterstreichen dabei noch einmal die Klassenbildung nach Stammzahl je Hektar. Im Mittel liegen beispielsweise die Altbäume der Fläche KATb nur 1,9 m vom nächsten Nachbarbaum entfernt. Die vergleichsweise geringe Entfernung der nächsten Altbäume von 3,1 m auf der Fläche WEB, bei zugleich geringen Stammzahlen, legt bereits die Vermutung nahe, dass sich diese Konstellation durch eine aggregierte Anordnung der Altbäume auf der Fläche begründen lässt. Nach dieser Analyse existieren lediglich auf den Flächen KATb und WEB geklumpfte Verteilungen der Altbäume, was durch die Werte 0,89 bzw. 0,77 des Aggregationsindex R belegt wird. Eine zufällige Verteilung der Altbäume liegt auf den Flächen KATa, NEF und TEM vor. Gleichmäßige Verteilungen sind auf den Flächen BRE, DAN und den beiden schwedischen Flächen vorhanden, wobei die Gleichmäßigkeit der Verteilung bei nur sehr wenigen Bäumen auf dem ausgewählten Flächenausschnitt vorsichtig zu interpretieren ist. Im Vergleich zur räumlichen Verteilung der Altbäume stehen die eingemessenen Stubben bereits entnommener Altbäume auf nahezu allen Flächen für eine zufällige räumliche Verteilung. Eine Ausnahme bilden nur die Flächen TEM und ROS mit gleichmäßig verteilten Stubben.

Diese Einschätzung auf größerer Fläche [50 m x 50m] ermöglicht einen grundsätzlichen Überblick über die Bestandessituation. Die weitere Verringerung der Untersuchungsflächengröße, so wie sie für die Verjüngungsaufnahmen gewählt wurde, stellt eine Unterstichprobe dar, die kleinräumige Abweichungen von der allgemeinen Situation des Altbestandes aufweisen kann.

### 3.2.2 Charakterisierung der räumlichen Verteilungen auf den Verjüngungsplots

Die Annahme einer stark altbaumbeeinflussten Verteilung der Verjüngungspflanzen in den Beständen ohne Bodenbearbeitung führt auch zu dem Schluss abgewandelter räumlicher Muster durch die aktiv durchgeführten Maßnahmen der Bodenbearbeitung. Die nachfolgenden Darstellungen zur räumlichen Verteilung von Altbäumen, Stubben und Verjüngungspflanzen auf den Untersuchungsflächen ergeben sehr individuelle Verteilungsmuster für jede Untersuchungsfläche (Abbildung 16). Erkennbar sind die Aggregationsbereiche in Gassen (z. B. Fläche NEF und BRE) und teilweise lassen sich auch die Bereiche mit systematisch angeordneter, maschineller Bodenbearbeitung nachvollziehen (z. B. DAN und GRA). Diese sind aufgrund der besonders hohen Verjüngungsdichten erkennbar.

Die aufgelisteten Kenngrößen der NND-Berechnungen belegen auch für die Verjüngungsplots zufällige oder gleichmäßige Verteilungen für die Altbäume. Hier bilden lediglich die Flächen KATb (R = 0,79) und NEF (R = 0,90) eine Ausnahme hinsichtlich der räumlichen Verteilung der Stubben, die als geklumpt einzustufen sind.

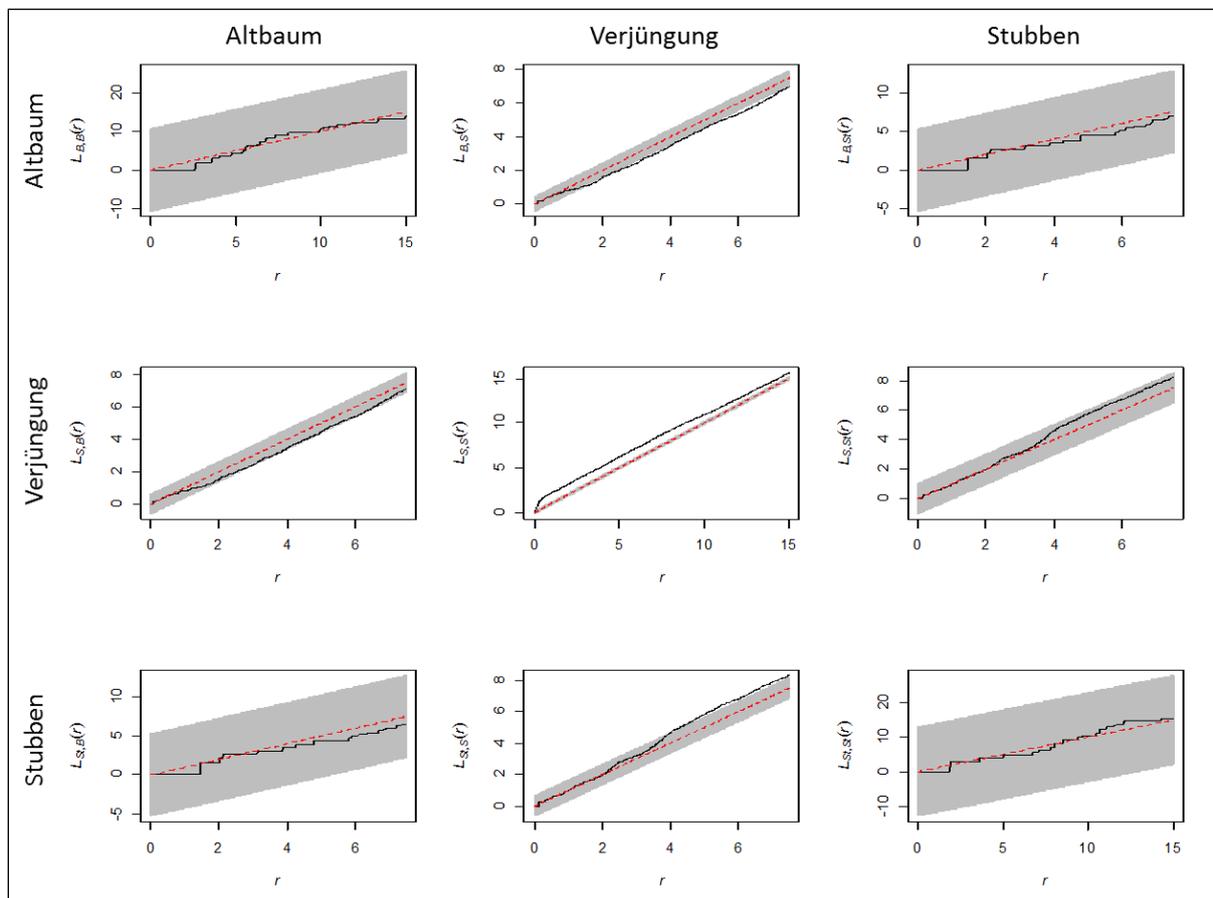


**Abbildung 16.** Angaben zur räumlichen Verteilung der Altbäume, Stubben und Verjüngungspflanzen auf den Verjüngungsplots (30 m x 30 m bzw. 15 m x 15 m)

Besonders überrascht die Einstufung der räumlichen Verteilung der Verjüngungspflanzen anhand des Aggregationsindex  $R$ , der für alle Untersuchungsflächen das Vorliegen geklumpfter Verteilungen bestätigt. Die Index-Werte liegen in einem Bereich zwischen 0,56 und 0,80, unabhängig von der Dichte des Altbestandes oder der Art der Bodenbearbeitung. Der geringste Abstand zwischen benachbarten Verjüngungspflanzen erreicht auf allen Flächen einen Wert von nur einem 1 cm und die mittlere Entfernung zwischen benachbarten Verjüngungspflanzen liegt zwischen 9 cm (DAN) und 36 cm (KATa).

### 3.2.2.1 L-Funktion und L-Cross Funktion

Die Abbildung 17 zeigt exemplarisch für die Versuchsfläche NEF die räumlichen Verteilungen (y-Achse) entlang des Abstands auf der Fläche (x-Achse). Als Darstellung wurde die L-Cross Funktion gewählt, die auf der L-Funktion basiert und verschiedene Verteilungen hinsichtlich der Bestandekomponenten (Altbaum, Verjüngung, Stubben) analysiert.



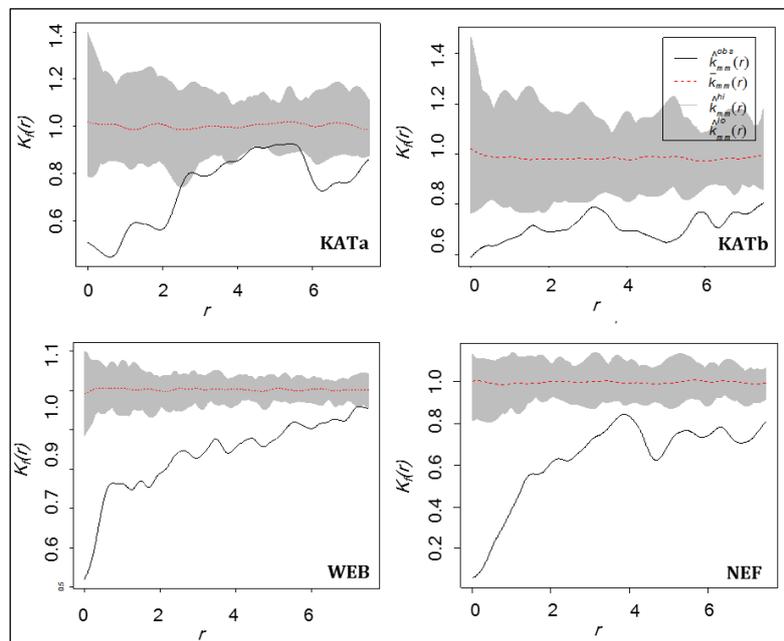
**Abbildung 17.** Diese Grafik steht exemplarisch für eine Versuchsfläche NEF mit der Darstellung der L-Cross-Funktion für die räumliche Anordnung der unterschiedlichen Bestandekomponenten. Die x-Achse beschreibt den Suchradius auf der Fläche, bis zu welchem Abstand die Berechnungen durchgeführt wurden. Die y-Achse zeigt die L-Funktion. Der graue Bereich in den Grafiken kennzeichnet das 95 % Konfidenzintervall, welches die zufällige Verteilung darstellt. Wenn der Funktionsverlauf unterhalb dieses Konfidenzintervalls liegt, spricht man von einer signifikant regelmäßigen Verteilung, oberhalb von einer aggregierten Verteilung.

Hierbei wird deutlich, wie bereits auch beim Clark-Evans-Index, dass die Altbäume (links oben) und Stubben (rechts unten) sowohl untereinander als auch zueinander eher zufällig im Raum verteilt sind, während die Verjüngungspflanzen zueinander geklumpt auftreten (mittig).

Es ist aber auch zu erkennen, dass sich die Verjüngung eher zufällig bis regelmäßig mit einem Abstand von etwa 1 m um die Altbäume (Mitte oben) und 3 m um die Stubben verteilt auftritt. Für die Verteilung der Stubben (Mitte unten) liegt eher eine zufällige bis geklumpete (ab 4,5 m Abstand) Verteilung vor.

### 3.2.2.2 Numerische Markenkorrelation

Bei der Berechnung der numerischen Markenkorrelation mit den Höhendifferenzen als Marken, wurde geprüft, wie die einzelnen Individuen in den Verjüngungsaggregaten innerhalb eines Radius von 6 m angeordnet sind (Abbildung 18). Exemplarisch werden hier die Versuchsflächen mit 30 m x 30 m ohne Bodenbearbeitung gezeigt. Wie bereits bei der L- Funktion beschrieben, stellt der graue Bereich in der Abbildung das 95 % Konfidenzintervall dar, in dem eine zufällige Verteilung der Höhendifferenzen zwischen den benachbarten Pflanzen im Vergleich zu der gesamten Untersuchungsfläche vorliegt. Unterhalb dieses Bereichs haben benachbarte Pflanzen ähnliche Höhen, oberhalb liegt eine starke Durchmischung der Höhen von benachbarten Pflanzen vor. Somit lässt sich für die Versuchsflächen aussagen, dass Pflanzen ähnlicher Höhen zusammenstehen.



**Abbildung 18.** Numerische Markenkorrelation mit der Marke: Höhendifferenz exemplarisch dargestellt für die 30 x 30 m Versuchsflächen ohne Bodenbearbeitung: a) KATa –lichter Oberstand (OST), b) KATb – dichter OST; c) WEB - lichter OST, d) NEF - lockerer OST. Der graue Bereich kennzeichnet das 95 % Konfidenzintervall, wo benachbarte Pflanzenhöhen zufällig in Bezug auf die Gesamtfläche verteilt wären. Ein Kurvenverlauf oberhalb des Bereiches würde auf eine starke Durchmischung der Höhen benachbarter Pflanzen hinweisen, unterhalb auf ähnliche Höhen.

---

### 3.2.3 Einfluss der Samenbäume auf die räumliche Verteilung der Kiefernverjüngung

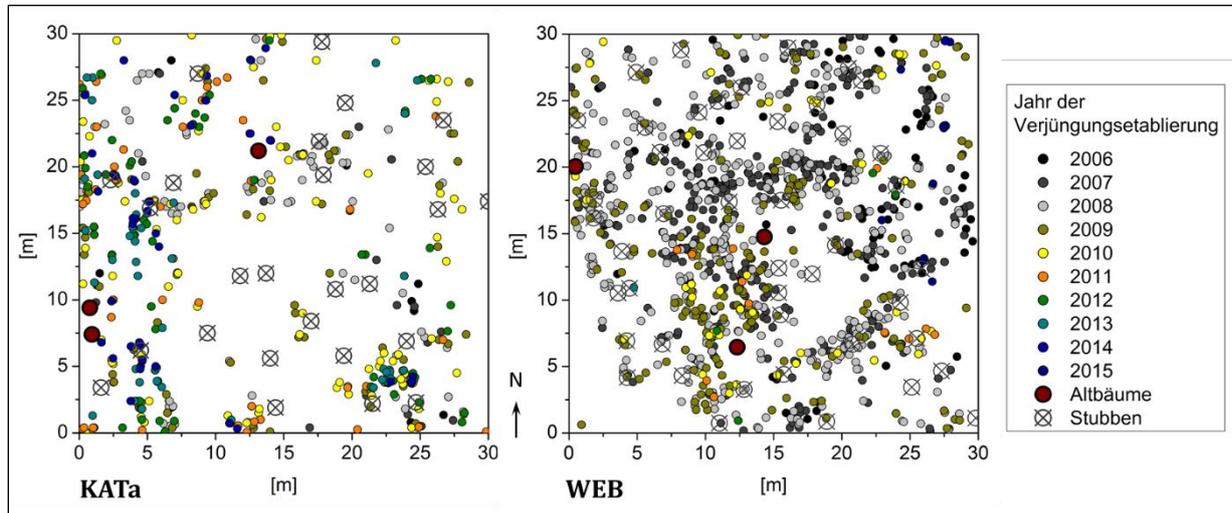
Nachdem die räumliche Verteilung der einzelnen Bestandekomponenten Altbäume, Stubben und Verjüngungspflanzen nachvollzogen und mittels bekannter Verfahren der räumlichen Statistik quantifiziert werden konnte, soll der räumliche Effekt der Samenbäume analysiert werden. Aus früheren Untersuchungen ist bekannt, dass die mittleren Ausbreitungsdistanzen für Kiefern Samen zwischen 20 m und 60 m liegen können (HECHT 2012). Je mehr Samenbäume auf einer Fläche vorhanden sind und je geringer der Abstand zwischen diesen Samenbäumen ist, umso schwieriger ist es, trotz etablierter statistischer Verfahren und Modellansätze die distanzabhängigen Verteilungen abzubilden. Deshalb bieten sich für diese Form der Auswertung jene Untersuchungsflächen an, die nur wenige Samenbäume als Quellen der Ausbreitung besitzen. Für die gezielte Analyse der räumlichen Verteilung von Verjüngungspflanzen stellt die gezielte Überprägung der natürlichen Substrat- und Vegetationsbedingungen durch Bodenbearbeitung einen schwer kalkulierbaren Einflussfaktor dar. Auch wenn im vorhergehenden Abschnitt bereits eindrucksvoll belegt werden konnte, dass auf allen Untersuchungsflächen kleinräumig geklumppte Verteilungen der Kiefern naturverjüngung vorhanden sind, unterscheiden sich räumliche Verteilungen der Verjüngungspflanzen, wenn der einzelne Samenbaum als Quelle der Ausbreitung Berücksichtigung findet. Somit bieten sich für die schwierige Analyse der distanzabhängigen Verjüngungsverteilung die Untersuchungsflächen KATa und WEB mit jeweils nur drei Samenbäumen auf einer Fläche von 30 m x 30 m an, auf denen keine Bodenbearbeitung durchgeführt wurde (Abbildungen 19 & 20).

Über die durchgeführte Altersansprache für jede Verjüngungspflanze besteht außerdem die Möglichkeit den exakten Verjüngungszeitpunkt jeder Pflanze, bezogen auf die letzte Maßnahme im Altbestand zu rekonstruieren. Wie die bereits dargestellten Altersverteilungen gezeigt haben, ist die Bestandesfläche KATa von sechs- bis achtjährigen Verjüngungspflanzen dominiert, die auf die Jahre 2008 bis 2010 zurückgehen. Für die Fläche WEB wurden mehrheitlich sieben- bis neunjährige Verjüngungspflanzen erfasst, die sich in den Jahren 2007 bis 2009 etabliert haben. Für beide Flächen gilt somit, dass sich ab dem zweiten bzw. dritten Jahr nach dem Eingriff über einen Zeitraum von drei Jahren die meisten Pflanzen erfolgreich verjüngt haben.



**Abbildung 19.** Blick auf die Bestandesflächen des Samenbaumverfahrens KATa (*links*) und WEB (*rechts*)  
[Fotos: A. Wehnert 2016]

Die nachfolgenden Abbildungen veranschaulichen noch einmal die zeitliche und räumliche Staffelung der Verjüngungsetablierung auf diesen Flächen innerhalb des Verjüngungszeitraums von zehn Jahren. Auch in diesen Darstellungen bestätigen sich noch einmal die geklumpten Verteilungen der Verjüngungspflanzen. Zusätzlich kann eine sukzessiv stattfindende Aggregation um bereits entstandene Verjüngungsaggregate über einen Zeitraum von zehn Jahren beobachtet werden.



**Abbildung 20.** Räumliche Verteilung der Verjüngungspflanzen in Abhängigkeit vom jeweiligen Jahr der Verjüngungsetablierung auf den Untersuchungsflächen KATa (*links*) und WEB (*rechts*) im Zeitraum 2006 bis 2015

Um die Verbindung zwischen den Samenbäumen und den Positionen der Verjüngungspflanzen herstellen zu können, stehen räumliche Modellansätze zur Verfügung, die einerseits die Distanz zur Samenquelle, andererseits auch Richtungseffekte berücksichtigen. Die primäre Anwendung dieser Modelle ist auf die Ausbreitung von Samen ausgerichtet, da hier unmittelbare Bezüge zu den genannten Einflussgrößen hergestellt werden können. Je weiter der Ausbreitungsprozess zeitlich zurückliegt, umso schwieriger gestaltet sich die Modellparametrisierung. Es ist davon auszugehen, dass die ursprünglichen Ablagerungsmuster als Resultat der Samenausbreitung durch Wirkungskomplexe anderer Einflussfaktoren überprägt werden. In den Tabellen 7a/b und den Abbildungen 21 und 22 sind die Kenngrößen und Darstellungen der angepassten Ausbreitungsmodelle für die Flächen KATa und WEB enthalten. Die Angaben zur Übereinstimmung (Korrelationen) zwischen den realen Daten und den geschätzten Modelldaten ergeben für den isotropen Modellansatz (ohne Richtungseffekt) im Fall der Untersuchungsfläche KATa keine statistisch abgesicherte Modellanpassung für die Jahre 2008 und 2009. Die Modellvorhersage für den gesamten Beobachtungszeitraum, d. h. für alle vorgefundenen Verjüngungspflanzen lässt sich im Vergleich dazu für beide Untersuchungsflächen auf einem hohen statistischen Niveau absichern ( $P \leq 0,001$ ). Die mittleren Ausbreitungsdistanzen (MDD) liegen für den isotropen Fall in einer Entfernung zwischen 15 m und 36 m. Entsprechend den absoluten Verjüngungsdichten ergeben sich für die Menge der Verjüngungspflanzen je Samenbaum, die das isotrope Modell für die einzelnen Jahre und auch für den gesamten

Zeitraum schätzt (Tabelle 7a), auf der Untersuchungsfläche WEB deutlich höhere Werte als auf der Fläche KATa.

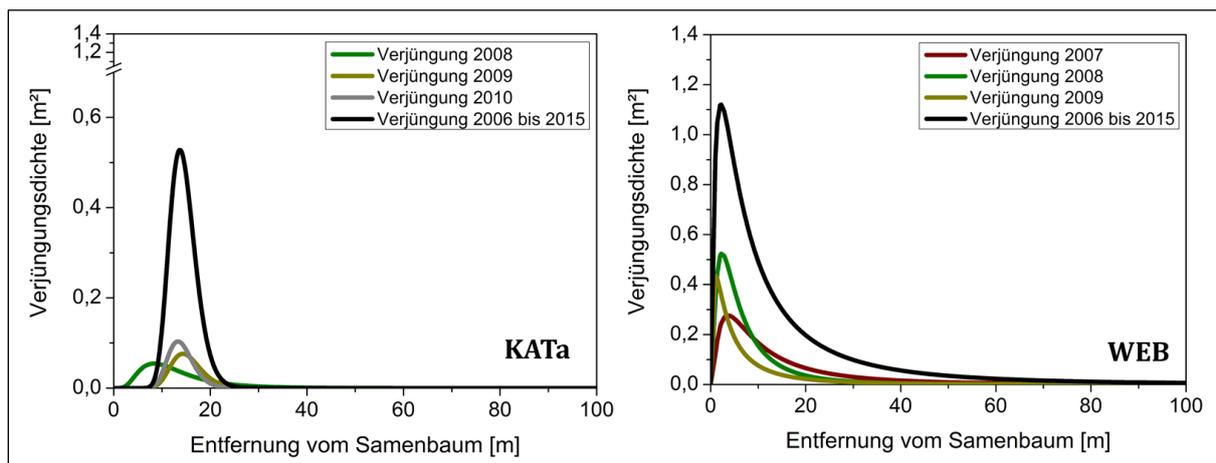
**Tabelle 7.** Ergebnisse der räumlichen Modellierung für die Flächen KATa (2008 - 2010) und WEB (2007 - 2009) mittels (a) isotroper (*oben*) und (b) anisotroper (*unten*) Modelle für die jeweils drei Jahre mit der jeweils höchsten Etablierungsrate der Verjüngung und über den gesamten Untersuchungszeitraum

Fläche	Jahr	MDD [m]	Verjüngung pro Baum	Korrelationen							
				$\mu$	$\sigma$	Log-likelihood	Fehler	AIC	BIC	Pearson	Spearman
KATa	2008	17,8	60	2,73	0,55	2445,38	1,73	4896,77	4911,18	0,069*	n.s.
	2009	16,0	56	2,75	0,21	2317,90	1,34	4641,81	4656,21	n.s.	n.s.
	2010	14,6	59	2,66	0,19	2526,01	1,51	5058,02	5072,43	0,126***	0,108***
	2006 bis 2015	15,0	319	2,69	0,23	1021,74	1,50	2049,47	2063,88	0,152***	0,164***
WEB	2007	32,1	433	3,30	1,00	766,75	0,65	1539,49	1553,9	0,175***	0,196***
	2008	18,4	234	2,56	0,92	725,86	0,58	1457,71	1472,1	0,223***	0,248***
	2009	26,0	169	2,97	1,21	508,4	0,33	1022,81	1037,2	0,154***	0,138***
	2006 bis 2015	36,3	1690	3,61	1,19	1480,98	2,65	2967,95	2982,4	0,238***	0,218***

Fläche	Jahr	MDD	Verj. pro Baum	Korrelationen				Log-likelihood				Pearson	Spearman
				$\mu$	$\sigma$	k	u	Fehler	AIC	BIC			
KATa	2008	31,5	177	2,90	0,30	-0,75	0,68	2321,88	1,71	4653,8	4677,8	0,100**	0,114**
	2009	16,3	62	2,74	0,22	-0,15	1,00	2290,60	1,33	4591,2	4615,2	0,101**	0,107**
	2010	15,4	68	2,70	0,19	-0,12	0,27	2500,04	1,50	5010,1	5034,1	0,153***	0,137***
	2006 - 2015	16,1	388	2,70	0,23	-0,21	0,71	996,28	1,45	2002,6	2026,6	0,190***	0,208***
WEB	2007	15,9	159	2,21	0,68	0,58	0,70	727,09	0,62	1464,2	1488,2	0,244***	0,250***
	2008	13,3	175	2,24	0,78	0,21	0,17	720,42	0,59	1450,8	1474,9	0,254***	0,275***
	2009	26,7	171	3,01	1,23	0,08	0,95	508,01	0,33	1026,0	1050,0	0,138***	0,124***
	2006 - 2015	22,4	720	2,63	0,91	0,41	0,65	1439,16	2,59	2888,3	2912,3	0,302***	0,292***

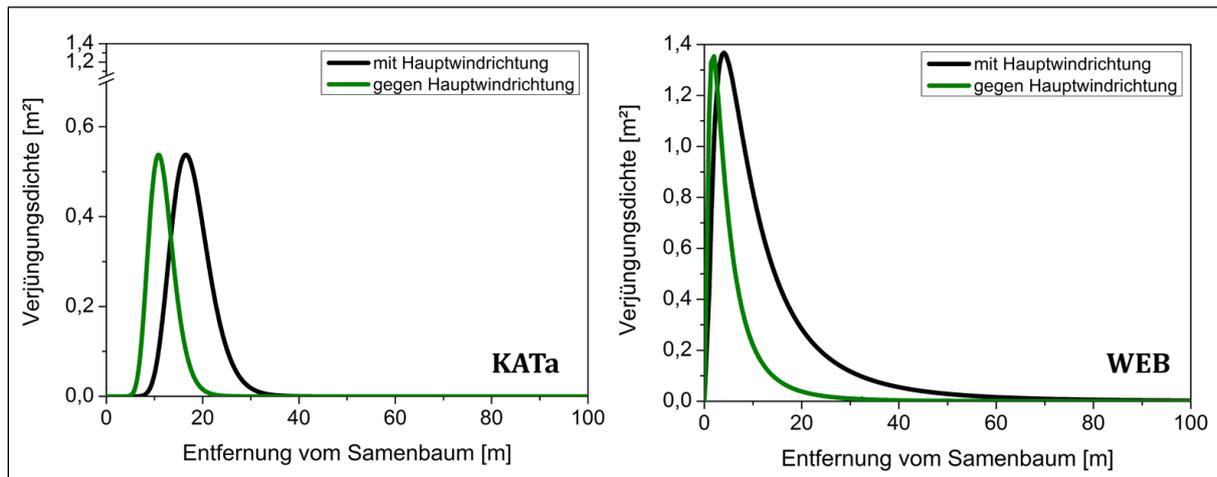
Die Ergebnisse der anisotropen, d. h. richtungsabhängigen Modellansätze bestätigen für beide Untersuchungsflächen eine signifikant bessere Modellgüte (Tabelle 7b). Dies gilt sowohl für die jahresspezifischen Anpassungen des Modells als auch für den Gesamtzeitraum. Die mittleren Ausbreitungsdistanzen erreichen auch im Fall des anisotropen Modellansatzes Werte zwischen 13 m und 31 m.



**Abbildung 21.** Abstandsabhängige Verteilungen der Kiefernverjüngung ausgehend vom Samenbaum auf den Untersuchungsflächen KATa (*links*) und WEB (*rechts*)

In Abbildung 22 wird die Verschiebung der Log-Normalfunktion, ausgehend vom Samenbaum, für die Verjüngungspflanzen der Fläche KATa deutlich. Jahresabhängige Unterschiede in den

Verteilungsfunktionen sind für beide Untersuchungsflächen nachvollziehbar (Abbildung 21). Auf beiden Untersuchungsflächen erreicht die Verteilungsfunktion für die Einzeljahre bereits nach etwa 25 m eine sehr geringe Verjüngungsdichte. Lediglich die Modellanpassung für die Untersuchungsfläche WEB zeigt ein etwas weiteres Ausstreichen der Funktion bis eine Entfernung von 35 m. Die anisotropen Darstellungen der Verjüngungsverteilung belegen für beide Untersuchungsflächen weitere Ausbreitungsentfernungen der Verjüngungspflanzen, wenn es sich um die Hauptwindrichtung handelt (Abbildung 22). Damit ist jene Himmelsrichtung beschrieben, in der mit großer Wahrscheinlichkeit durch den Windeinfluss auch die meisten Samen abgelagert werden.

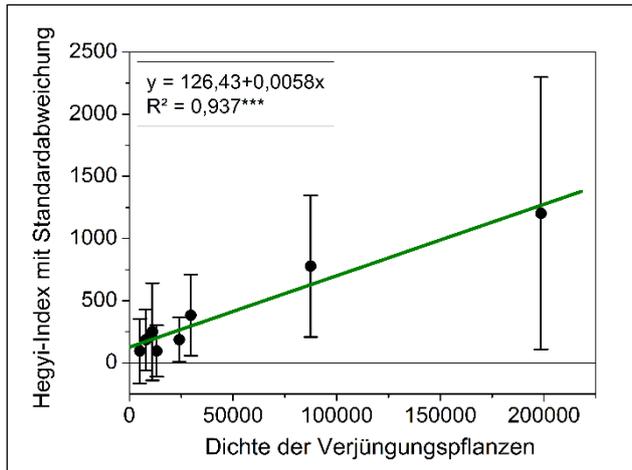


**Abbildung 22.** Abstands- und richtungsabhängige Verteilungen der Kiefernaturverjüngung ausgehend vom Samenbaum auf den Untersuchungsflächen KATa (*links*) und WEB (*rechts*) für den Gesamtzeitraum 2006 bis 2015

Die Angaben zum richtungsgebenden Parameter  $u$  der anisotropen Verteilungen in Tabelle 7b bestätigen in allen Fällen eine Orientierung der Verjüngung in einem Bereich zwischen östlicher und nördlicher Richtung. Der daraus resultierende Unterschied in der Ausbreitungsentfernung umfasst im Mittel zwischen 8 m und 10 m.

### 3.2.3.1 Konkurrenz

Für die Quantifizierung der Konkurrenzsituation fand der distanz- und dimensionsbezogene Konkurrenzindex nach HEGYI (1974) Anwendung (HgCI; siehe Abschnitt 2.4). Für die intraspezifische Konkurrenz innerhalb der Kiefernaturverjüngung ergeben sich HgCI-Werte zwischen 96 und 1203. Aufgrund der distanzabhängigen Berechnung des HgCI leitet sich ein hoch signifikanter linearer Zusammenhang ( $R^2 = 0,937$ ;  $P \leq 0,001$ ) zwischen der absoluten Verjüngungsdichte je Hektar und der daraus resultierenden Konkurrenzsituation zwischen den Verjüngungspflanzen ab (Abbildung 23). Mit Zunahme der Verjüngungsdichte auf der Fläche steigt auch der individuelle Konkurrenzdruck auf die jeweilige Verjüngungspflanze durch die Nachbarpflanzen.



**Abbildung 23.** Zusammenhang zwischen der absoluten Verjüngungsdichte [ha] und den HGCI-Werten ( $\pm$  Standardabweichung)

Die Standardabweichung des HGCI fällt mit Werten zwischen 178 und 1094 auf allen Untersuchungsflächen hoch aus, so dass von einer heterogenen Konkurrenzsituation für die Verjüngungspflanzen innerhalb einer Fläche auszugehen ist.

### 3.2.3.2 MesoFON

Im Folgenden werden die Arbeitsschritte und Ergebnisse für die Parametrisierung von Kiefer für das Modell mesoFON beschrieben. Im Projekt erhobene empirische Daten wurden genutzt, um Startwerte der Baumeigenschaften hinsichtlich der Position im Raum, Durchmesser, Alter und Höhe für die Parametrisierung des Modells festzulegen und in einer Datei hinterlegt, um den Zugriff durch das Modell herzustellen. Weitere Parameter wurden aus der Literatur ausgewählt wie die Formfaktor (vgl. Tabelle 8). Im mesoFON befinden sich bereits allgemeingültige Einzelbaumfunktionen für die Entwicklung in Waldökosystemen, die einerseits direkt für unsere Fragestellungen verwendet wurden, z. B. FON-Gleichungen (ober- und unterirdische Nachbarschaftsbeziehungen zwischen den Pflanzen). Andererseits wurde es notwendig, bestimmte Funktionen zu modifizieren oder neu zu implementieren.

Das **Höhen-Durchmesser Verhältnis** (h/d) der Verjüngung wurde mithilfe der Felddaten in ein lineares Verhältnis zwischen Wurzelhalsdurchmesser und Pflanzenhöhe gesetzt (vgl. Tabelle 5). Das h/d Verhältnis der Altbäume resultiert aus der Gleichung nach WIDLÓWSKI (2003), umgestellt nach dem Durchmesser mithilfe der Ertragstafelwerte (Bonität 20, Bestockungsgrad 0.8) mit den Kenngrößen: BHD – Brusthöhendurchmesser in cm, H- Baumhöhe in cm subtrahiert mit 1,3 m Brusthöhe,  $a_1$  – maximale Baumhöhe und  $b_1$ - Anstieg:

$$BHD = \frac{-b_1}{\log\left(\frac{H-130}{a_1}\right)} \quad \text{Gleichung 5}$$

Diese Umrechnungen sind für allometrische Berechnungen des Modells und für die Funktion „Übergang\_Verjüngung\_zu\_Baum“ notwendig.

Für die Wachstumsfunktionen des Oberstandes und der Verjüngung wurden Pflanzenhöhen statt der Durchmesser verwendet. Dies hat den Vorteil, dass realistische Parameter mithilfe der Ertragstafeln (Bonität 20, Bestockungsgrad 0.8, LEMBCKE 2000) als Startwerte eingesetzt werden

konnten. Für die weitere Optimierung der besten Parameterwerte durch die Methode des genetischen Algorithmus (Ergebnisse untenstehend) sind weitere Analysen notwendig. Des Weiteren kann die Verjüngung ab einem BHD von 7 cm über die Funktion „Übergang\_Verjüngung\_zu\_Baum“ direkt in den Oberstand während der Simulation überführt werden.

Die Implementierung der **Wachstumsfunktion** erfolgte durch die Integration des nichtlinearen Chapman-Richards Modells, umgestellt nach dem Höhenzuwachs. Diese Gleichung wird für die Modellierung des Höhenwachstums verwendet. Aufgrund der Parameter a- der Asymptote, b- der Steigung und c- der Lage des Wendepunktes kann ein großer Bereich von Höhenwachstumsverläufen abgebildet werden (PRETZSCH 2001). Auch ist es möglich, die selbe Gleichung sowohl für die verjüngten Pflanzen als auch für die bestandsbildenden Altbäume zu nutzen.

Aus der Chapman Richards Gleichung für die Baumhöhe (h):

$$h = a (1 - e^{-bt})^c \quad \text{Gleichung 6}$$

umgestellt nach dem Höhenzuwachs  $\Delta h$  ergibt sich für die zeitliche Ableitung:

$$\Delta h = abc (1 - (h/a)^{1/c}) (h/a)^{(c-1)/c} . \quad \text{Gleichung 7}$$

Die Parameter a, b und c wurden mithilfe der Software R und der Parameterschätzung in einem nichtlinearen Modell für die Optimierung der Startparameterschätzung festgelegt (Tabelle 8).

**Tabelle 8.** Im Modell MesoFON verwendete Parameter und Funktionen für die Modellierung der Kiefernbestände.

Parameter	Startwerte	Optimierte Werte	Beschreibung und Quelle
FON	a <sub>FON</sub> = 4.809944 b <sub>FON</sub> = 0.5237 a <sub>SFON</sub> = 1.1838 b <sub>SFON</sub> = 0.3878 I <sub>max</sub> =	a <sub>FON</sub> = 4.7296 b <sub>FON</sub> = 0.520 a <sub>SFON</sub> = 0.9153 b <sub>SFON</sub> = 0.4155 I <sub>max</sub> = 0.3513	Skalierungsparameter der ober- und unterirdischen Nachbarschaftsbeziehung Genauere Beschreibung des FONs in GRUETERS et al. (2014)
Wachstumsfunktion nach Richard Chapman	a = 2240 b = 0.02 c = 1.54	a = 2433 b = 0.01817 c = 1.2817	PRETZSCH (2001) LEMBCKE (2000) Felddaten, Ertragstafeln
h/d Verhältnis Oberstand	a1 = 3019.571 b1 = 14.125	a1 = 3270 b1 = 18.036	WIDLOWSKI (2003) Gleichung nach Eberswalde Felddaten, Ertragstafeln
h/d Verhältnis Verjüngung	a1s = 0.0232	a1s = 0.0285	Höhe = a1s*WHD Felddaten
Sterberate	Oberstand = 0.2 Verjüngung = 0.1	Nicht getestet	Genauere Beschreibung des FONs in GRUETERS et al. (2014)

Die **Mortalitätsrate** der Bäume im Modell erfolgt ausschließlich durch einen Grenzwert der Zuwachsrates, d. h. wenn Pflanzen während einer bestimmten Zeit nur wenig oder nicht wachsen, da sie z. B. durch Nachbarbäume zu stark bedrängt werden, bzw. sehr alt sind, sterben diese in

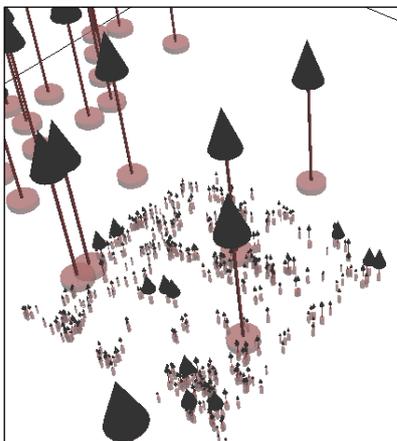
---

der Simulation ab. Hier wurde der ursprüngliche Wert aus dem Modell beibehalten (Tabelle 8). Für verjüngten Pflanzen bis zum Alter von 10 Jahren wurde ein geringerer Grenzwert angenommen, um unrealistisch hohe Sterberaten aufgrund der geringen Zuwächse in den Anfangsjahren zu verhindern. Des Weiteren besteht die Möglichkeit, Bäume durch Holzeinschlag oder Störungen aus der simulierten Fläche zu entnehmen.

Durchführung der Schritte in R für die Parametrisierung und MesoFON Optimierung:

<http://jgap.sourceforge.net/#documentation> und  
<https://mathewjhall.wordpress.com/2013/02/18/jgap-default-initialisation/>

Mithilfe der Schätzungen der Startparameter wurde ein in Java integrierter Optimierer (MesoFONModelOptimizer.java und MesoFONModelRunner.java), der auf dem genetischen Algorithmus basiert verwendet. Dazu wurden die Waldeigenschaften wie die Verjüngungsentwicklung der Fläche KATa anhand der Felddaten im zeitlichen Verlauf der letzten 16 Jahre in verschiedenen Variationen simuliert (Abbildung 24). Anhand des Alters der gemessenen Jungpflanzen werden diese in der Simulation schrittweise etabliert und der Oberstand und die Durchforstung während dieser Zeit realistisch modelliert. Der Optimierer sucht hier die beste Parameterkombination aus einem definierten Parameterbereich von 100 verschiedenen Kombinationen aus. Hierfür werden jeweils zwei Paare miteinander verglichen und die beste Kombination berechnet (vgl. Tabelle 8, optimierte Werte).



**Abbildung 24.** Bestandesstruktur der Fläche KATa, die als Grundlage für die Parameteroptimierung dient

---

### 3.3 Bildauswertung

Die Abbildung 25 zeigt die unterschiedlichen jahreszeitlichen Aspekte bei den Befliegungen vor der Vegetationsperiode (links) und im Hochsommer 2016 (rechts) auf der Fläche DAN. Es ist gut zu erkennen, wie sich die Bodenvegetation innerhalb nur weniger Monate wieder auf der Fläche ausgebreitet hat. Diese Bilder zeigen aber auch ganz eindeutig die Grenzen der Luftbildanalyse, da sehr kleine verjüngende Pflanzen nur schwer aus den Bilder extrahiert und teilweise mit der Bodenvegetation verwechselt werden können.



**Abbildung 25:** Zeigt exemplarisch die Aufnahmen der Befliegung für die Untersuchungsfläche DAN, die durch eine vollflächige Bodenbearbeitung gekennzeichnet ist. [(links) Aufnahmezeitpunkt April 2016, (rechts) Aufnahmezeitpunkt Juni 2016]

Die abgebildeten Aufnahmen zeigen keine ausreichende Genauigkeit, da die Aufnahmen über den Baumkronen aufgenommen wurden und es zu Überlagerungen durch die Altbaumkronen kommt. Deswegen wurde mithilfe manueller Flugsteuerung zwischen den Baumkronen geflogen und Aufnahmen in relativ niedriger Höhe < 5 m umgesetzt. Dadurch werden nur Teile der Fläche abgebildet und es ist wichtig, diese Einzelaufnahmen automatisch zusammensetzen. Das verwendete Programm 'AutoStitch' bietet diese Möglichkeit. Am Beispiel einer bisher noch nicht terrestrisch erfassten Fläche, konnte die Gesamtfläche aus den Einzelbildern mit einer höheren Auflösung realistisch zusammengesetzt werden.



**Abbildung 25.** Möglichkeiten der Bildanalyse am Beispiel der Fläche BRE\_2: (links) Einzelaufnahme der Gesamtfläche aus 25 m Höhe; (mittig) Einzelaufnahme einer Ecke der Fläche in ca. 5 m Höhe und (rechts) automatisch zusammengesetzte Fläche aus den Einzelaufnahmen mithilfe der Software 'AutoStitch'

---

Es gibt aber auch Beispiele, wo die Zusammensetzung der Einzelbilder nicht funktioniert hat (siehe Abbildung 26). Hier hat die automatische Bildverarbeitung die Nachbarbilder nicht richtig zuordnen können. Aus der ursprünglich quadratischen Untersuchungsfläche ist somit ein Streifentransekt entstanden. Um die Qualität der automatischen Bildverschneidung zu erhöhen, wäre eine vorbereitende manuelle Bearbeitung der Aufnahmen notwendig, welche sehr zeitintensiv ist.



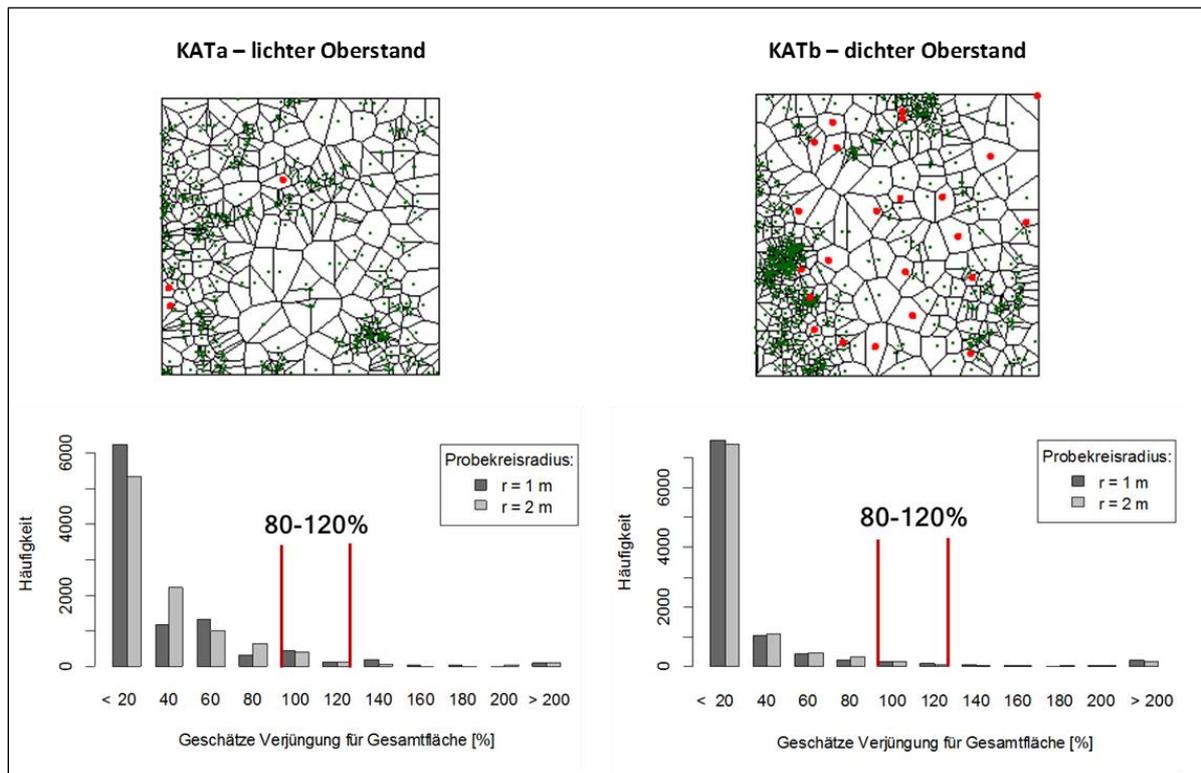
**Abbildung 26.** Fehlgelagerter Versuch für die automatische Bildzusammensetzung für die Untersuchungsfläche TEM, da hier außerdem mit Teleskopstange gearbeitet werden musste.

Auf Grundlage der Einzelbilder und auch anhand der Beispiele für gut zusammengefügte Aufnahmen mithilfe des Programms 'AutoStitch' ist es möglich, die Fotografien hinsichtlich der Naturverjüngung und anderer struktureller Eigenschaften zu untersuchen. Als ein erster Schritt wurde mit einer manuellen **Digitalisierung** versucht, einzelne Bestandeskomponenten zu analysieren.

### 3.4 Verwendung der terrestrischen Vollaufnahmen für Verjüngungsinventuren

Das geklumpte Auftreten der Verjüngung stellt eine besondere Herausforderung bei der Einschätzung der Verjüngungsdichten und der Entwicklung der Verjüngungspflanzen auf der Fläche dar. Aus diesem Grund wurden vier unterschiedliche Inventurmethode getestet: 1) quadratische Einzelplot, 2) ein Streifentransekt, 3) Quadratische Eckplots und 4) Raster, die in 15 Schritten in den Flächenanteilen erhöht wurden (siehe Abschnitt 2.3). Für die Vergleichbarkeit mit der Verjüngungsinventur der BWI<sup>3</sup> wurden der Flächenanteil der dort vorgesehenen Verjüngungsprobekreise auf die Untersuchungsplots KATa und KATb (30 x 30 m ohne Bodenbearbeitung) übertragen und die Trefferquote von 10.000 wiederholten, zufällig im Raum verteilten Berechnungen ermittelt. Abbildung 27 zeigt im oberen Bereich die räumliche Anordnung der einzelnen Verjüngungspflanzen mit den jeweils kalkulierten Standräumen aus den Tessellationsberechnungen. Im Unteren Teil der Grafiken befindet sich die Häufigkeitsverteilung der geschätzten Anteile der Verjüngung für die 10.000 Berechnungen, d. h. die x- Achse stellt den berechneten prozentualen Anteil der Verjüngung, im Vergleich zu der im Feld aufgenommenen tatsächlichen Verjüngungsdichte dar. In den Histogrammen wurde ein Bereich von 80-120 % markiert, der als repräsentativ für einen guten Schätzbereich gilt. Hierbei ist deutlich zu erkennen, dass eine gut getroffene Schätzung leider nur relativ selten vorkommt. Die

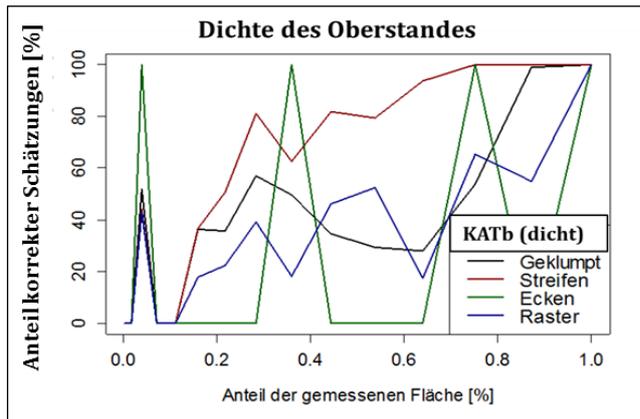
Anzahl der Verjüngung wird zum größten Teil unterschätzt, d. h. anhand der empirischen Erhebungen ist belegt, dass tatsächlich weitaus höhere Verjüngungsdichten auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen wurden. Mit zunehmender Aggregation der Verjüngung, was auf Fläche KATb ausgeprägter ist als auf 1 KATa, nimmt der Anteil der korrekt geschätzten Verjüngungsanteile ab.



**Abbildung 27.** Darstellung der Tessellationsberechnungen (Standraum der Einzelpflanzen) für die Untersuchungsflächen KATa und KATb kombiniert mit den Häufigkeitsverteilungen für die geschätzte relative Verjüngungsdichte für die Probekreisvarianten  $r = 1\text{ m}$  und  $r = 2\text{ m}$  in Anlehnung an die  $BWI^3$

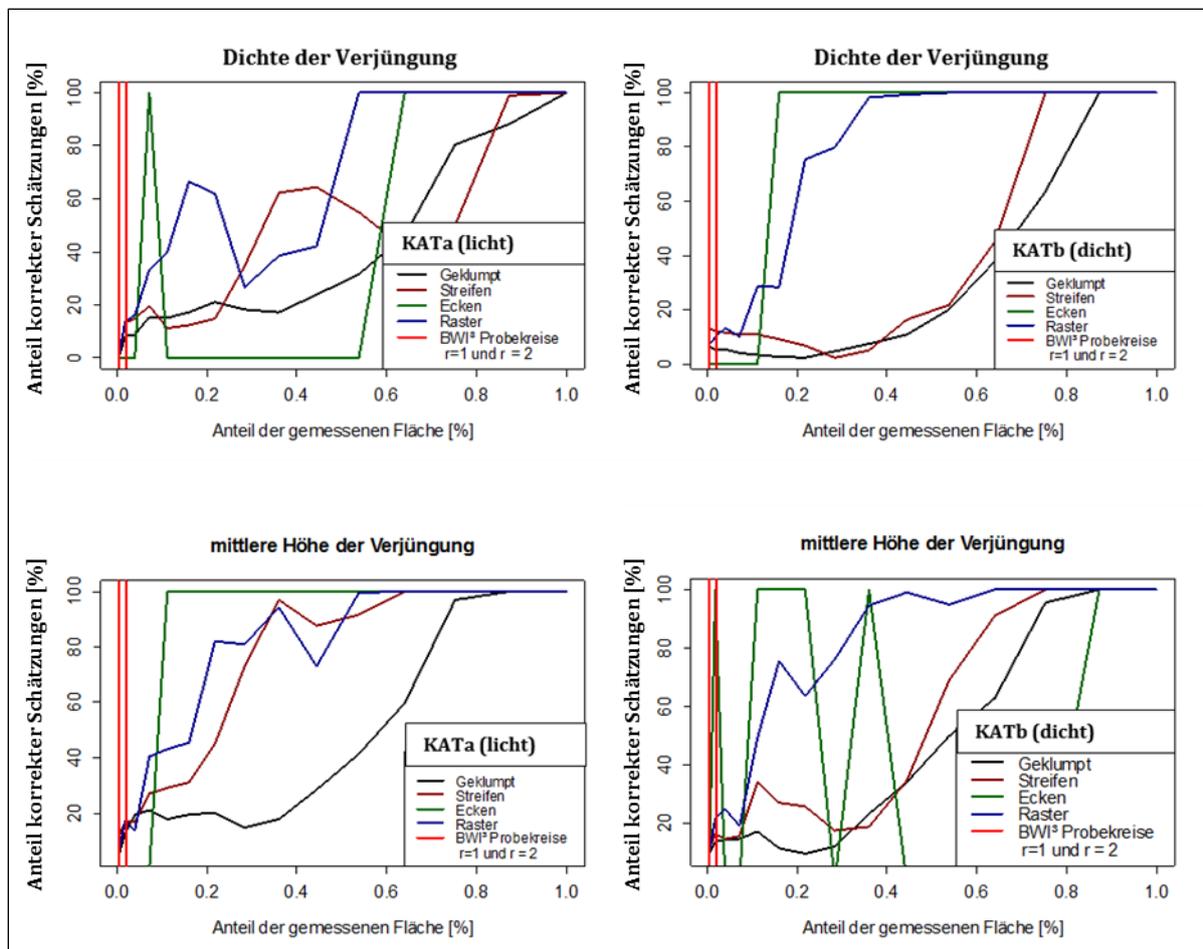
### 3.4.1 Vergleich der unterschiedlichen Inventurverfahren

In einem ersten Schritt wurde der Anteil der empirischen Messungen des Oberstandes von der Fläche KATb unter Schirm betrachtet, um einen Eindruck über die verschiedenen Inventurverfahren bei einer relativ regelmäßigen Anordnung der Individuen zu erhalten (Abbildung 28). Als korrekt geschätzter Anteil wurde ein Bereich von 90 - 110 % Abweichung von der tatsächlichen Anzahl der Individuen definiert. Auf der x-Achse sind Flächenanteile der Inventurverfahren aufgezeigt, die in 15 Schritten je Design erhöht wurden. Ein Flächenanteil von 1,0 entspricht somit der Beprobung der gesamten Versuchsfläche. Das Inventurdesign mit der Beprobung der Tract-Ecken ist immer identisch, da die Eckenplots bei den Wiederholungen aufgrund der Definition nicht zufällig im Raum verteilt wurden. Dadurch fluktuiert der Verlauf der Linie sehr stark zwischen 0 % und 100 %. Anhand der unterschiedlichen Verläufe in der Grafik kann man erkennen, dass die Variante des Streifentranssekts das geeignetste Inventurdesign für die relativ regelmäßige Anordnung des Oberstandes ist. Ab einem gemessenen Flächenanteil von ca. 25 % werden bis zu ca. 80 % Altbaumdichten korrekt geschätzt.



**Abbildung 28.** Genauigkeit der verschiedenen Inventurdesigns für den Anteil der korrekten Schätzungen in einem Bereich von 90 - 110 % Abweichung zur tatsächlichen Altbaumdichte auf der Fläche KATb

Hinsichtlich der Schätzung aggregierter Naturverjüngungsverteilungen erweist sich die Anwendung von Rastern und Transektstreifen als besonders vorteilhaft, so dass bei einer Flächenabdeckung mit empirischen Erhebungen von 30 %, die Verjüngungsdichte etwa zu 80 % korrekt geschätzt wird.



**Abbildung 29.** Gegenüberstellung des Anteils korrekt geschätzter Verjüngungsdichten (*oben*) und mittlerer Höhen (*unten*) in der Verjüngungsschicht für die Untersuchungsflächen KATa (*links*) und KATb (*rechts*). Die vertikal verlaufenden roten Linien stellen den Flächenanteil der Verjüngungsprobekreise nach BWI<sup>3</sup> mit 1 m bzw. 2 m Radius dar.

Auf der Fläche KATb, die eine sehr starke Klumpung der Naturverjüngung im linken Flächenbereich aufweist, werden ähnlich gute Ergebnisse wie für KATa erst ab einem betrachteten

---

Flächenanteil von ca. 50 % erzielt. Das geklumpte Inventurdesign, aber auch die Streifentransekte stellen auf beiden Untersuchungsflächen die schlechtere Wahl dar. Die roten vertikalen Linien in der Abbildung 29 kennzeichnen den Anteil der gemessenen Fläche nach dem Vorgehen der BWI<sup>3</sup> als Probekreise mit je 1 m und 2 m Radius. Hier kann man sehr deutlich erkennen, dass die Probekreise nur einen äußerst geringen Anteil der gesamten Untersuchungsfläche abbilden. Dementsprechend ist der Anteil der korrekt gemessenen Anzahl der Verjüngungspflanzen sehr gering, d. h. diese Probekreise können praktisch keine Aussage über die tatsächliche Verjüngungsdichte auf der Fläche liefern. Bei der Analyse des Inventurdesigns für die Schätzung der mittleren Höhen von Verjüngungspflanzen (Abbildung 29, untere Darstellungen) zeigt sich auf beiden Versuchsflächen, dass der aggregierte Einzelplot nicht für die Abschätzung geeignet ist. Das Anlegen eines Rasters oder die Untersuchung der Plots an den Trackt-Ecken scheint am erfolgversprechendsten zu sein, aber es ergibt sich kein eindeutiges Bild für das beste Design. Generell ist für die Abschätzung der Verjüngung zu sagen, dass alle getesteten Varianten des Inventurdesigns einen relativ hohen Flächenanteil für korrekte Schätzungen der Verjüngungsdichten auf den Flächen benötigen.

---

## 4 Diskussion

Das Hauptaugenmerk der vorliegenden Untersuchungen liegt auf der Analyse räumlicher Effekte auf die Verjüngung, die durch unterschiedliche waldbauliche Maßnahmen im Altbestand und Verfahren der Bodenbearbeitung beeinflusst werden. Trotz der individuellen Bestandeskonstellationen, soll im ersten Teil der Diskussion eine Einordnung der ermittelten Wachstumsgrößen und soweit möglich, der Vergleich mit anderen Untersuchungen erfolgen. Auf diese Weise ist es möglich den Verjüngungserfolg grundsätzlich zu bewerten. Im zweiten Teil der Diskussion wird auf die explizit-räumlichen Informationen, ihre Bedeutung für die Verjüngungsentwicklung und die damit verbundenen waldbaulichen Konsequenzen eingegangen.

### 4.1 Effekte der Altbestandsdichte – Samenbaumverfahren versus Schirmschlag

Um die Grundannahme zu prüfen, dass waldbauliche Steuerung der Naturverjüngung primär über die **individuelle Ausformung des Altbestandes** zu erreichen ist, wurde die Wahl der drei unterschiedlichen **Stammzahl- bzw. Überschirmungsklassen** (I. > 200 Kiefern/ha, II. 100 bis 150 Kiefern/ha, < 100 Kiefern/ha) getroffen. Umfangreichere Untersuchungen zur Wirkung reiner Kiefernaltbestände, gemessen an Stammzahl, Grundfläche, Bestockungsgrad oder Kronenschluss, liegen für unterschiedliche Regionen und auch Kiefernarten vor (CABI 2002, EISENHAUER et al.2004).

Gemessen an der ursprünglichen Definition von LEHTO (1969), der streng anhand der Stammzahl zwischen Samenbaumverfahren (< 50 Kiefern/ha) und Schirmschlagverfahren (> 50 Kiefern/ha) unterscheidet (ACKZELL 1993), fallen von unseren Untersuchungsflächen (bezogen auf die Altbaumstammzahlen in den Verjüngungsplots) die Flächen KATa, WEB und die beiden Untersuchungsflächen in Schweden (GRA und ROS) in die Kategorie des Samenbaumsystems. Andere Definitionen gehen im Samenbaumverfahren von nur 2 bis 25 Altkiefern pro Hektar aus (HORTON & BEDELL 1960, HORTON 1962). Nach BARNETT & BAKER (1991) liegen die Stammzahl im Altbestand für das Samenbaumverfahren der Gelb-Kiefer (*Pinus echinata*) und Sand-Kiefer (*Pinus clausa*) zwischen 50 und 125 Altbäume pro Hektar. Für Weihrauch-Kiefer (*Pinus taeda*) und *Pinus elliottii* gibt es eine differenziertere Festlegung der Samenbaumzahlen pro Hektar in Abhängigkeit vom BHD, so dass etwa 74 Kiefern/ha belassen werden, wenn der BHD um 25 cm liegt, aber nur 25 Kiefern/ha bei einem BHD von 46 cm. Hier deutet sich bereits an, dass vor allem auch die Vitalität und Dimension des Einzelbaumes über die Anzahl der Samen- oder Schirmbäume entscheidet (WAGNER 2008). Bezogen auf die vorliegenden Untersuchungsflächen lassen die entscheidenden Altbaumkenngrößen BHD und Kronenausdehnung (vertikal und horizontal) der Flächen DAN, TEM und NEF auf ein entsprechend hohes Potenzial zur Fruktifikation schließen, das sich unabhängig von der Altbaumdichte und Bodenbearbeitung auch in den Verjüngungsdichten wiederfindet (siehe auch Abschnitte 3.1.1 und 3.1.2). Die Untersuchungsflächen KATb, NEF, BRE, TEM und DAN stellen gemäß den Dichteabstufungen im Altbestand eher Varianten des Schirmschlagverfahrens dar. Die starre Abgrenzung der

---

Verfahren anhand der Stammzahl zeigt in der praktischen Umsetzung tatsächlich fließende Übergänge und Modifikationen, je nach standörtlichen Gegebenheiten und zu erwartendem Fruktifikationspotenzial der Altbäume (siehe auch Abschnitt 5, Abbildung 35). Nach PUKKALA et al. (2010) liegen die Stammzahlen für das Samenbaumverfahren und den Schirmschlag in den meisten Fällen zwischen 50 und 200 Altbäumen pro Hektar.

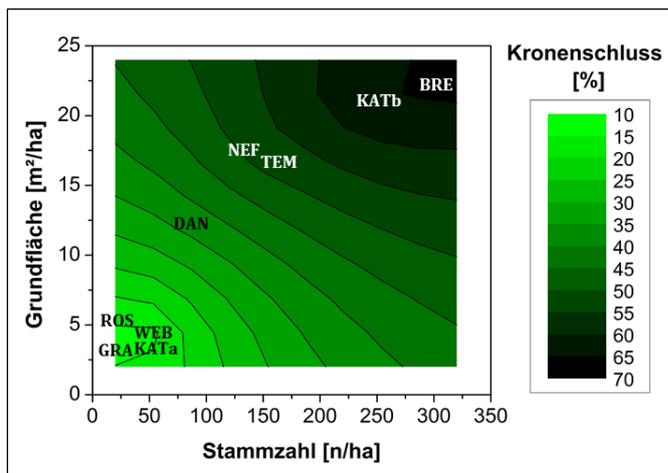
Der **theoretische Hintergrund für die Abgrenzung der beiden Hiebsarten und Verjüngungssysteme** war ursprünglich eng mit den waldbaulichen Zielsetzungen und der Verjüngungsplanung in Kiefernbeständen verbunden. Wie bereits in der Einleitung kurz dargestellt, strebt die optimale Umsetzung des Kiefern Samenbaumverfahrens nach der Kombination maximaler Nutzungsabschöpfung im Altbestand, sehr kurzen Verjüngungszeiträumen und auflaufender Kiefern naturverjüngung in ausreichender Dichte. Das Samenbaumverfahren kann aus Sicht der waldbaulichen Verjüngungsplanung als Entscheidung mit einem vergleichsweise hohen Risikopotenzial angesehen werden. Bei ausbleibender Naturverjüngung besteht meist bereits nach kurzer Zeit die Notwendigkeit künstlicher Verjüngungsverfahren, wenn die wenigen belassenen Altbäume ihre Vitalität und das daran geknüpfte Fruktifikationspotenzial nicht aufrechterhalten können oder eine schnelle Entwicklung der Begleitvegetation eintritt (KARLSSON 2001). Der waldbauliche Handlungsspielraum zur Steuerung des Verjüngungswachstums über die wenigen verbliebenen Samenbäume ist ebenfalls als gering einzuschätzen. Das Schirmschlagverfahren garantiert hingegen den ausreichenden Sameneintrag, bietet günstige mikro-klimatische Bedingungen für die Naturverjüngung und reduziert zugleich das Wuchspotenzial konkurrenzstarker Begleitvegetation. Theoretisch lassen sich die Verjüngungszeiträume in Schirmschlagsystemen strecken. Durch die Beteiligung eines größeren Samenbaumpools erweist sich die genetische Variation der Verjüngungspflanzen als höher und somit günstiger hinsichtlich der Resistenz und Resilienz gegenüber biotischen und abiotischen Einflüssen (YAZDANI & LINDGREN 1992, ASPE 2009). Über die Beteiligung mehrerer Samenjahre steigt in Schirmschlagsystemen zudem die Wahrscheinlichkeit für die Etablierung mehrjähriger, strukturierter Naturverjüngung und birgt ein geringeres Risiko bezüglich des vollständigen Ausbleibens der Verjüngung.

Betrachtet man die ermittelten Kenngrößen der Verjüngung allein vor dem Hintergrund der Stammzahlen im Altbestand, wird sehr schnell deutlich, dass die Altersverteilung der Verjüngungspflanzen kein unmittelbarer Weiser für strukturelle Heterogenität als Folge der Altbestandsdichte ist. Insbesondere der unmittelbare Vergleich zwischen den Flächen KATa und KATb, die den stärksten Kontrast zwischen den Stammzahlen im Oberstand repräsentieren, ergibt keinen Unterschied im Altersspektrum der Verjüngungspflanzen. Auch für die ältere Verjüngungsfläche in Schweden, die dem Samenbaumverfahren entspricht, hat sich eine deutliche Altersspanne in der Verjüngung ergeben, die nicht mit den Ausgangsbedingungen (vgl. dazu DAN und GRA nach nur ein- bis zweijährigem Entwicklungszeitraum) und den theoretischen Darstellungen zum Samenbaumverfahren übereinstimmt. Ebenso wenig lassen sich für die ausgewählten Untersuchungsflächen eindeutige Zusammenhänge zwischen der Verjüngungsdichte und der Stammzahldichte im Altbestand herstellen, auch wenn die Bodenbearbeitung und das Alter der Verjüngungspflanzen Berücksichtigung finden. Wie bereits

---

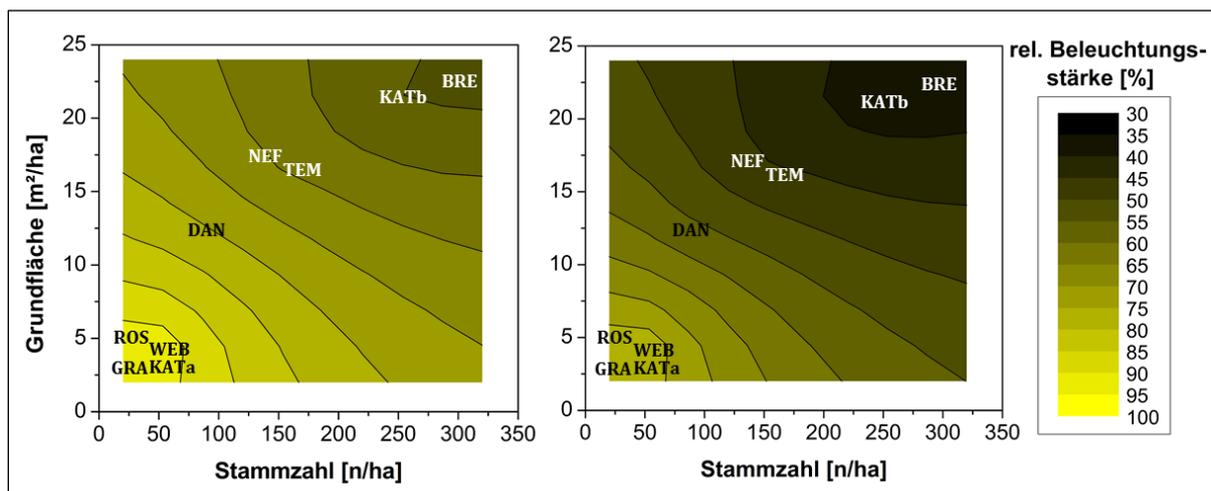
beschrieben, erweist sich der Einfluss der Bodenbearbeitung auf die absolute Dichte der Verjüngung offensichtlich als stärkeres Steuerungsinstrument als der ausgewählte Dichtegradient des Oberstandes. Dies entspricht den Ergebnissen der Untersuchung von KARLSSON (2001), der ebenfalls in einem gezielten Bestandesexperiment in Schweden, in seinem Vergleich zwischen vier verschiedenen Stammzahldichten der Altbestände (Kahlschlag bis 275 Kiefern/ha), keine Unterschiede in der Verjüngungsdichte der Kiefer nachweisen konnte. Dies galt zudem bei Berücksichtigung der beiden Kategorien der Bodenbearbeitung. Im Vergleich dazu weist EISENHAUER (2004) auf Z1-Standorten einen kontinuierlichen Rückgang der Verjüngungsdichte mit der Auflichtung des Altbestandes nach (Stammzahlen zwischen 800 Kiefern/ha bis zur vollständigen Entnahme der Altbäume). Der Autor kann jedoch auch den gegenläufigen Trend für jene Flächen belegen, auf denen über alle Stammzahlvarianten hinweg eine Bodenbearbeitung durchgeführt wurde. Damit bestätigt sich der positive Effekt der Bodenbearbeitung, vor allem für jene Flächen, auf denen mit der zeitnahen Etablierung starker Konkurrenzvegetation zu rechnen ist (BOLTE 1996, ALEKSANDROWICZ-TRZCIŃSKA et al. 2014). Die Steuerung der absoluten Verjüngungsdichte durch die Stammzahlen im Altbestand wirkt somit indirekt und betrifft bei ausreichender Samenproduktion des Einzelbaumes vielmehr die Steuerung der potenziell dominanten Begleitvegetation (NESS 2004).

Neben der absoluten Verjüngungsdichte beeinflusst die **Altbestandsdichte** auch langfristig das **Wuchspotenzial** der Verjüngung über die Steuerung von Licht- und Wasserverfügbarkeit (DOHRENBUSCH 1997, ANDERS et al. 2002). In dieser Hinsicht entfalten unterschiedliche Altbestandsdichten auch ein unterschiedliches Konkurrenzniveau gegenüber der Verjüngung. Die Reduktion der Strahlungsverfügbarkeit in Abhängigkeit von Stammzahl, Grundfläche oder Kronenschluss wurde für Kiefernaltbeständen u. a. von DOHRENBUSCH (1997), EISENHAUER et al. (2004), KÖHLER (2004), SONOHAT et al. (2004) und KLAWITTER (2016) untersucht. Die Reaktion der Verjüngungspflanzen auf eine höhere Altbestandsdichte und damit verbundene Reduktion der Strahlungsverfügbarkeit zeigt sich besonders deutlich in der Höhenentwicklung, Biomasseproduktion, Vitalität und dem Schlankheitsgrad (siehe auch Abschnitt 4.2). Um die Ursachen-Wirkungsbeziehungen nicht nur analysieren, sondern auch praktisch nutzen zu können, z. B. Altbestandskonstellation und die daraus resultierende Lichtverfügbarkeit, müssen diese Wechselbeziehungen quantifizierbar sein. In Abbildung 30 ist der Zusammenhang zwischen den Altbestandskenngrößen Stammzahl und Grundfläche in dem Bereich dargestellt, der durch die neun Untersuchungsflächen repräsentiert ist. Zusätzlich erfolgte die Anpassung des Kronenschlusses anhand der Modellannahmen von DOHRENBUSCH (1997), so dass die entsprechenden Kenngrößen für alle Untersuchungsflächen vorliegen. Hinsichtlich der weiteren waldbaulichen Planung verjüngungsfördernder Eingriffe kann, insbesondere für die dichter bestockten Flächen BRE und KATb, die grundsätzliche Wirkung einer fortschreitenden Stammzahlreduktion oder Grundflächenabsenkung für den Kronenschluss eingeschätzt werden. Außerdem ergibt sich über die hier untersuchten Altbestandskenngrößen und die Darstellung des Verjüngungserfolges die Möglichkeit, das bisher umgesetzte Vorgehen einzuordnen und gegebenenfalls gezielter zu steuern.



**Abbildung 30.** Zuordnung der Untersuchungsflächen gemäß den gemessenen Altbestandsgrößen Stammzahl [n/ha] und Grundfläche [m<sup>2</sup>/ha] im Verhältnis zum Kronenschluss [%] nach dem Modellansatz von DOHRENBUSCH (1997)

Eine weitere wichtige Kenngröße, die sich aus den Eigenschaften der Altbestände ableitet, ist die Lichtverfügbarkeit. In den nachfolgenden Darstellungen (Abbildungen 31) ist der Zusammenhang zwischen Stammzahl, Grundfläche und der unter dem Altbestand vorherrschenden relativen Beleuchtungsstärke dargestellt.



**Abbildung 31.** Zuordnung der Untersuchungsflächen gemäß den gemessenen Altbestandsgrößen Stammzahl [n/ha] und Grundfläche [m<sup>2</sup>/ha] im Verhältnis zur relativen Beleuchtungsstärke [%] nach den Modellansätzen von (links) DOHRENBUSCH (1997) und (rechts) SONOHAT et al. (2004)

Da im Rahmen der vorliegenden Untersuchung bisher keine Strahlungsmessungen durchgeführt wurden, folgen die dargestellten Zusammenhänge den Modellansätzen von DOHRENBUSCH (1997) und SONOHAT et al. (2004). Beide Untersuchungen sind hinsichtlich der stammzahl- und grundflächenabhängigen Beeinflussung der relativen Beleuchtungsstärke zu vergleichbaren Relationen gelangt. Allerdings weisen die zugrundeliegenden Modellfunktionen einen Unterschied in der Schätzung der relativen Beleuchtungsstärke zwischen 10 bis 15 % auf. Das Modell von SONOHAT et al. (2004) basiert auf der morphologischen Kenngröße des LAI (Blattflächenindex) für *P. sylvestris*, wurde jedoch erfolgreich über Strahlungsmessungen validiert. Nach den dargestellten Modellannahmen ist davon auszugehen, dass die als „licht“ bezeichneten Untersuchungsflächen des Samenbaumverfahrens (KATa, WEB, GRA, ROS) eine relative Beleuchtungsstärke im Bereich von 82 % bis 96 % aufweisen. Auf der Fläche DAN liegt der Anteil der relativen Beleuchtungsstärke zwischen 55 % und 75 %, während die Flächen NEF und

---

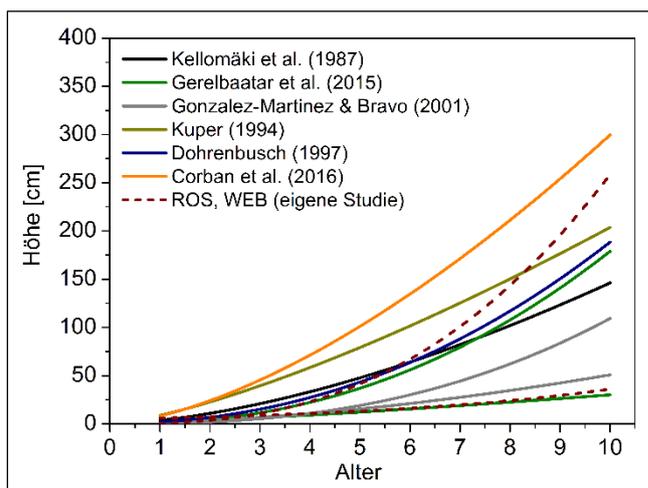
TEM zwischen 45 % und 65 % erreichen. Auf den stammzahlreichsten Untersuchungsflächen KATb und BRE ist von einer verjüngungsverfügbaren relativen Beleuchtungsstärke von 35 % bis etwa 50 % auszugehen. Anhand dieser Kenngrößen lässt sich das vorgefundene Entwicklungspotenzial und das Wachstum der Verjüngung besser beurteilen und mit anderen Untersuchungen vergleichen (siehe Abschnitt 4.2). Ähnliche Modelle ließen sich u. a. zur Wasserverfügbarkeit und Interzeption anhand der Daten von Müller (in: ANDERS et al. 2002) erstellen.

## 4.2 Wachstum und Entwicklung der Kiefernaturverjüngung – Altbestandsdichte versus Bodenbearbeitung

In die grundsätzliche Einschätzung des Verjüngungserfolgs bei der Anwendung natürlicher Verjüngungssysteme fließen Angaben zum **Wachstum**, zur Verjüngungsdichte und zur räumlichen Verteilung der Verjüngung ein (HAFEMANN & STÄHR 2007). Dabei gilt es auch die standörtlichen bzw. klimatischen Gegebenheiten und den Aufwand zur Verjüngungsetablierung (z. B. Bodenbearbeitung) zu berücksichtigen. Obwohl die untersuchten Bestände sehr individuelle Eigenschaften aufweisen, können für einige Kenngrößen allgemeine Aussagen abgeleitet werden. Dies gilt vorrangig für jene Untersuchungsflächen, deren Verjüngungspflanzen ein deutliches Altersspektrum aufweisen. Für die sehr jungen (ein- bis zweijährig) und gleichaltrigen Verjüngungspflanzen der Untersuchungsflächen DAN und GRA lassen sich zum gegenwärtigen Zeitpunkt nur bedingt Wachstumsprognosen ableiten. Mithilfe der erstellten Wachstumfunktionen (siehe Abschnitt 3.1.2) für eine Altersspanne der Verjüngungspflanzen von 10 Jahren lässt sich das Wuchspotenzial der Naturverjüngung vergleichen und einordnen. Klassische waldwachstumkundliche Erhebungen können für diese Betrachtungen selten herangezogen werden, da die Entwicklung der Baumarten hier meist erst ab einem Alter > 15 Jahren über charakteristische Kenngrößen (z. B. BHD, Höhe) erfolgt (DEGENHARDT 2000, LOCKOW 2004, MAGNANI et al. 2009).

Bezogen auf die hier untersuchten Kiefernbestände sind aufgrund der **regionalklimatischen Einflussfaktoren** vor allem zwischen den Flächen des Landes Brandenburg und den beiden Untersuchungsflächen in der Provinz Västerbotten (Schweden) erhebliche Wachstumsunterschiede zu erwarten gewesen. Diese Unterschiede zeigen sich deutlich in der Höhen- und Durchmesserentwicklung der Verjüngungspflanzen. Doch auch für Regionen Skandinaviens ist, je nach standörtlichen Gegebenheiten ein besseres Verjüngungswachstum möglich als es auf den von uns ausgewählten Flächen vorlag. KELLOMÄKI et al. (1987) haben ebenfalls aus finnischen Untersuchungen eine Wachstumfunktion für die Höhenentwicklung der Kiefernaturverjüngung in den ersten 10 Jahren abgebildet. Diese unterstellt, dass nach fünfjähriger Entwicklung eine Höhe von etwa 0,5 m und nach 10 Jahren Höhen von 1,4 m erreicht werden. Nach MIKOLA (1965) können natürlich verjüngte Kiefern an der nördlichen Waldgrenze Skandinaviens mit 10 Jahren lediglich ein Höhenwachstum 0,25 m realisieren.

Die vorliegende Auswertung belegt eindrucksvoll die Steuerung des Anstiegs im **Höhenwachstum in Abhängigkeit von der Dichte des Altbestandes**. Verjüngungspflanzen deren Übershirmungssituation als dicht eingestuft wurde, realisieren nach zehnjähriger Entwicklung weniger als die Hälfte des Höhenwachstums der Verjüngungspflanzen unter lichtem Schirm. Diese enormen Wachstumsunterschiede sind bekanntlich charakteristisch für das Verjüngungswachstum von Baumarten mit geringer Schattentoleranz (CARLISLE & BROWN 1968). Für den absoluten Vergleich des Höhenwachstums kann u.a. die Untersuchung von DOHRENBUSCH (1997) herangezogen werden. Auch in dieser Untersuchung wird nach 10 Jahren und je nach Situation der Übershirmung ein vergleichbares Höhenwachstum mit Werten zwischen 1,80 m und 2,80 m von den Verjüngungspflanzen geleistet. Bei einem Kronenschlussgrad von 80 % erreichten die sechsjährige Verjüngungspflanzen in der Untersuchung von DOHRENBUSCH (1997) etwa eine Höhe von 0,3 m, während ein Kronenschluss von weniger als 5 % etwa zu einem Höhenwachstum von 1,15 m geführt hat. Diese Differenzierung durch die Übershirmung des Altbestandes und somit die Lichtverfügbarkeit setzt bei der Kiefer nach Untersuchungen von LYR et al. (1965) und KARLSSON (2001) bereits mit der Keimlingsentwicklung ein. Nach GAUDIO et al. (2011) kann die Höhenentwicklung der Kiefernaturverjüngung zu 78 % über das Zusammenwirken von Alter und Lichtverfügbarkeit erklärt werden. SEWERNIAK (2016) belegt für die Naturverjüngung der Kiefer auf Dünenstandorten ärmster Trophie (Polen), dass die Verjüngungspflanzen hier im Alter von 10 Jahren ohne Übershirmung im Mittel eine Höhe von 2 m erreichen. GERELBAATAR et al. (2015) haben in ihren Untersuchungen zur Höhenentwicklung der Kiefernaturverjüngung (Mongolei) nach unterschiedlich starken Eingriffen im Oberstand ebenfalls Wachstumsgrößen nachgewiesen, die mit der vorliegenden Untersuchung vergleichbar sind. Die Stammzahl im Altbestand reichte hier von 28 bis 425 Kiefern pro Hektar und führte nach 10jähriger Entwicklung zu absoluten Höhenwerten in der Verjüngung zwischen 1,8 m bzw. 0,4 m.



**Abbildung 32.** Vergleich der Funktionen zur Höhenentwicklung der Kiefernaturverjüngung aus unterschiedlichen Studien (Für die eigene Untersuchung wurden die Flächen mit dem geringsten [ROS] und größten Höhenwachstum [WEB] ausgewählt.)

Ähnliche Resultate weist die Untersuchung von GONZÁLEZ-MARTÍNEZ & BRAVO (2001) für spanische Kiefernwälder auf, die je nach Grundfläche des Oberstandes (zwischen 1,2 und 16,8 m<sup>2</sup>/ha), Höhenlage und Exposition nach 10 Jahren Höhen für die Kiefernaturverjüngung zwischen 0,4 und 1,25 m ermittelt haben. KUPER (1994) hat ebenfalls umfangreiche Aufnahmen

---

zur Kiefernaturverjüngung in den Niederlanden durchgeführt. Der Autor bestätigt erneut die starke Abhängigkeit zwischen Altbestandsüberschirmung und Verjüngungswachstum. In der genannten Untersuchung erreicht das Höhenwachstum der Kiefernaturverjüngung im Alter von 5 Jahren Werte zwischen 0,5 und 1,5 m sowie zwischen 1,6 und 2,6 m nach 10jähriger Entwicklung. Schließlich haben COBAN et al. (2016) für die Kiefernorkommen in den Hochlagen der Türkei eine unmittelbare Verknüpfung zwischen Altbestandsdicke, Exposition der Flächen in Hangbereichen und dem daraus resultierenden Höhenwachstum der Verjüngung herstellen können. Auch in dieser Untersuchung erreichen die Verjüngungspflanzen im Alter von 10 Jahren Höhen zwischen 0,6 m und 1,7 m. Standortsbedingte Wachstumsunterschiede der Verjüngungspflanzen werden weitaus seltener thematisiert und sind auch in den Gegenüberstellungen für die Flächen im Norden und Süden des Landes Brandenburg nicht nachweisbar. Häufig beschrieben werden jedoch deutliche Unterschiede bei auftretenden Trockenperioden oder durch die indirekte Wirkung des Standortes über das Auftreten konkurrenzstarker Begleitvegetation (BØRSET 1965, KUPER 1994, HAFEMANN & STÄHR 2007, RUMPF et al. 2015).

Bezieht man die genannten Untersuchungen in die Bewertung der Verjüngungsentwicklung ein, wird einerseits deutlich, dass etwa ab einem Alter von 5 Jahren eine starke Differenzierung des **Verjüngungswachstums in Abhängigkeit vom Überschirmungsgrad** einsetzt (vgl. Abbildung 32. Folglich weisen Verjüngungspflanzen unter lichter bis lockerer (Stammzahlen < 150/ha) Altbaumüberschirmung eine so starke Wachstumssteigerung auf, dass Verjüngungspflanzen unter dichtem Kronenschluss (Stammzahlen > 200/ha) weit in ihrem Wachstum zurückbleiben. Es ist jedoch schwierig zu beantworten, ob die Reaktionsfähigkeit der Lichtbaumart Kiefer nach zehn- bis zwanzigjähriger Entwicklung noch in adäquater Form auf eine spätere Freistellung reagieren kann. Die entsprechenden Angaben zur frühen Kulmination des Höhenzuwachses reichen unter Berücksichtigung der Standortsbedingungen von 15 bis 30 Jahren (DENGLER 1992, BURSCHEL & HUSS 2003). Um diese Frage sicher beantworten zu können, müssten systematische Versuche angelegt werden, die den Überschirmungszeitraum und die Freistellungsreaktion der Verjüngungspflanzen auf unterschiedlichen Standorten über einen längeren Zeitraum dokumentieren. Mit Blick auf die zahlreichen Bestrebungen und bereits weit zurückreichenden Diskussionen (WIEBECKE 1920, WEIß 1959), reine Kiefernbestände auch dauerhaft vertikal zu strukturieren, wäre ein derartiger Versuchsaufbau sicherlich zielführend.

Während sich für das Wechselspiel zwischen Altbestand und Verjüngungswachstum der Kiefern nach der vorliegenden Untersuchung eine lockere bis lichte Überschirmung als vorteilhaft erweist, ist für die **Wirkung des Altbestands auf die Verjüngungsdichte** der Kiefer kein entsprechender Zusammenhang nachweisbar. Auch auf den Flächen mit hoher Stammzahl im Altbestand (z. B. KATb) etablieren sich ohne Bodenbearbeitung geringere Verjüngungsdichten. Im umgekehrten Fall wiesen die Untersuchungsflächen KATa mit etwa 6.000 Pflanzen pro Hektar und WEB mit 13.000 Pflanzen pro Hektar bei identischer Überschirmungssituation und ohne auftretende Bodenbearbeitung sehr unterschiedliche Verjüngungsdichten auf. Als ausschlaggebend für die Verjüngungsdichte erweist sich auf Flächen ohne Bodenbearbeitung die Artenzusammensetzung und der Deckungsgrad der Begleitvegetation, wie sich u. a. in den Untersuchungen von DOHRENBUSCH (1997), EISENHAEUER et al. (2004) und HAFEMANN & STÄHR

---

(2007) gezeigt hat. Der Aspekt der Begleitvegetation war nicht unmittelbarer Gegenstand der vorliegenden Untersuchung. Es kann dennoch festgestellt werden, dass auf den Flächen KATa und KATb mit den geringsten Verjüngungsdichten eine nahezu flächige Dominanz der Vaccinium-Arten (Blau- und Preiselbeere) vorhanden war, deren verjüngungshemmende Wirkung z. B. von KUPER (1994), HILLE & DEN OUDEN (2004) und KÖHLER (2004) beschrieben wurde. Die rein quantitative Betrachtung der ermittelten Verjüngungsdichten belegt, unter Berücksichtigung des jeweiligen Altersspektrums auf allen untersuchten Flächen, gute bis sehr gute Ausgangsbedingungen, wenn Zielformulierungen zur angestrebten Verjüngungsdichte von etwa 8.000 bis 10.000 Pflanzen pro Hektar zugrunde gelegt werden (MÜLLER 2000, LUTHARDT 2004, MLUR 2004). Unter natürlichen Bedingungen und ohne Störungen des Oberbodens und der Vegetation sind mittlere Verjüngungsdichten zwischen 3.000 und 31.000 Pflanzen pro Hektar möglich (POSSELT et al. 2011). In einer aktuellen Studie der zehnjährigen, komplexen Versuchsanlage im Revier Rarangsee (Landeswaldoberförsterei Groß Schönebeck), die Etablierungsvarianten der Kiefernverjüngung betreffend, hat KLAWITTER (2016) für die Variante mit natürlicher Verjüngung und ohne Bodenbearbeitung mittlere Verjüngungsdichten von 1.400 Pflanzen pro Hektar (bzw. maximal 5.000 Pflanzen pro Hektar) ermittelt. Somit sind die von uns vorgefundenen Verjüngungsdichten auf den unbehandelten Untersuchungsflächen durchaus in einem oberen Bereich der Verjüngungsdichte angesiedelt, welcher möglich ist.

Auch in natürlichen Wäldern mit Dominanz der Kiefer fördern Störungen den Verjüngungserfolg der Baumart, auch wenn die Naturwaldforschung in Mitteleuropa kaum auf Referenzen für tatsächliche Naturwaldrefugien ohne menschliche Eingriffe zurückgreifen kann (LEUSCHNER 1994, HEINKEN 2007, 2008, BARBEITO et al. 2009). Entsprechende Untersuchungen in Nord- und Osteuropa belegen jedoch höhere Verjüngungsdichten als Folge von Störungen (z. B. Windwurf) oder natürliche Seneszenz im Altbestand, vor allem aber auch durch das Auftreten von Bodenfeuer mit geringer Intensität (ALTENKIRCH et al. 2002, BEHRENS 2011, PIHA 2011, SIMILÄ & JUNNINEN 2012, ERIKSSON et al. 2013, PIHA et al. 2013, ADÁMEK et al. 2016). Für diese natürlichen Störungen gilt grundsätzlich, dass sich in ihrer räumlichen Ausprägung meist heterogen und kleinflächig sind. Folglich sind auch die räumlichen Verteilungsmuster der daraus resultierenden natürlichen Verjüngung der Lichtbaumart Kiefer in ihrer Ausprägung als heterogen einzuschätzen.

Vor diesem Hintergrund sollte die **Verjüngungssituation der hier untersuchten Kiefernbestände mit Bodenbearbeitung** nicht nur quantitativ, sondern auch qualitativ und schließlich in der räumlichen Ausbildung beurteilt werden. Es konnte gezeigt werden, dass jede der durchgeführten Maßnahmen der Bodenbearbeitung einen positiven Effekt auf die Dichte der Kiefernverjüngung hatte (siehe Abschnitt 3.1.2). Bei einem unmittelbaren Vergleich der Flächen mit ähnlichen Altersstrukturen (z. B. WEB und ROS oder TEM und KATb) lässt sich dieser Effekt der Bodenbearbeitung, unabhängig von der Übershirmungssituation durch den Altbestand, auf das Doppelte bis Fünffache beziffern. Die absoluten Werte der Verjüngungsdichten unterscheiden sich nicht nur aufgrund des Verjüngungszeitraumes, der seit der Etablierung der Bodenbearbeitung vergangen ist, sondern auch hinsichtlich der Flächenanteile, die durch diese Maßnahmen bearbeitet wurden. Insgesamt lässt sich für alle Untersuchungs-

---

flächen mit Bodenbearbeitung und unter Berücksichtigung des mittleren Verjüngungsalters festhalten, dass die Verjüngungsdichten (24.000 bis 199.000 Pflanzen/ha) hoch sind und zum Zeitpunkt der Aufnahme als erfolgreich gelten können. Die nachgewiesenen Verjüngungsdichten entsprechen im Wesentlichen der Aussage von HAFEMANN & STÄHR (2007). Die Autoren gehen davon aus, dass sich über angepasste Bodenbearbeitungsmaßnahmen Verjüngungsdichten zwischen 70.000 und 100.000 Pflanzen pro Hektar etablieren lassen. Für die abschließende Beurteilung der getroffenen Bodenbearbeitungsmaßnahmen bietet sich erneut ein Vergleich mit anderen Untersuchungen an, die ähnliche Bearbeitungstechniken verwendet haben. Die vielfältigen maschinellen Möglichkeiten zur Bodenbearbeitung sind seit geraumer Zeit Gegenstand der Forschung auf dem Gebiet der Kiefern naturverjüngung. Für die Bodenbearbeitung kommen u. a. Aggregate und Maschinen wie Kulla-Kultivator, Streifen-Scharpflug, Scheibenpflug, Bodenfräsen und Mulcher zum Einsatz (KUPER 1994, DOHRENBUSCH 1997, HAFEMANN & STÄHR 2007, POSSELT et al. 2011, ALEKSANDROWICZ-TRZCIŃSKA et al. 2014). Der Flächenanteil, der durch die Anwendung des Kulla-Kultivators bearbeitet wird, liegt bei einem Arbeitsabstand von 2 m bis 3 m zwischen 18 % und 12 % (POSSELT et al. 2011), während es durch die Anlage von Pflugstreifen je nach Arbeitsbreite des Pflugschars und Streifenabstand auf 27 % bis 20 % der Bestandesfläche zur Mineralbodenfreilegung kommt (DOHRENBUSCH 1997). Bei der Anwendung von Pflugstreifen kann sich die exponierte Mineralbodenfläche auf 50 bis 70 % erhöhen, wenn die umgeklappten Bodenbereiche ebenfalls in die Kalkulation einbezogen werden. In der Untersuchung von KUPER (1994) wird durch den Einsatz eines Mulchgerätes ein Flächenanteil von bis zu 40 % bearbeitet.

Bei der Anlage von **Pflugstreifen** als Verfahren mit der höchsten Bearbeitungsintensität und Flächenwirkung sind u. a. von ALEKSANDROWICZ-TRZCIŃSKA et al. (2014) Verjüngungsdichten einjähriger Kiefern von 188.000 pro Hektar beschrieben worden. KUPER (1994) hat ebenfalls nach einjähriger Entwicklung 140.000 Verjüngungspflanzen pro Hektar auf den gepflügten Flächenbereichen nachgewiesen. Die sehr differenzierte Untersuchung von DOHRENBUSCH (1997) hat nach dem ersten Jahr der Entwicklung sogar Verjüngungsdichten zwischen 190.000 und 320.000 Pflanzen in den Flugstreifen pro Hektar ermittelt. Auf den Bereichen, die durch den Pflug aufgeworfen wurden, hatten sich außerdem zwischen 160.000 und 340.000 Pflanzen pro Hektar etabliert. MÖLLER et al. (2008) konnten auf den Flugstreifen ebenfalls etwa 160.000 Verjüngungspflanzen pro Hektar verzeichnen. Insgesamt zeigt sich somit, dass die Verjüngungsdichten für Untersuchungsfläche DAN als repräsentativ für eine flächige Bodenbearbeitung gelten können.

Im Vergleich dazu fallen die Angaben zur **Verjüngungsdichte auf Kulla-Flächen** weitaus heterogener aus. DOHRENBUSCH (1997) hat nach einem Jahr auf unterschiedlichen Bestandesflächen, die mit dem Kulla-Kultivator bearbeitet wurden Verjüngungsdichten zwischen 230.000 und 280.000 Pflanzen in den Mineralboden-Mulden ermittelt, während in den aufgeworfenen Bereichen (Hügel) sogar zwischen 200.000 und 1000.000 Pflanzen vorhanden waren. Dies gilt auch für die Untersuchung von POSSELT et al. (2011), mit Verjüngungsdichten zwischen 11.000 und 309.000 pro Hektar nach einjähriger Entwicklung. KUPER (1994) fand Kulla-Plätze ohne Verjüngung und mit Dichten bis zu 70.000 Pflanzen pro Hektar.

---

**Extensivere Verfahren** wie das **Mulchen, Fräsen** oder **Freischneiden** von Bestandesbereichen, die für eine Kiefernaturverjüngung vorbereitet wurden, ergaben mit Werten zwischen 10.000 bis 23.000 stets geringere Verjüngungsdichten (KUPER 1994, MÖLLER et al. 2008).

Insgesamt lässt sich somit zusammenfassen, dass jede Form der Bodenbearbeitung im ersten Jahr der Verjüngungsentwicklung grundsätzlich zu einer Erhöhung der Verjüngungsdichte geführt hat. Mit höherem **Alter der Verjüngungspflanzen** sinkt die Verjüngungsdichte aufgrund unterschiedlicher Einflussfaktoren (z. B. Konkurrenz, Trockenstress, Lichtmangel), die zur **Mortalität der Pflanzen** führen. Für eine abschließende Bewertung des Verjüngungserfolgs ist die dauerhafte Etablierung der Kiefernaturverjüngung von Bedeutung, deshalb ist die Betrachtung jener Flächen mit älterer Verjüngung entscheidend. Langfristige Untersuchungen zur Dokumentation der Verjüngungsdichten und der Mortalitätsursachen sind jedoch kaum verfügbar, deshalb lassen sich meist nur über die Analyse unechter Zeitreihen entsprechende Rückschlüsse ziehen. Die Untersuchung von ACKZELL (1993) in Schweden stellt in dieser Hinsicht eine Ausnahme dar. Der Autor konnte auf einer Versuchsanlage, die Naturverjüngungs-, Saat- und Pflanzungsparzellen unter Samenbäumen (< 50 Kiefern/ha) und auf Kahlschlagsflächen gegenüberstellt, nach einem Zeitraum von 7 bis 11 Jahren die höchsten Überlebensraten (74 %) für natürlich verjüngte Kiefern in den Samenbaumparzellen belegen. Die durchschnittliche, altersabhängige Reduktion der Verjüngungsdichten in der vorliegenden Untersuchung wurde in Abbildung 11 (S. 29) angedeutet. Aufgrund der unterschiedlichen Ausgangsbedingungen in der Bestandesbehandlung und Bodenbearbeitung lassen sich nur indirekt Aussagen ableiten. Die vorgefundenen Altersverteilungen für die Untersuchungsflächen mit einer größeren Altersspanne der Verjüngung geben zusätzliche Hinweise auf die Entwicklung ursprünglicher Verjüngungsdichten, die durch entsprechende Bestandesbehandlungen initiiert werden konnten. Bereits ältere Untersuchungen belegen für die aufgelaufene Kiefernaturverjüngung im ersten Jahr Mortalitätsraten von bis zu 90 % (VANSELOW 1949). Nach JUNTUNEN & NEUVONEN (2006) entspricht dies der Mortalitätsrate innerhalb der ersten zwei Jahre der Verjüngungsentwicklung. Von besonderer Bedeutung sind in diesem Zusammenhang die bisher bekannten Ursachen und in besonderem Maße betroffenen Mikrostandorte. Um dieser Frage im Detail nachzugehen wurden u. a. von KUPER (1994), DE CHANTAL (2003) und HILLE & DEN OUDEN (2004) Saatexperimente für *P. sylvestris* durchgeführt, die sich intensiv mit der initialen Etablierungsphase im ersten Jahr der Keimung befasst haben. Mit Hilfe unterschiedlicher Ausgangssubstrate und Bodenbearbeitungsszenarien konnte auf diesem Wege nachgewiesen werden, dass die zunächst erreichten Verjüngungsdichten besonders hoch auf den Varianten mit Mineralboden ausfielen. Zugleich traten auf den Mineralbodenvarianten auch die höchsten Mortalitätsraten auf, wenn keine oder eine sehr geringe Altbestandsüberschirmung vorhanden war. Klimatische Extreme auf sehr gering überschirmten Flächen verursachen häufig Trockenstress (DE CHANTAL 2003). Durch eine flächige und intensive Bodenbearbeitung werden sandige Substrate noch stärker aufgelockert (Veränderung der Lagerungsdichte), sodass die Wasserspeicherfähigkeit aufgrund des Porenvolumens sehr gering ist. Treten länger anhaltende Trockenperioden auf, dann zeigen Verjüngungspflanzen auf diesen Flächen signifikant höhere Mortalitätsraten als auf leicht überschirmten Flächen mit gesetztem, kleinflächig oder oberflächennah bearbeitetem

---

Substrat (TAHER & COOKE 1975, KUPER 1994). Nur bei guter Wasserversorgung ist der Trockenstresseffekt auch unter freiflächenähnlichen Bedingungen gering. Aber auch während der Wintermonate treten auf frisch bearbeiteten Substraten Risiken auf, z. B. der häufig zu beobachtende Frosthieb, der das Abreißen der Hauptwurzeln verursacht und den Substratkontakt der Pflanze dauerhaft unterbricht (DE CHANTAL 2003). Die äußeren Symptome sind denen der Trockenschäden sehr ähnlich. Nach KUPER (1994) führt eine moderate Übershirmung durch den Altbestand zu einer deutlichen Abmilderung der klimatischen Extreme und reduziert zugleich die Mortalitätsraten. Neben den abiotischen Ursachen früh eintretender Mortalität sind Verjüngungspflanzen der Kiefer besonders stark durch konkurrenzbedingte Differenzierungsprozesse betroffen, wenn wachstumsbestimmende Einflussgrößen wie Wasser, Licht, z. T. Nährstoffe und auch Standraum begrenzt sind. Sehr hohe Verjüngungsdichten sind nachweislich zudem stärker durch Kieferschütte (*Lophodermium seditiosum*), Wurzelfäule (*Rhizoctonia spec.*) und Welke (*Fusarium spp.*) betroffen (TAHER & COOKE 1975, CHAKRAVARTY & UNESTAM 1987, SCHRÖDER 2007, GAUDIO et al. 2011, MILLBERG 2015). Auch bei Befall von Verjüngungspflanzen sind Mortalitätsraten von 80 bis 90 % möglich (SHEVCHENKO 1978). Für die vorliegenden Untersuchungsflächen kann das Auftreten dieser Mortalitätsursachen vor allem für die noch jungen Verjüngungspflanzen der Flächen DAN (flächige Bodenbearbeitung und sehr hohe Verjüngungsdichten) und BRE (Kulla-Kultivator und hohe Verjüngungsdichten auf den Kulla-Mulden) prognostiziert werden. Die räumliche und altersbedingte Risikostreuung fällt jedoch für Flächen, die mit dem Kulla-Kultivator bearbeitet wurden besser aus. Wie die Altersverteilung der Verjüngung auf der Fläche gezeigt hat, existieren bereits ältere, vorverjüngte Bestandesbereiche, deren Mortalitätsraten weitaus geringer sind. Wie u. a. VOLOSJANCHUK (2002) und ANDRZEJCZYK et al. (2009) zeigen konnten, sind großflächige, sehr dichte und gleichaltrige Naturverjüngungsbereiche, wie sie auf der Fläche DAN vorkommen, besonders durch Schüttelebefall gefährdet. Bleibt der enorme Dichtstand über mehrere Jahre erhalten, steigt das Befallsrisiko durch Kieferschütte, da sich innerhalb der Verjüngungsschicht wenig Luftaustausch möglich ist und sich günstige Temperatur- und Feuchtebereiche für die Besiedlung von *Lophodermium spec.* ergeben (HOFFMANN & STEINER 1965, DENGLER 1992, BUTIN 2011). Darüber hinaus finden sich kaum Etablierungsbereiche für Mischbaumarten, die auch in der Verjüngungsschicht positive Mischungseffekte induzieren können. Alle Untersuchungsflächen mit heterogener Altersverteilung und somit strukturierter Verjüngung können unter Berücksichtigung standörtlicher Verhältnisse sowohl hinsichtlich biotischer als auch abiotischer Risikofaktoren als weniger gefährdet gelten.

Der Einfluss der **Bodenbearbeitung** auf die **Höhenentwicklung** der Verjüngung ist im Vergleich zur Verjüngungsdichte auf allen Flächen gering. RUMPF et al. (2015) haben bei mehrjähriger Erfassung des Höhenwachstums auf bearbeiteten und unbearbeiteten Flächen nach dreijährigem Entwicklungszeitraum ebenfalls nur marginal Höhenunterschiede feststellen können. Im Gegensatz dazu konnte KLAWITTER (2016) größere absolute Höhenwerte für die Verjüngungspflanzen auf Pflugstreifen im Vergleich zu Kulla-Plätzen und Bereichen ohne Bodenbearbeitung ermitteln. Doch auch bei dieser Untersuchung kann der Höheneffekt durchaus ein Alterseffekt sein, da sich auf den Pflugstreifen wahrscheinlich zeitnah mehr Verjüngungspflanzen etabliert haben, die ihren Wuchsvorsprung bis zum Zeitpunkt der

---

Aufnahme weiter ausbauen konnten. Eine Altersansprache wurde in der genannten Untersuchung nicht durchgeführt.

### 4.3 Effekte der räumlichen Verteilung im Altbestand

Alle bisherigen Betrachtungen beruhen auf bestandesweisen Analysen, die der Vorgehensweise in der forstlichen Praxis entsprechen. Die gegenwärtigen Zielsetzungen vieler Forstbetriebe sind jedoch mehrheitlich an der Schaffung strukturierter Bestände ausgerichtet. Um Strukturen als ein gezieltes Produkt waldbaulicher Steuerung nutzen zu können, ist es notwendig, die Entstehung dieser Strukturen nachzuvollziehen und die Entstehungsprozesse zu quantifizieren.

#### 4.3.1 Räumliche Verteilungen – Altbestand *versus* Verjüngung

Anhand der räumlichen Analysen konnte gezeigt werden, dass trotz der sehr unterschiedlichen Stammzahlen und Altbaumdichten auf allen Untersuchungsflächen eine **regelmäßige Verteilung der Altbäume** vorlag. Diese regelmäßige räumliche Verteilung konnte sowohl durch den Aggregationsindex von CLARK & EVANS (1954) als auch durch die verwendeten L-Funktionen (SMITH 2014, BADDELEY et al. 2016) belegt werden. Folglich haben die unterschiedliche Bestandesbehandlung und Hiebsart keine Unterschiede in den räumlichen Verteilungsmustern der Altbäume geschaffen. Die praktische waldbauliche Umsetzung ist offensichtlich auf allen Untersuchungsflächen dem Ansatz gefolgt, dass über eine gleichmäßige Anordnung der Altbäume ein flächenrepräsentativer Verjüngungserfolg erzielt werden kann, der durch zusätzliche Maßnahmen, wie die Bodenbearbeitung, zu unterstützen ist. Die Schaffung einer regelmäßigen Verteilung der Altbäume ist vor allem ein Beleg für die Auswahl geeigneter Zukunfts- und Samenbäume nach den Kriterien Vitalität, Qualität und dem Bestreben eine gleichmäßige, flächenrepräsentative Auswahl auf der jeweiligen Bestandesfläche zu treffen. Mit dieser Auslese wurden auf den Untersuchungsflächen mit mehr als einem Altbaum im Mittel Entfernungen zwischen unmittelbar benachbarten Altbäumen von 2,8 m und 10,6 m geschaffen. Aufgrund allometrischer Beziehungen zwischen den Wachstumsgrößen unterstreichen die ermittelten Altbaumabstände auch die Resultate der erhobenen Durchmesser und Kronendimensionen (PRETZSCH et al. 2002, WIDLÓWSKI et al. 2003). Diese Zusammenhänge sind seit langem Grundlage waldwachstumskundlicher Prognosen und fließen heute in regionalisierte Ertragstafeln und Ertragsmodelle ein (LEMBCKE et al. 2000, LOCKOW 2015). Bei kurzen Freistellungszeiträumen oder nur mäßig geführten Pflegeeingriffen ergeben sich für die Lichtbaumart Kiefer nicht nur geringe Durchmesser, sondern auch deutlich geringere **Kronendimensionen** und höhere Mortalitätsraten der Altbäume (CERMÁK et al. 1998). In diesem Zusammenhang betonen DEGENHARDT & LANGE (2008), dass einerseits für die stammzahlabhängige Berechnung des Durchmesserzuwachses meist nur auf ertragstafelkonforme Durchforstungsbestände zurückgegriffen wird, so dass Solitärinformationen fehlen; andererseits geht die Kalkulation der Bestandesdichten auf Berechnungen von Konkurrenzindices zurück, während Standraumangaben unberücksichtigt bleiben. Insbesondere das

---

Samenbaumverfahren und auch jene Verfahren, die mit unterschiedlichen Schirmstellungen arbeiten, benötigen jedoch entsprechende Standrauminformationen (Tessellationsberechnungen in Abbildung 27). Von besonderer Bedeutung für die vorliegende Untersuchung sind Angaben zur durchmesserabhängigen Kronenbreite sowohl in geschlossenen Beständen als auch für Solitäre. Der Vergleich der eigenen Daten mit den Kalkulationen von DEGENHARDT & LANGE (2008) zeigt, dass bei einem BHD zwischen 30 cm und 40 cm ein Kronendurchmesser von 5 bis 6 m zugrunde gelegt werden muss, um auch unter gegebenen Standortsbedingungen Vitalität, Wuchs- und Fruktifikationspotenzial des Einzelbaumes zu gewährleisten. Auf den Untersuchungsflächen WEB und BRE werden jedoch geringere Werte für den Kronendurchmesser erreicht. Die schmalen Kronen skandinavischer Kiefernherkünfte stellen eine Anpassung an die klimatischen Bedingungen dar und können nicht mit den genannten Kronendurchmessern verglichen werden. Insgesamt bestätigt die Untersuchung von DEGENHARDT & LANGE (2008) und PRETZSCH et al. (2015) auch die Vergleichbarkeit in den Wachstumsrelationen solitärer und im Bestandesgefüge stehender Altbäume.

Für die vorliegende Untersuchung bedeutet die konsequente und frühe Förderung von Zukunftsbäumen in der klassischen Hochdurchforstung, die einzelbaumbezogene Stärkung des **Fruktifikationspotenzials** mit Blick auf die Verjüngungsperspektive (KARLSSON 2000, 2006). Entsprechende Standraum- und Freistellungsversuche für unterschiedliche Kiefernarten belegen eindrucksvoll den positiven Effekt auf den Zapfenbehang im Lichtkronenbereich. KARLSSON (2006) konnte eine Steigerung des Zapfenbehangs bei *P. sylvestris* um das Vierfache für freigestellte Altbäume nach einem Zeitraum von drei bis fünf Jahren, im Vergleich zu nicht freigestellten Altbäumen nachweisen. CROKER & BOYER (1975) und AYARI et al. (2012) belegen einen hoch signifikanten negativen Zusammenhang zwischen der Bestandesdichte und der individuen-basierten Anzahl produzierter Zapfen für Sumpf-Kiefer (*Pinus palustris*) und Aleppo-Kiefer (*Pinus halepensis*). Nach MORENO-FERNÁNDEZ et al. (2013) hat sich eine moderate *P. pinea* eine Stammzahlreduktion von etwa 450 auf 100 Altbäume pro Hektar als weitaus effektivstes Verfahren zur Anregung der Zapfenproduktion über sieben Beobachtungsjahre hinweg ausgewirkt.

Eine der ursprünglichen Ausgangshypothesen in der vorliegenden Arbeit bezieht sich auf die Optimierung natürlicher Verjüngungssysteme der Kiefer über die Gewährleistung eines **maximalen Fruktifikationspotenzials** und die **räumliche Anordnung der Altbäume** ihrer Funktion als Samenquelle. Besonders hervorzuheben ist, dass mit der zuvor belegten Regelmäßigkeit der Altbaumanordnung nachweislich keine regelmäßige Anordnung in der kleinflächigen Anordnung der Verjüngung verbunden ist. Für alle neun Untersuchungsflächen liegt nach Anwendung unterschiedlicher Auswertungsverfahren eine **geklumpte bzw. aggregierte räumliche Verteilung der Verjüngungspflanzen** vor. Dies gilt unabhängig von der Stammzahl im Altbestand, der Bodenbearbeitung und dem durchschnittlichen Verjüngungsalter. Die berechneten Werte nach Clark & Evans (zwischen 0,56 und 0,80) unterstreichen dies. Auch die durchschnittlichen Abstandswerte bezogen auf die nächste benachbarte Verjüngungspflanze erweisen sich, trotz erheblicher Alters- und Verfahrensunterschiede auf den Flächen, als durchaus vergleichbar in ihren Relationen (mittlerer Abstand zwischen 0,09 m und 0,36 m).

---

Grundsätzlich führt diese Gegenüberstellung zunächst zur Annahme, dass der Einfluss der Altbäume offensichtlich als sekundär für die Verteilung der Verjüngungspflanzen einzuordnen ist. Aus den abstandsabhängigen L-Funktionen und Markenkorrelationen ergibt sich jedoch ein weitaus differenzierteres Bild, das den räumlichen Einfluss der Altbäume und auch der Stubben bestätigt. Bis zu einem Abstand von 1 bis 3 m um die Altbäume und Stubben kann die Verteilung der Verjüngungspflanzen als zufällig interpretiert werden. Mit zunehmender Entfernung von den Stubben zeichnet sich eine deutlich geklumpfte Verteilung der Verjüngungspflanzen ab, während mit zunehmender Distanz vom Altbaum ein Übergang zur regelmäßigen Verteilung zu beobachten ist.

Wie lassen sich diese abstandsabhängigen Verteilungsunterschiede erklären? Bezogen auf die Altbäume ist die Wahrscheinlichkeit abgelagerter Samen in nur einem Meter Entfernung sehr gering und nur durch Überlagerungen in der Samenausbreitung dichter stehender Altbäume zu erklären. Auch die Wahrscheinlichkeit unmittelbar in Altbaumnähe ( $\leq 2$  m bis 3 m) kontinuierlich gute Wachstumsbedingungen vorzufinden, ist abhängig von der Exposition des Stammfußes, der gesamten Bestandesdichte (im Beispiel NEF – lockerer Schirm ohne Bodenbearbeitung dargestellt) und der grundsätzlichen Wasserverfügbarkeit am Standort. Der einzelne Altbaum kann somit je nach Bestandeskonstellation eine Konkurrenz- oder eine zeitlich begrenzte Schutzwirkung gegenüber den Verjüngungspflanzen entfalten. Dass die Wahrscheinlichkeiten positiver Rückwirkungen der Altbäume in Stammfußnähe offensichtlich gering sind, zeigt auch das Folgekapitel (Abschnitt 4.3.2). Hohe Verjüngungsdichten treten erst ab einer durchschnittlichen Entfernung von 2 bis 5 m auf. BARBEITO et al. (2009) haben in ihren räumlichen Analysen in gleich- und ungleichaltrigen Kiefernwäldern (*P. sylvestris*) Spaniens vergleichbare Ansätze gewählt. In ihren räumlichen Analysen zur Verteilung der Altbäume, im Vergleich zur Verteilung der Verjüngungspflanzen konnten die genannten Autoren eine großräumige Beeinflussung der Altbaumverteilung auf die Verteilungsmuster der Verjüngung nachweisen. Auf kleinerer räumlicher Ebene und vor allem in den ungleichaltrigen Beständen wiesen die Verjüngungspflanzen klare Aggregationen bis zu einer Distanz von 5 m für Keimlinge, Sämlinge und älteren Verjüngungspflanzen auf. Die kleinflächigen Aggregate und so genannten Kohorten sind primär durch mikrostandörtliche Bedingungen gesteuert, die auch unabhängig von individuellen Altbameinfluss auftreten. Diese dauerhaft günstigen Mikrostandorte sind durch das Zusammenwirken vielfältiger Einflussfaktoren geprägt, z. B. kann auf den unbearbeiteten Flächen bereits eine kleine Mulde mit zufällig entstandener Mineralbodenfreilegung ausreichen, um ein erstes Verjüngungsaggregat zu initiieren (AALTONEN 1948). Auf den Flächen mit Bodenbearbeitung durch den Kulla-Kultivator würde dies beispielsweise einem Kulla-Platz entsprechen, dessen individuelles Mikroklima jedoch auch innerhalb einer Bestandesfläche stark durch die standörtlichen und vegetationsbedingten Einflüsse geprägt ist (KUPER 1994, POSSELT et al. 2011). Eine weitere Untersuchung, die für einen Vergleich der eigenen Ergebnisse herangezogen werden kann, ist die Untersuchung von PECK & ZENNER (2009) für die räumliche Verteilung der Naturverjüngung von Weymouthskiefer (*P. strobus*). Die Autoren haben ebenfalls eine Untersuchungsfläche mit nur einem Samenbaum gewählt und sich intensiv mit der Analyse räumlicher Verteilungsmuster befasst. Auch die Verjüngungspflanzen der Weymouthskiefer waren nur sehr vereinzelt und zufällig in der Einflusszone des Altbaumes nachzuweisen. Alle

---

Verjüngungspflanzen zeigten unabhängig von Größe oder Entwicklungs-zustand die Ausbildung aggregierter Verteilungen. Jedoch sank die durchschnittliche Aggregatgröße mit zunehmender Pflanzengröße von 25 m auf 6,5 m ab. Die Differenzierungs-prozesse innerhalb der Verjüngungs-aggregate führen zur kontinuierlichen Vorwüchsigkeit einzelner Individuen, die wiederum alle anderen Verjüngungspflanzen im unmittelbaren Umfeld dauerhaft unterdrücken und schließlich zum Absterben bringen.

Um die Aussagen zur räumlichen Verteilung von Verjüngungspflanzen zusätzlich mit **qualitativen Pflanzenparametern** zu unterlegen, können somit Klassifikationen für die Verjüngungspflanzen hinsichtlich ihres Alters, Entwicklungszustands oder der Höhe einbezogen werden. Die exemplarischen Ergebnisse der Markenkorrelationen für die Flächen KATa, KATb, WEB und NEF geben die zusätzliche Information, dass Verjüngungspflanzen ähnlicher Höhe in besonderem Maße miteinander aggregiert sind. Die bereits beschriebenen **Kohorten** der Verjüngungspflanzen lassen sich durch die zeitgleiche Besiedlung verfügbarer Schutzstellen ('safe sites') und die daraus entstehenden Verjüngungsnischen begründen (SCHUPP 1995). Sowohl PECK & ZENNER (2009) als auch BARBEITO et al. (2009) sind zu vergleichbaren Ergebnissen gelangt, die eine Aggregatbildung und individuelle Nachbarschaft gleichartiger Verjüngungspflanzen belegen. Ausgehend von diesen kleineren Verjüngungsaggregaten in Bereichen mit besonders günstigen Wachstumsbedingungen und einer hohen Überlebens-wahrscheinlichkeit siedeln sich durch kontinuierlichen Sameneintrag weitere Verjüngungs-pflanzen an. Dies wird u. a. in Abbildung 20 (Abschnitt 3.2.3) über die zeitlich-räumlich dargestellte Staffelung neu angesiedelter Verjüngungspflanzen deutlich. Das Phänomen der Ausbildung von Verjüngungsaggregaten bzw. kleinflächigen Kohorten wird auch für andere Baumarten beschrieben (SAGNARD et al. 2011) und ist immer dann besonders ausgeprägt, wenn die Umweltbedingungen auf den Flächen keine optimalen Wachstumsbedingungen für die Verjüngungspflanzen bieten. Beispielsweise lassen die Samenbaumflächen mit ihren freiflächen-ähnlichen Klimabedingungen (Trockenstress, Frost) entsprechende Besiedlungsmuster in der Verjüngung erwarten. CAMARERO et al. (2005) belegen diesen Effekt eindrucksvoll für die Verjüngung von *P. uncinata* (Haken-Kiefer) in den spanischen Gebirgsregionen mit ursprünglichen Refugien dieser Kiefernart. Nachweisbar sind Ähnlichkeiten dieser aggregierten Strukturen nicht nur über das Alter der Verjüngungspflanzen und die Pflanzenhöhe, sondern auch über genetische Analysen (YAZDANI & LINDGREN 1992). Nach den genetischen Analysen an Aleppo-Kiefer (*P. halepensis*) von TROUPIN et al. (2006) steigt die Tendenz zur räumlichen Aggregation mit zunehmendem Sameneintrag bzw. sukzessiv fortschreitender Flächen-besiedlung. CASTRO (2006) führt diesen Effekt der Kohorten-Bildung für *P. sylvestris* ebenfalls auf zeitlich wirkende Selektionsprozesse, d. h. abiotisch und biotisch begründeten Mortalitätsraten zurück.

### 4.3.2 Individuen-basierte Modelle und Simulationen

Nachdem deutlich geworden ist, dass die wesentliche Verteilung der Verjüngungspflanzen auf Bestandesebene zwar durch die Altbäume als Quellen des Sameneintrags beeinflusst, jedoch auf kleinerer räumlicher Betrachtungsebene in Aggregate aufgelöst ist, soll noch einmal auf die altbaumbezogenen Zusammenhänge eingegangen werden. Das hier angestrebte Ziel war die Quantifizierung möglicher Ausbreitungsfunktionen und Ausbreitungsdistanzen anhand isotroper und anisotroper Modelle. Die Darstellung der Zusammenhänge ist umso wichtiger, da das gesamte Konzept der Samenbäume und lichten bis lockeren Schirmschläge auf diesen Abhängigkeiten des Sameneintrags beruht. Ausgehend von den Samenbäumen jener Untersuchungsflächen, auf denen keine Bodenbearbeitung durchgeführt wurde, konnten signifikante, richtungsabhängige Modelle auch für einzelne Verjüngungsjahrgänge angepasst werden. Die mittleren Ausbreitungsdistanzen für die Verjüngungspflanzen der Kiefer erreichten Werte zwischen 15 m und 36 m. Da es sich um Distanzen für Verjüngungspflanzen handelt, besteht nur bedingt eine Vergleichbarkeit mit den Ausbreitungsdistanzen, die für windverbreitete (anemochor) Kiefern Samen bekannt sind. Eine entsprechende Auflistung der Samenausbreitungsdistanzen verschiedener Kiefernarten ist in der nachfolgenden Tabelle enthalten.

**Table 9.** Übersicht über die Ausbreitungsdistanzen für windverbreitete Kiefern Samen

Autoren	Jahr	Angaben zur mittleren Ausbreitungsdistanz (MDD) oder zur Distanz mit maximaler Samendichte (Dmax)	Pinus spec.
Kohlmann	1950	MDD 3 - 44 m	Gemeine Kiefer ( <i>P. sylvestris</i> )
Guittet & Laberche	1974	Dmax 4 - 5 m	Gemeine Kiefer ( <i>P. sylvestris</i> )
Dohrenbusch	1997	Dmax 10 - 20 m	Gemeine Kiefer ( <i>P. sylvestris</i> )
Clark	1999	MDD 15 m	Pech-Kiefer ( <i>P. rigida</i> )
Greene et al.	2002	MDD 13 - 72 m	Weymouthskiefern ( <i>P. strobus</i> )
Grace et al.	2004	MDD 35 - 60 m	Gemeine Kiefer ( <i>P. sylvestris</i> )
González-Martínez et al.	2006	MDD 9 - 21 m	Strand-Kiefer ( <i>P. pinaster</i> )
Hecht	2012	Dmax 5 - 10 m	Gemeine Kiefer ( <i>P. sylvestris</i> )
Tautenhahn et al.	2012	MDD 5 - 50 m	Gemeine Kiefer ( <i>P. sylvestris</i> )
Juez et al.	2015	MDD 14 - 25 m (bzw. 10 - 54 m)	Strand-Kiefer ( <i>P. pinaster</i> )
López de Heredia et al.	2015	MDD 50 - 60 m	Kanarische Kiefer ( <i>P. canariensis</i> )

Erkennbar ist eine gute Übereinstimmung zwischen den mittleren Ausbreitungsentfernungen der Samen und den mittleren Ausbreitungsentfernungen, die für die Verjüngungspflanzen ermittelt werden konnten. Die geringsten Angaben für die mittleren Ausbreitungsentfernungen der Samen liegen jedoch meist unter den Angaben für die Verjüngungspflanzen. Diese Effekte lassen sich durch grundlegende ökologische Gesetzmäßigkeiten begründen. Die räumliche Ausbreitung von Samen und Verjüngungspflanzen in größerer Entfernung erhöht die Wahrscheinlichkeit ('Suchradius') optimale Bereiche zur Keimung und Entwicklung einer neuen Pflanzengeneration vorzufinden (HARPER 1977). Ein weiterer Ansatz der Interpretation für weitere Ausbreitungsdistanzen in der Verjüngung geht auf JANZEN (1970) und CONNELL (1971) zurück, die in der unmittelbaren Umgebung der Mutterpflanzen (Altkiefern) das höchste Potenzial zum Auftreten artspezifischer Krankheitserreger oder Prädatoren annehmen. Ein weiterer, bereits nachgewiesener Ansatz, geht insbesondere für die Baumart Kiefer von einem erheblichen Konkurrenzpotenzial der Altbäume aus, das sich aufgrund der standörtlichen

---

Verbreitung der Baumart in erster Linie auf die Wasserverfügbarkeit bezieht und sich als Wurzelkonkurrenz im Oberboden („Wurzeltellereffekt“) auf die Verjüngungsetablierung auswirkt (WAGNER 2008). In der ökologischen Modellierung ist dieser räumliche Effekt eines einzelnen Baumes mit den Begriffen „ökologisches Feld“ (WU et al. 1985) oder „Einflusszone“ (ZOI - 'zone of influence'; FON - 'field of neighbourhood', GRIMM & RAILSBACK 2005) belegt (siehe auch Abschnitt 3.2.3.2). Die ermittelten Ausbreitungsfunktionen bestätigen diese Annahmen weitgehend. Auf Flächen mit vollflächiger Bodenbearbeitung wäre eine derartige Interpretation der Ergebnisse schwieriger, da bei dieser Form der Bodenbearbeitung aus technischen Gründen die Altbaumnähe gemieden wird. Besonders gut zu erkennen ist dies auf den Positionskarten in Abbildung 16 (Abschnitt 3.2.2) für die Untersuchungsflächen DAN und GRA. SUCHOKAS (2001) kann in seiner Untersuchung an Bestandesrändern von Kiefernbeständen innerhalb der ersten 5 bis 15 m einen negativen Zusammenhang zur Verjüngungsdichte, Kronenausbildung und Höhe der Verjüngungspflanzen herstellen. RIBBENS et al. (1994) haben für die Verjüngung der Weymouthskiefer ebenfalls mittlere Ausbreitungsdistanzen von 16 m über ihre Modelle berechnet. TAUTENHAHN et al. (2012) treffen durch ihren distanzabhängigen Modellansatz, der die Samenausbreitung, die Verjüngungsausbreitung und die Mortalitätswahrscheinlichkeit abbildet, differenziertere Aussagen. In einem Bereich ab 6 m um den Altbaum geht die Mortalitätswahrscheinlichkeit der Verjüngungspflanzen stark zurück und auch die Verjüngungsdichten sind vergleichsweise hoch. Der Kronentraufbereich für die Altbäume der Untersuchungsflächen KATa und WEB liegt lediglich bei 2 bis 3 m, was der distanzabhängig höchsten Verjüngungsdichte für die Fläche WEB entspricht. Die deutlich stärkere Verlagerung der Ausbreitungsfunktion auf der Fläche KATa ist eventuell durch den stärkeren Freiflächencharakter zu erklären, da an diese Untersuchungsfläche nur in westlicher Richtung ein Altbestand angrenzt. Daraus lässt sich in der windbeeinflussten (anisotrop) Modellierung auch die stärkere Verschiebung der Ausbreitungsfunktion mit der Windrichtung erklären. Als weiterer Einflussfaktor ist die Kombination der Altbaumeinflusszone mit konkurrenzstarken Arten der Begleitvegetation (*Vaccinium*-Arten) zu nennen (HYPPÖNEN et al. 2013). In den skandinavischen Untersuchungen von VALKONEN et al. (2002) und JAKOBSSON (2005) an *P. sylvestris* führte diese Wechselbeziehung in einer Zone von 3 m bis 6 m um den Altbaum zu einer quantitativ und qualitativ reduzierten Verjüngungsentwicklung. CAMARERO et al. (2005) belegen diesen Effekt auf die räumliche Verteilung der Verjüngung von Haken-Kiefer (*P. uncinata*) für Gebiete in den Hochlagen Spaniens. Dort lag die Zone mit maximaler Verjüngungsdichte ebenfalls in einem Bereich, der jeweils 4 m bis 6 m vom Altbaum entfernt war.

Mit Hilfe der umfangreichen individuen-basierten Messungen (Altbäume und Verjüngung) und der räumlichen Einzelbaumdaten konnte die Parametrisierung des mesoFON-Modells für die Gemeine Kiefer im nordostdeutschen Tiefland weitgehend abgeschlossen werden. Auf Grundlage dieser Informationen ist es nun möglich, den Einfluss verschiedener Bewirtschaftungsszenarien in ihrer Wirkung auf die Naturverjüngung über simulierte Szenarien zu prüfen. Das Modell beschreibt neben den Etablierungs-, Wachstums- und Mortalitätsprozessen auch das Konkurrenzverhalten zwischen benachbarten Pflanzen. Die bisher dargestellten, empirisch gestützten Ausbreitungsmodelle (Abschnitt 3.2.3) werden im mesoFON durch mechanistische Prozesse (Windgeschwindigkeiten, Sinkgeschwindigkeiten der Samen,

---

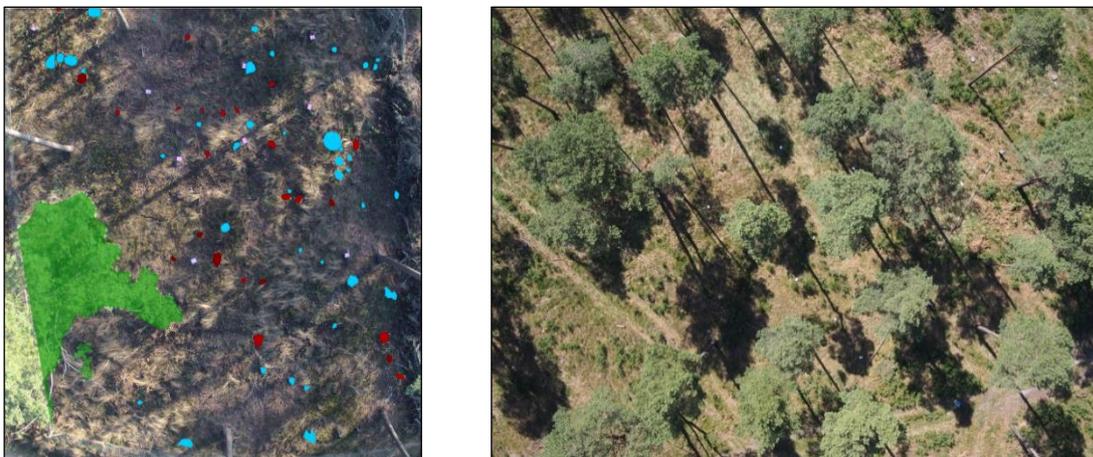
klimagebundenes Wachstum der Verjüngungspflanzen etc.) unterlegt (z. B. TACKENBERG 2001). Somit lässt sich der gesamte Lebenszyklus der Kiefer von der Produktion der Samen bis hin zur Seneszenz von Bäumen bzw. bis zur Ernte abbilden (GRUETERS et al. 2014). Weiterführende Analysen müssen sich nun mit der Implementierung der Bodenvegetation als wesentlichem Filter für die Verjüngungsetablierung und der „Erprobung“ möglicher Bewirtschaftungs-szenarien befassen. Dabei sind auch unterschiedliche Klimaszenarien (Wirkung von anhaltenden Trockenperioden) mit regionaler Bedeutung denkbar.

#### 4.4 Möglichkeiten spezifischer Inventurverfahren zur Erfassung des Verjüngungserfolgs

Für die Beurteilung des Inventurdesigns für zur Erhebung von Verjüngungspflanzen zeigt sich, dass das großflächig angelegte Probekreisverfahren der BWI<sup>3</sup> nur begrenzt für die Erhebung von Verjüngungsparametern (Dichte, Höhenverteilung) geeignet ist. Dies ist einerseits dadurch begründet, dass nur ein sehr kleiner Teil der Gesamtfläche untersucht wird, andererseits hat sich das Inventurdesign, das in der vorliegenden Untersuchung als geklumpte Einzelplots geprüft wurde, als ungünstig für bestandesspezifische Aussagen zum Verjüngungserfolg erwiesen. Das aggregierte, unregelmäßige Auftreten der Verjüngung in Beständen, die auf natürliche Verfahren in der Bestandesbehandlung zurückgreifen, ist über einzelne Probekreise nur unzureichend zu erfassen. Über die durchgeführten terrestrischen Vollaufnahmen konnte gezeigt werden, dass für eine realitätsnahe Schätzung des Verjüngungserfolgs große und wenig praktikable Erfassungen notwendig wären. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt müssen für eine bessere Schätzung anhand von Probepunkte Vorinformationen für die jeweilige Bestandesfläche vorliegen, z. B. über eine Flächenbegehung, die einen Überblick zur Verjüngungssituation liefert. Die verwendeten Inventurszenarien in Abschnitt 3.4.1 belegen eine bessere Aussagefähigkeit streifen- oder linienförmiger Inventurverfahren für die Erfassung räumlicher Strukturen im Altbestand. Darüber hinaus haben sich vor allem Aufnahmeraster als aussagekräftig für die Erhebung räumlicher Verjüngungsstrukturen ergeben. Zu vergleichbaren Ergebnissen gelangen beispielsweise STEPHENS & FRY (2005) in ihrer Untersuchung in Kiefern-mischbeständen. Der praktische Messaufwand für die bestandesbezogene Etablierung von Rasterpunkten muss jedoch als hoch eingeschätzt werden. Inventurverfahren, die sich ebenfalls mit der Erhebung räumlicher Aggregate befassen, sind auf dem Gebiet von Lückeninventuren bekannt. Diese Arbeiten nutzen ebenfalls linien- oder streifenförmige Transekte und können u. a. Aussagen über Lückengrößenverteilungen liefern. Da sich die Verjüngungsverteilung für alle Varianten der hier vorliegenden Untersuchungsflächen als aggregiert beschreiben lässt, können Streifentransekte unter Berücksichtigung der Vorinformationen zur flächigen Ausbreitung von Samen bzw. Verjüngungspflanzen in weiteren Untersuchungen getestet werden (GLÈLÈ KAKAI 2016). Allerdings sollten dabei ggf. die Position der Altbäume und bei windverbreiteten Arten auch die Hauptwindrichtung in die Festlegung des zu wählenden Transektverlaufs einfließen (HESSENMÖLLER et al. 2013). Bei gleichmäßiger Bodenbearbeitung Rillen oder Kulla-Plätze können einfache Teilstichproben auf den Mikrostandorten zu guten Inventurergebnissen führen.

---

Für die Entwicklung einer abschließenden Methode bildgestützter Analysen (Drohne) der natürlichen Naturverjüngung war der zeitliche Rahmen der Pilotstudie nicht ausreichend. Die Komplexität in der Bildauswertung und die vielen Einzelschritte, die für eine entsprechende Analyse notwendig sind, konnten nicht erfolgreich abgeschlossen werden. Die Fehleranalyse hat einen großen Teil der Projektlaufzeit beansprucht. Als technische Gründe können genannt werden, dass die Kommunikation zwischen Oktokopter und Kamera nicht automatisch erfolgte, so dass es nicht möglich war, die exakten GPS-Koordinaten den Bildaufnahmen direkt zuzuordnen. Dies hat den späteren Schritt der Bildverarbeitung deutlich erschwert. Darüber hinaus verhindert der ungewollte „rolling-shutter“ Effekt (verzerrte Objekte durch Bewegung), aufgrund der Funktionsweise des CMOS Sensors der Kamera, eine exakte Lage- und Größenbestimmung der Bestandekomponenten in den Untersuchungsflächen. Nach der Behebung der aufgeführten technischen Probleme durch den Einbau eines neuen Steuerteils für den Oktokopter, das die direkte GPS-Positionsbestimmung der Bildaufnahmen ermöglicht und die Verwendung einer Kamera ohne CMOS Sensor, ist es nun möglich, mithilfe einer ArcGIS Extension Drone2Map (<http://www.esri.com/products/drone2map>), eine dreidimensionale Abbildung der Waldstruktur aus verschiedenen Einzelbildern zusammensetzen. Eine weitere Verbesserung stellt die Verwendung eines Infrarotfilters für die Kamera für multispektrale Informationen der Vegetation dar. Dies würde die Unterscheidung von Pflanzenarten, z. B. die Differenzierung zwischen Bodenvegetation und Naturverjüngung vereinfachen. Bisher war bei dichter Bodenbedeckung durch Gräser und andere Begleitvegetation sowie unterschiedliche Farbtöne durch den Wechsel von Beschattung oder Besonnung eine pflanzenindividuelle Bestimmung mit großen Unsicherheiten verbunden (siehe Abbildung 33).



**Abbildung 33.** Einzelaufnahme einer Testfläche im Tharandter Wald mit unterschiedlichen Baumartenmarkierungen in der Verjüngung für Laubgehölze (rot) und Nadelgehölze (blau); (rechts) Schattenwurf des Oberstandes erschwert die Bildanalyse für die Naturverjüngung

Der Versuch, mithilfe einer automatischen Farberkennung, die Naturverjüngung zu identifizieren, scheiterte aufgrund der lichtabhängigen Farbwechsel und der sehr ähnlichen Farbspektren für die Kiefern naturverjüngung und Bodenvegetationsformen, z. B. Drahtschmiele. Auch die manuelle Digitalisierung stößt in diesem Zusammenhang an ihre Grenzen und erweist sich als sehr zeitintensiv.

---

Somit ist zum gegenwärtigen Stand zusammenzufassen, dass der Einsatz der Luftaufnahmen für eine genauere Abschätzung der Verjüngungssituation methodisch begrenzt ist. Sehr kleine Verjüngungspflanzen sind nicht gut in den Aufnahmen zu erkennen. Nach den bisherigen Erfahrungen können Verjüngungspflanzen erst ab einer Höhe von etwa 50 cm exakt angesprochen werden, wenn die Begleitvegetation nicht dominiert. Zweitens, die Befliegung zwischen den Altbaumkronen stellt für den Piloten der Drohnen eine große Herausforderung dar, wenn die Bestände stammzahlreich sind und ein weitgehend geschlossenes Kronendach aufweisen.

Drittens, der Einsatz von Drohne und Kamera ist kostenintensiv. Neben den relativ hohen Anschaffungskosten (Kosten der hier verwendeten Drohne ca. 15.000 €) sind die Beantragungen von Genehmigungen bei der Luftfahrtbehörde zu beachten. Viertens, geeignete Witterungsbedingungen (d. h. kein Niederschlag oder Wind) sind eine wesentliche Voraussetzung für den Aufstieg der Drohne. Eine flächendeckende Bewölkung vereinfacht die Analyse der Aufnahmen, da der Wechsel der Licht- und Schattenverhältnisse (siehe Abbildung 33) auf den Bildern gemindert ist.

---

## 5. Schlussfolgerungen zur waldbaulichen Steuerung der Kiefernaturverjüngung

Die vorliegende Untersuchung hatte zum Ziel, über die terrestrische Erfassung unterschiedlicher Verjüngungssysteme in Kiefernreinbeständen Aussagen zur räumlichen Verteilung der einzelnen Bestandekomponenten (Altbäume, Stubben, Verjüngung) abzuleiten. Dabei galt das Hauptaugenmerk der Albestandsichte und der Bodenbearbeitung als wesentliche waldbauliche Steuerungsgrößen für die Etablierung und das Wachstum von Kiefernaturverjüngung. Bereits bei der Auswahl geeigneter Untersuchungsflächen wurde deutlich, dass die bestehenden Zielformulierungen der Waldeigentümer und gesetzliche Rahmenbedingungen zu verschiedenen Vorgehensweisen führen. Bezüglich der Festlegungen eines geeigneten Bestandesschlusses und der zumindest mittelfristigen Steuerung des Verjüngungswachstums über den Altbestand hat sich in der praktischen Umsetzung eine große Vielfalt ergeben, die durch starke Kontraste gekennzeichnet ist. Das großflächige Vorgehen der forstlichen Maßnahmen in Schweden (Bearbeitungseinheiten meist > 50 Hektar) verfolgt die weitgehende Beräumung der Flächen bis auf wenige, meist sehr gleichmäßig verteilte Samenbäume, um den Aufwand weiterer Hiebsmaßnahmen zu minimieren. Aufgrund der schwierigeren klimatischen Bedingungen und der flächigen Konkurrenz durch Flechten und *Vaccinium*-Arten sind Bodenbearbeitungsmaßnahmen auf den Flächen in Schweden unerlässlich, wenn waldbaulich nutzbare Verjüngungsdichten erzeugt werden sollen. Auch wenn die absoluten Verjüngungsdichten sowohl auf der jüngeren (GRA) als auch älteren (ROS) Verjüngungsfläche mit Bodenbearbeitung deutlich geringer ausfielen als auf den Untersuchungsflächen im Land Brandenburg, ergaben sich hinsichtlich der kleinräumigen Verteilung keine Unterschiede. Auffällig ist zudem das weitaus höhere Potenzial an Mischbaumarten (GRA ca. 16 %) in der frühen Entwicklungsphase derartiger Flächen, welches sich jedoch nachweislich durch erheblichen Wildverbiss (EGNELL 2000) und fehlende Konkurrenzsteuerung auf ein Minimum reduziert. Die Verfügbarkeit und Dichte von Samenbäumen geeigneter Mischbaumarten (v. a. Birke, Pappel, Weide) in den umliegenden Beständen ist offensichtlich gegeben. Die Wüchsigkeit der Verjüngung kann aufgrund der standörtlichen Bedingungen nicht in einen unmittelbaren Vergleich mit den anderen Untersuchungsflächen einbezogen werden. Grundsätzlich kann die vorgefundene Naturverjüngung auf den Flächen in Schweden in ihrer räumlichen Verteilung und den Altersstrukturen als vergleichbar mit den Untersuchungsflächen im Land Brandenburg gelten. Die Anwendung des Samenbaumverfahrens in Schweden hat sich jedoch deutlich reduziert, da die Vitalität und Stabilität der Altbäume in vielen dichten Beständen bei abrupter Freistellung keine Kontinuität aufweisen (LUNDQVIST et al. 2013, MORENO-FERNÁNDEZ et al. 2013). Für den waldbaulichen Pflgeturnus wird häufig ein Abstand von mehr als 50 Jahren angesetzt, so dass stabilisierende Vorbereitungshiebe vor Freistellung der Altbäume selten geführt werden. Da man aus Gründen der Wirtschaftlichkeit keine Veränderungen am Pflege- und Eingriffsturnus vornimmt, werden zwei wesentliche Vorgehensweisen gewählt: (1) flächige Etablierung von Kunstverjüngung nach Beräumung des Altbestandes oder (2) räumlich heterogenere Anordnungen der Samenbäume.



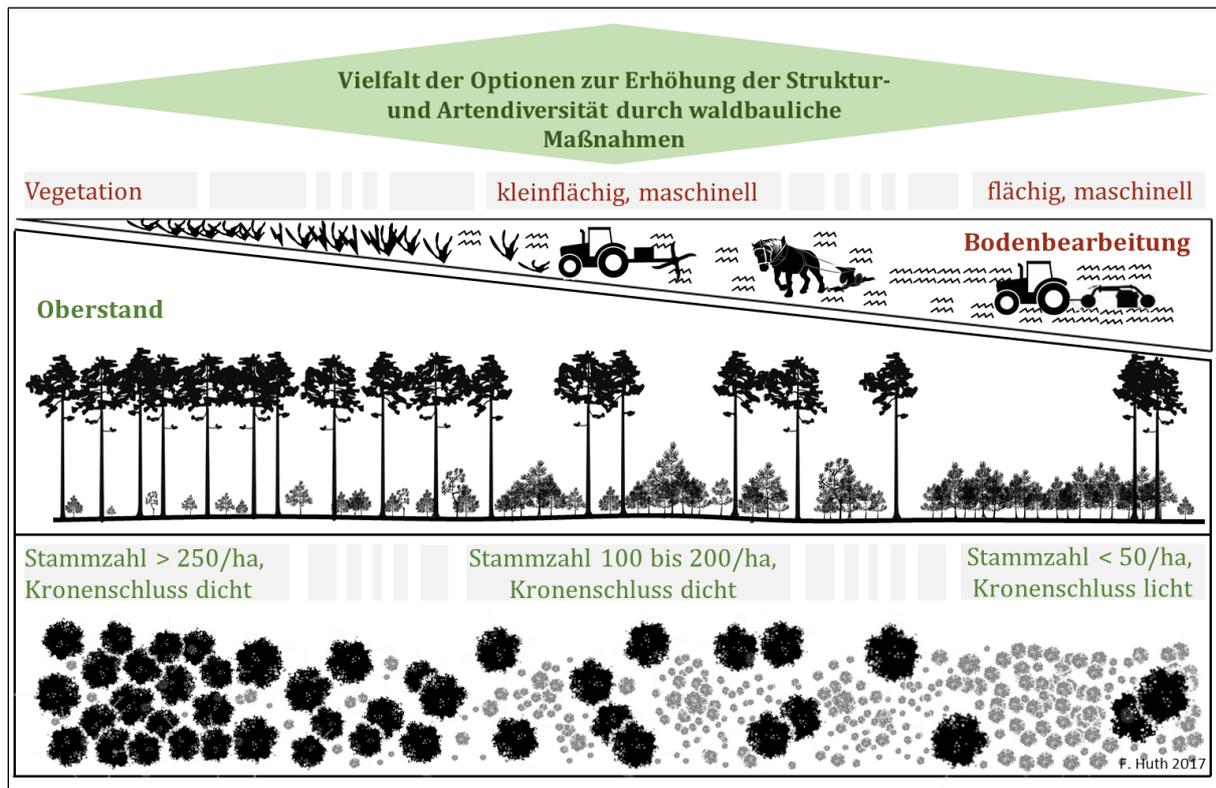
**Abbildung 34.** Luftbilder der Untersuchungsflächen GRA und ROS in Schweden mit extrem regelmäßiger (*links*) und teilweise aggregierter Anordnung (*rechts*) der Altbäume

Letzteres stellt eine Alternative dar, die dazu führen kann, kleinere Aggregate an Altbäumen dauerhafter in ihrer Funktion als Samenbäume zu erhalten. Einen ähnlichen Ansatz verfolgen so genannte 'retention tree' Systeme mit Blick auf ökologische Funktionen und das „ökologische Gedächtnis“ des vorhergehenden Bestandes bei großflächiger Beräumung von Altbeständen (KOHM & FRANKLIN 2002, GUSTAFSSON et al. 2012). Für die räumliche Verteilung der Verjüngungspflanzen, die im Zentrum der vorliegenden Untersuchung steht, können auf Bestandesebene höhere Aggregationspotenziale und zugleich höhere Verjüngungsdichten um diese Altbaumaggregate prognostiziert werden. Auf diese Weise lassen sich auch sehr große Flächen stärker strukturieren, wenn die Altbaumaggregate eine ausreichende Vitalität aufweisen (PALIK et al. 2003, WAGNER et al. 2010). Eine weitere Option für die schwedischen Bestandesflächen wäre auch das Belassen potenzieller Mischbaumarten unmittelbar auf den Flächen als Samenbäume mit ökonomischer und ökologischer Bedeutung (CAMERON 1996, KARLSSON 2001). In dieser Hinsicht verfolgen die Waldbesitzer bisher oft eine strikte Baumartentrennung, um den Aufwand späterer Mischungsregulierungen umgehen zu können. Die geringeren vorgefundenen Verjüngungsdichten und räumlichen Verteilungen sind jedoch als besonders vorteilhaft für eine Mischbestandsbegründung einzustufen. Die nur punktuelle Überschirmung der schwedischen Flächen durch einzelne Samenbäume oder kleinflächige Aggregate spricht außerdem für die Etablierung von Mischungen mit den genannten Lichtbaumarten.

Im Land Brandenburg unterscheiden sich die waldbaulichen Konzepte der Waldbesitzer zur natürlichen Verjüngung der Kiefernbestände bezüglich der gewählten Altbestandsdichte und der eingesetzten Bodenbearbeitungsverfahren deutlich. Für alle im Land Brandenburg gelegenen Untersuchungsflächen kann bestätigt werden, dass der Sameneintrag auf den Flächen, welcher sich sowohl durch die Altkiefern auf der Fläche als auch über angrenzende Flächen speist, nicht als kritisch anzusehen ist. Hier wurde von den Wirtschaftlern über die Auswahl einer angepassten Dichte geeigneter Samenbäume, die Flächengröße und die Exposition der Fläche im Verhältnis zu angrenzenden Kiefernbeständen, die für zusätzliche Sameneinträge sorgen, ein guter Grundstein für die erfolgreiche Umsetzung der Naturverjüngung gelegt.

Zudem bestätigen die Ergebnisse zur erreichten Verjüngungsdichte der Kiefer einmal mehr die Vorteile von Bodenbearbeitungsmaßnahmen, auch wenn der Einsatz entsprechender Verfahren einen zusätzlichen betrieblichen Aufwand darstellt. Verfahren mit vollflächiger, maschineller

Bearbeitung erzeugen in frühen Entwicklungsstadien sehr hohe Verjüngungsdichten (DAN), die gleichförmig aufwachsen, starken Differenzierungsprozessen ausgesetzt sind und ein großes Potenzial zum Schüttelebfall aufweisen. Davon abhängige Mortalitätsraten führen erfahrungsgemäß in den ersten Jahren zu einer erheblichen Reduktion der Verjüngungsdichte (HOFFMANN & STEINER 1965). Die Dichte der Verjüngung nach fünf bis zehnjähriger Entwicklung kann dennoch ausreichen, wenn nicht zusätzliche Schädigungen auftreten. Der ermittelte Aggregationsindex für die Verjüngung unterscheidet sich kaum von den anderen Verfahren, repräsentiert jedoch die Aggregation der Verjüngungspflanzen entlang der Pflugstreifen. Insgesamt ergibt sich auf diesen Flächen ein besonders homogenes Bild in der Verjüngung, das noch unterstützt wird durch den geringen Überschirmungsgrad des Altbestandes. Mit konkretem Bezug zur Untersuchungsfläche DAN ist kritisch anzumerken, dass trotz guter Ausgangsbedingungen für die zeitgleiche Ansamung potenzieller Mischbaumarten, aufgrund des extremen Verbissdrucks nur mit einer geringen Beteiligung von Mischbaumarten auf den Flächen zu rechnen ist. Insgesamt sind die Optionen zur weiteren Steuerung der Verjüngung durch Maßnahmen im Altbestand auf allen Flächen mit geringen Stammzahlen bereits ausgeschöpft.



**Abbildung 35.** Skizze der möglichen Gradienten in der Maßnahmenkombination zwischen Altbestandsdichte und Bodenbearbeitung (Hinsichtlich der Maximierung struktureller Diversität bieten Kiefernreinbestände, die nicht den Extremen in den Behandlungen zuzuordnen sind die meisten waldbaulichen Optionen.)

Im Vergleich dazu bieten Flächen mit kleinräumig wechselnder Bodenbearbeitung (BRE, TEM) gute Ausgangsbedingungen zur Strukturierung der Bestände, wenn die Bedingungen im Oberstand so angepasst werden, dass sich die vorhandene Verjüngung zeitnah entwickeln kann. Die Gegenüberstellung des altersabhängigen Wachstumsverlaufs auf den Untersuchungsflächen

---

belegt ein stark gedämpftes Verjüngungswachstum auf den Untersuchungsflächen mit dichtem Schirm (KATb, BRE). Hier stellt sich die Frage, ob bei stärkerer Auflichtung noch ein Wuchsvorsprung für die bereits fünf bis zehnjährigen Verjüngungspflanzen erreicht bzw. ausgebaut werden kann, um eine dauerhafte Strukturierung innerhalb der Verjüngungsschicht zu realisieren. Die Arbeit mit dem Kulla-Kultivator stellt in diesem Zusammenhang ein schonendes Verfahren dar, allerdings besteht auf Flächen mit einem starken Rückbesiedlungsdruck durch die Begleitvegetation die Gefahr, dass der Effekt der sehr kleinflächigen Mineralbodenfreilegung (0,5 m<sup>2</sup> bis 0,6 m<sup>2</sup>) schnell aufgehoben wird. Der entsprechend vorsichtigerer Umgang mit der Auflichtung des Altbestandes ist sicherlich ein Resultat dieser absehbaren Entwicklung. Um den stetigen Konflikt zwischen Auflichtungsgrad und kleinflächiger Bodenbearbeitung etwas zu mindern, empfiehlt es sich die Kulla-Plätze in Bereichen mit bereits vorhandenen Kronenlücken stärker zu konzentrieren oder zu verdichten und dafür unter geschlossenen Bestandesbereichen extensiver zu arbeiten. Denkbar ist auch Bestandesbereiche ganz auszusparen, um sie dann zu einem späteren Zeitpunkt zu bearbeiten oder ohne Bodenbearbeitung mit schattentoleranteren Mischbaumarten zu verjüngen. Auf diese Weise lassen sich stärkere vertikale und horizontale Strukturen für die Lichtbaumart Kiefer schaffen, deren Steuerungsmöglichkeiten über die Schirmstellung deutlich begrenzter ist als bei Schattbaumarten (WIEDEMANN 1951). Dieses Vorgehen hätte jedoch auch zur Folge, dass der Revierleiter entsprechende Areale auf der Fläche markieren oder aktiv Bestandeslücken in ausreichender Größe schaffen müsste, in denen dann die Bodenbearbeitung stattfinden kann. Trotz der hohen Wendigkeit des Kulla-Kultivators stellt sich dann die Frage, ob der Pferdeeinsatz, wie er auf der Fläche TEM praktiziert wurde, im Falle kleinflächiger Arbeiten nicht zielführender ist, weil innerhalb ausgewählter Bestandeslücken etwas flächiger und flexibler gearbeitet werden kann. Diese Empfehlung stellt das Gegenstück zu den aggregierten Strukturen des Samenbaumverfahrens dar (Abbildung 35). In stammzahlreicheren, mehrheitlich geschlossenen Kiefernaltbeständen bilden Kronendachlücken ebenfalls Aggregate frei von Übershirmung, die für die Entstehung von Verjüngungsaggregaten (Gruppen bis Horste) sorgen. Die kleinstflächige (einzelbaum- bis truppweiser Strukturwechsel) Strukturierung reiner Kiefernbestände, die aus Naturverjüngung entstanden sind, ist mit sehr hohem Aufwand verbunden und entspricht nur bedingt den naturnahen Strukturen, die durch ein mittleres bis großflächiges Störungsregime gekennzeichnet sind (BEHRENS 2011). Zur Umsetzung der Bodenbearbeitung als Initial einer erfolgreichen Kiefernaturverjüngung erweist sich die Formulierung von HAFEMANN & STÄHR (2007) « *So intensiv wie erforderlich – so wenig wie möglich* » treffend, aber auch sehr allgemein gehalten. Standortsspezifische Aussagen zu den erforderlichen Anteilen und räumlichen Verteilung freigelegter Mineralbodenpartien, unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Verfahren, wäre aus Sicht der Praxis sicherlich eine hilfreiche Information.

Abschließend bleibt die Einordnung der untersuchten Bestände und Maßnahmen bezüglich ihrer Optionen einer zukünftigen waldbaulichen Steuerung. Die schematische Darstellung der Kombinationsmöglichkeiten aus Altbestandsdichte und Bodenbearbeitung in Abbildung 35 soll noch einmal das bereits bestehende Potenzial struktureller Diversität in heterogen aufgelichteten Kiefernaltbeständen mit Stammzahlen von 100 bis 200 Altbäumen, bei zugleich

---

heterogen durchgeführter Bodenbearbeitung verdeutlichen. Während stammzahlreiche Altbaumpartien bei ausreichend langen Vorbereitungszeiträumen noch in diese Richtung zu entwickeln sind, bleibt diese Option in Beständen mit starker Stammzahlreduktion und zugleich flächig intensiver Bodenbearbeitung ein unrealistisches Ziel.

---

## 6. Referenzen

- Aaltonen V.T. 1948.** Boden und Wald. Unter besonderer Berücksichtigung des nordeuropäischen Waldbaus. Berlin + Hamburg: Verlag Paul Parey, 457 S.
- Ackzell L. 1993.** A comparison of planting, sowing and natural regeneration for *Pinus sylvestris* (L.) in boreal Sweden. *Forest Ecology and Management* 61: 229–245.
- Adámek M., Hadincová V., Wild J. 2016.** Long-term effect of wildfires on temperate *Pinus sylvestris* forests: Vegetation dynamics and ecosystem resilience. *Forest Ecology and Management* 380: 285–295. doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.051
- Aleksandrowicz-Trzcińska M., Drozdowski S., Brzeziecki B., Rutkowska P., Jabłońska B. 2014.** Effects of different methods of site preparation on natural regeneration of *Pinus sylvestris* in Eastern Poland. *Dendrobiology* 71: 73–81. doi.org/10.12657/denbio.071.007
- Altenkirch W., Majunke C., Ohnesorge B. 2002.** Waldschutz auf ökologischer Grundlage. Stuttgart: Eugen Ulmer GmbH & Co., 434 S.
- Ammer C., Brang P., Knoke T., Wagner S. 2004.** Methoden zur waldbaulichen Untersuchung von Jungwüchsen. *Forstarchiv* 75: 83–110.
- Anders S., Beck W., Bolte A., Hofmann G., Jossen M., Krakau U., Müller J. (2002):** Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. - Einfluß von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefern-, Eichen- und Buchen-Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflandes-. 1. Auflage, Oberwinter: Verlag Dr. Kessel, 283 S.
- Andrzejczyk T., Aleksandrowicz-Trzcińska M., Żybura, H. 2009.** Wpływ cięć rębnych na zagęszczenie, wzrost i stan zdrowotny odnowień naturalnych sosny w warunkach Nadleśnictwa Tuszyn. (The effect of final cuts on the density, growth and health condition of pine natural regeneration in the territory of the Tuszyn Forest District) *Leśne Prace Badawcze (Forest Research Papers)* 70 (1): 5–17. DOI: 10.2478/v10111-009-0001-6 (Polnisch mit englischem Abstract)
- Aspe P. 2009.** Dynamique de la régénération naturelle chez le pin sylvestre, *Pinus sylvestris* L. : impacts de la structure des peuplements et des flux de gènes à différentes échelles spatiales sur la diversité génétique. *THÈSE. ÉCOLE DOCTORALE SCIENCES ET TECHNOLOGIES LABORATOIRE UAGPF – CGAF*, 191 S.
- Ayari A., Zubizarreta-Gerendiain A., Tome M., Tome J., Garchi S., Henchi B. 2012.** Stand, tree and crown variables affecting cone crop and seed yield of Aleppo pine forests in different bioclimatic regions of Tunisia. *Forest Systems* 21 (1): 128–140.
- Baddeley A., Rubak E., Turner R. 2016.** Spatial Point Patterns. Methodology and Applications with R. Boca Raton + London + New York: Chapman & Hall/CRC Interdisciplinary Statistics Series. CRC Press Taylor & Francis Group, A Chapman & all Book, 810 S.
- Baddeley A., Turner R. 2005.** Spatstat: an R package for analyzing spatial point patterns. *Journal of Statistical Software* 12 (6): 1–42. URL: [www.jstatsoft.org](http://www.jstatsoft.org)
- Barbeito I., Fortin M.-J., Montes F., Cañellas I. 2009.** Response of pine natural regeneration to small-scale spatial variation in a managed Mediterranean mountain forest. *Applied Vegetation Science* 12: 488–503.
- Barnett J.P., Baker J.B. 1991.** Regeneration Methods. p. 35–50, In: Duryea M.L., Dougherty P.M. (Hrsg.): *Forest Regeneration Manual*. Forest Sciences 36, Dordrecht + Boston + London: Kluwer Academic Publishers, 433 S.
- Batschelet E. 1981.** Circular Statistics in Biology. London + New York + Toronto + Sydney + San Francisco: Academic Press, 371 S.
- Bauer A., Dammann I., Gawehn P., Schröck H.W., Wendland J., Ziegler Ch. 2007.** Waldbäume. Bilderserien zur Einschätzung von Kronenverlichtungen bei Waldbäumen. [Picture series for the assessment of crown defoliation of forest trees.]. 2. Aufl., Arbeitsgemeinschaft Kronenzustand des Bundes und der Länder in Deutschland, Verlag M. Faste, 130 S.
- Behrens L. 2011.** Past and present Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) regeneration along site type gradients in Białowieża Forest, Poland. Swedish University of Agricultural Sciences, *Master Thesis* no. 169, Southern Swedish Forest Research Centre, Alnarp 2011, 58 S.
- Bendig J., Bolten A., Bareth G. 2013.** UAV-based imaging for multi-temporal, very high resolution crop surface models to monitor crop growth variability. *PFG* 6: 1432–8364. doi: 10.1127/1432-8364/2013/0200
- Berger U., Hildenbrandt, H. 2000.** A new approach to spatially explicit modelling of forest dynamics: spacing, ageing and neighbourhood competition of mangrove trees. *Ecological Modelling* 132: 287–302.
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (Hrsg.) 2016.** Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. 2. korrigierte Aufl., Berlin, 52 S.
- Brümelis G., Jonsson B.G., Kouki J., Kuuluvainen T., Shorohova E. 2011.** Forest Naturalness in Northern Europe: Perspectives on Processes, Structures and Species Diversity. *Silva Fennica* 45 (5): 807–821.
- Bolte A. 1996.** Die Bodenvegetation in Kiefernökosystemen - eine Steuergröße für den Wasser- und Stoffhaushalt. *Mitt. Bundesforschungsanst. Forst-Holzwirtsch.* 185:97–111.
- Børset, O. 1965.** Zur Jungwuchspflege von Kieferndickungen in Ost-Norwegen. S: 329-336. In: Wagenknecht E. (Redakteur) Deutsche Demokratische Republik + Deutschen Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin (Herausgeber) 1965. Aktuelle Probleme der Kiefernwirtschaft. Internationales Symposium des Instituts für Forstwissenschaften Eberswalde der Deutschen Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin. vom 28 September bis 3. Oktober 1964 in Eberswalde, Tagungsberichte Nr. 75, Nationales Druckhaus VOB National, Berlin, 716 S.
- Brown M., Lowe D. 2007.** Automatic Panoramic Image Stitching using Invariant Features. *International Journal of Computer Vision*. 74(1):59–73.

- 
- Burschel P., Huss, J. 2003.** Grundriss des Waldbaus. Ein Leitfaden für Studium und Praxis. 3. unveränderte Aufl.. Stuttgart: Eugen Ulmer GmbH, 487 S.
- Butin H. 2011.** Krankheiten der Wald- und Parkbäume: Diagnose - Biologie - Bekämpfung. 4. neubearb. Aufl., Stuttgart: Ulmer, 319 S.
- CABI (CAB International) 2002.** Pines of silvicultural importance. Biddles Ltd., Guildford and King's Lynn, 531 S.
- Camarero J.J., Gutiérrez E., Fortin M.J., Ribbens E. 2005.** Spatial patterns of tree recruitment in a relict population of *Pinus uncinata*: forest expansion through stratified diffusion. *Biogeography* 32: 1979–1992. doi:10.1111/j.1365-2699.2005.01333.x
- Cameron A.D. 1996.** Managing birch woodlands for the production of quality timber. *Forestry* 69 (4):357–371
- Carlisle A., Brown A.H.F. 1968.** *Pinus Sylvestris* L.. *Journal of Ecology* 56 (1): 269–307.
- Castro J. 2006.** Short Delay in Timing of Emergence Determines Establishment Success in *Pinus sylvestris* across Microhabitats. *Annals of Botany* 98: 1233–1240. doi:10.1093/aob/mcl208
- Cermák J., Riguzzi F., Ceulemans R. 1998.** Scaling up from the individual tree to the stand level in Scots pine. I. Needle distribution, overall crown and root geometry. *Annales des Sciences Forestières* 55: 63–88.
- Chakravarty P., Unestam T. 1987.** Differential Influence of Ectomycorrhizae on Plant Growth and Disease Resistance in *Pinus sylvestris* Seedlings. *J. Phytopathology* 120: 104–120.
- Clark P.J. 1999.** Seed Dispersal near and far: Patterns across Temperate and Tropical Forests. *Ecology* 80 (5): 1475–1494.
- Clark P.J., Evans F.C. 1954:** Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationship in populations. *Ecology* 35 (4): S. 445–453.
- Coban S., Colak A.H., Rotherham I.D. 2016.** Interactions between canopy cover density and regeneration cores of older saplings in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands. *Forest Systems* 25 (3): e073, 14 pages. doi.org/10.5424/fs/2016253-08429
- Connell J. 1971.** On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In: den Boer P.J., Gradwell G.R. (Eds.). *Dynamics of Populations*. Wageningen, The Netherlands: Centre for Agricultural Publishing and Documentation. S: 298–312.
- Cramer M., Bovet S., Gültlinger M., Honkavaara E., McGill A., Rijdsdijk M., Tabor M., Tournadre V. 2013.** On the use of RPAS in National Mapping –the EUROSDR Point of View. International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Volume XL-1/W2, 2013, UAV-g2013, 4 – 6 September 2013, Rostock, Germany: 93–99.
- Crocker T.C., Boyer W.D. 1975.** Regenerating Longleaf Pine Naturally. U.S. Department of Agriculture Forest Service Research Paper SO-105, 21p.
- Debain S., Curt T., Lepart J., Prevosto B. 2003.** Reproductive variability in *Pinus sylvestris* in southern France: Implications for invasion. *Journal of Vegetation Science* 14: 509–551.
- De Chantal M. 2003.** The effects of site and soil properties on the establishment and early development of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* regenerated from seeds. *Phd-thesis*, Faculty of Agriculture and Forestry of the University of Helsinki, 36 S.
- Degenhardt A. 2000.** Der Einfluß der Durchforstung auf die Struktur in Kiefernbeständen. *AFZ-DerWald* 14: 734–736.
- Degenhardt A., Lange M. 2008.** Wie viel Platz brauchen Z-Bäume im Kiefernreinbestand? *DVFFA – Sektion Ertragskunde*, Jahrestagung 2008, S: 102–110.
- Dengler A. 1990.** Waldbau auf ökologischer Grundlage Zweiter Band: Baumartenwahl, Bestandesbegründung und Bestandespflege. 6. Aufl., Hamburg und Berlin: Verlag Paul Parey, 314 S.
- Dengler A. 1992.** Waldbau auf ökologischer Grundlage Erster Band: Der Wald als Vegetationsform und seine Bedeutung für den Menschen. 6. Aufl., Hamburg und Berlin: Verlag Paul Parey, 350 S.
- Dessard H., Bar-Hen A. 2005.** Experimental design for spatial sampling applied to the study of tropical forest regeneration. *Can. J. For. Res.* 35 (5): 1149–1155.
- Dohrenbusch A. 1997.** Die natürliche Verjüngung der Kiefer (*Pinus silvestris* L.) in nordwestdeutschen Pleistozän. *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt* Bd. 123) Frankfurt am Main: J. D. Sauerländer's Verlag, 269 S.
- Egnell G. 2000.** Silviculture and Management of Scots Pine in Sweden. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.: Fuera de Serie* 1: 165–174.
- Eriksson A.-M., Olsson J., Jonsson B.G., Toivanen S., Edman M. 2013.** Effects of restoration fire on dead wood heterogeneity and availability in three *Pinus sylvestris* forests in Sweden. *Silva Fennica* 47 (2): 15 S.
- Eisenhauer D.-R., Irrgang S., Behrens S., Ritter K. 2004.** Integration der Kiefern-Naturverjüngung in einen ökologisch orientierten Waldbau – Geotope, Bodenvegetation, Bodenbearbeitung, Konkurrenz des Oberbestandes. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* Band XXI: Naturverjüngung der Kiefer. Erfahrungen, Probleme, Perspektiven, 20–30.
- Fei Y., De-Xiang W., Xiao-Xiao S., Xian-Feng Y., Qing-Ping H., You-Ning H. 2013.** Effects of Environmental Factors on Tree Seedling Regeneration in a Pine-oak Mixed Forest in the Qinling Mountains, China. *J. Mt. Sci.* 10 (5): 845–853. doi: 10.1007/s11629-013-2548-1
- Fridman J., Holm S., Nilsson M., Nilsson P., Ringvall A.H., Ståhl G. 2014.** Adapting National Forest Inventories to changing requirements – the case of the Swedish National Forest Inventory at the turn of the 20th century. *Silva Fennica* 48 (3): article id 1095. 29 p.
- FSC Arbeitsgruppe Deutschland e.V. 2012.** Deutscher FSC-Standard. Deutsche übersetzte Fassung Version 2.3 vom 01.07.2012. 51 S.
-

- Friederici P.** 2003. Ecological Restoration of Southwestern Ponderosa Pine Forests. The Science and Practice of Ecological Restoration, Island Press, Washington - Covelo – London, 561 p.
- Gaudio N., Balandier P., Perret S., Ginisty C.** 2011. Growth of understorey Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) saplings in response to light in mixed temperate forest. *Forestry* 84 (2): 187–195. doi:10.1093/forestry/cpr005
- Glèlè Kakai R.** 2016. Effectiveness of inventory plot patterns and spatial distribution of trees and recruits in West African forest estimates: Recent findings and perspectives RUFORUM Working Document Series (ISSN 1607-9345) 14 (1): 497–506. Available from <http://repository.ruforum.org>
- Gerelbaatar S., Baatarbileg N., Batsaikhan G.** 2015 Density and growth performance of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) understorey saplings in logged forests of Tujiin Nars National Park in the Western Khentii Mountains, Case study from Northern Mongolia. *Global Advanced Research Journal of Agricultural Science* 4 (1): 17–25.
- González-Martínez S.C., Bravo F.** 2001. Density and population structure of the natural regeneration of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the High Ebro Basin (Northern Spain). *Ann. For. Sci.* 58: 277–288.
- González-Martínez S.C., Burczyk J., Nathan R., Nanos N., Gil L., Alía R.** 2006. Effective gene dispersal and female reproductive success in Mediterranean maritime pine (*Pinus pinaster* Aiton). *Mol Ecol* 15 (14): 4577–4588. doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.03118.x
- Grace S.L., Hamrick J.L., Platt W.J.** 2004. Estimation of Seed Dispersal in an Old-Growth Population of Longleaf Pine (*Pinus palustris*) Using Maternity Exclusion Analysis. *Castanea* 69 (3): 207–215.
- Greene D.F., Calogeropoulos C.** 2002. Measuring and modelling seed dispersal of terrestrial plants. In: Bullock J.M., Kenward R.E., Hails R.S. (eds) Dispersal ecology. The 42<sup>nd</sup> Symposium of the British Ecological Society held at the University of Reading 2–5 April 2001. Oxford: Blackwell, 3–23.
- Grimm V., Railsback, S.F.** 2005. Individual-based Modeling and Ecology. Princeton and Oxford: Princeton University Press, Princeton series in theoretical and computational biology, 428 S.
- Grueters U., Seltmann T., Schmidt H., Horn H., Pranchai A., Vovides A.G., Peters R., Vogt J., Dahdouh-Guebas F., Berger U.** 2014. The mangrove forest dynamics model mesoFON. *Ecological Modelling* 291: 28–41.
- Gustafsson L., Baker S.C., Bauhus J., Beese W.J., Brodie A., Kouki J., Lindenmayer D.B., Löhmus A., Martínez Pastur G., Messier C., Neyland M., Palik B., Sverdrup-Thygeson A., Volney W.J.A., Wayne A., Franklin J.F.** 2012. Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective *BioScience* 62: 633–645.
- Hafemann E., Stähr F.** 2007. Zur Verjüngung der Kiefer. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* Band XXXII: 414–420.
- Hall R.J., Aldred A.H.** 1992. Forest regeneration appraisal with large-scale aerial photographs. *Février* 58 (1): 142–150.
- Harper J.L.** 1977. Population Biology of Plants. London + New York + San Francisco: Academic Press 892 S.
- Hecht M.** 2012. Untersuchung zur Samenproduktion und Samenausbreitung der Gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris* L.). Bachelor-Arbeit, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden, 52 S.
- Hegyi F.** 1974. A simulation model for managing jack-pine stands. In: Fries J. (Ed.). Growth models for tree and stand simulation. Stockholm, Sweden: Royal College of Forest, pp. 70–90.
- Heinken T.** 2007. Sand- und Silikat-Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) in Deutschland: Gliederungs-konzept und Ökologie. Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft, Potsdam: Postprints der Universität Potsdam, *Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe* 154 (19): 146–162.
- Heinken T.** 2008. Die natürlichen Kiefernstandorte Deutschlands und ihre Gefährdung. Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Potsdam: Postprints der Universität Potsdam, *Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe* 153 (2): 19–41.
- Heinsdorf M.** 1994. Kiefernaturverjüngung – ein historischer Abriss. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 28 (2): 62–65.
- Hessenmöller D., Elsenhans A.S., Schulze E.D.** 2013. Sampling forest tree regeneration with a transect approach. *Ann. For. Res.* 56 (1): 3–14.
- Hille M., den Ouden J.** 2004. Improved recruitment and early growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings after fire and soil scarification. *Eur J Forest Res* 123: 213–218. doi 10.1007/s10342-004-0036-4
- Hoffmann G., Steiner J.** 1965. Über den Einfluß von Nadelverlusten auf das Wachstum von Kiefernjungpflanzen. S: 261–265. In: Wagenknecht, E. (Redakteur) Deutsche Demokratische Republik + Deutschen Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin (Herausgeber) 1965. Aktuelle Probleme der Kiefernwirtschaft. Internationales Symposium des Instituts für Forstwissenschaften Eberswalde der Deutschen Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin. vom 28 September bis 3. Oktober 1964 in Eberswalde, Tagungsberichte Nr. 75, Nationales Druckhaus VOB National, Berlin, 716 S.
- Honkavaara E., Hakala T., Markelin L., Jaakkola A., Saari H., Ojanen H., Viljanen N.** 2014. Autonomous hyperspectral UAS photogrammetry for environmental monitoring applications. In C. Toth, T. Holm, & B. Jutzi (Eds.), The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 155–159.
- Horton K.W., Bedell G.H.D.** 1960. White and red pine. Ecology Silviculture and Management. Canada Dept. of Northern Affairs and National Resources, *For. Branch Bull.* 123: 185 S.
- Horton K.W.** 1962. Regenerating white pine with seed trees and ground scarification. *Tech. Note No.* 118. Department of Forestry, Ottawa. 19 S.

- 
- Horvitz C.C., Le Corff J. 1993.** Spatial scale and dispersion pattern of ant- and bird-dispersed herbs in two tropical lowland rain forests. *Vegetatio* 107/108: 351–362.
- Hurlbert S.H. 1984.** Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54(2): 187–211.
- Huth F. 2009.** Untersuchungen zur Verjüngungsökologie der Sand-Birke (*Betula pendula* Roth). Dissertation, Technische Universität Dresden; Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften; Institut für Waldbau und Forstschutz; Professur für Waldbau, 383 S.
- Huth F., Hagemann U., Wagner S., Fischer H. 2012.** Ansatz für großflächigen Dauerversuch auf DBU-Naturerbeflächen. Renaturierung von Kiefernreinbeständen - RENAki. *AFZ-DerWald* 15: 21–23.
- Hyppönen M., Alenius V., Valkonen S. 2005.** Models for the establishment and height development of naturally regenerated *Pinus sylvestris* in Finnish Lapland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 347–357.
- Hyppönen M., Hallikainen V., Niemelä J., Rautio P. 2013** The contradictory role of understory vegetation on the success of Scots pine regeneration. *Silva Fennica* 47 (1): article id 903. 19p.
- Hunziker T. 1956.** Ökologische Untersuchungen über die natürliche Föhrenverjüngung im nordostschweizerischen Mittelland. *Promotionsarbeit*, Eidgenössischen Technischen Hochschule in Zürich, 145 S.
- Illian J., Penttinen, A., Stoyan, H., Stoyan, D. 2009.** Statistical Analysis and Modelling of Spatial Point Patterns. John Wiley & Sons, Ltd, 534 S.
- Jakobsson R. 2005.** Growth of Retained Scots Pines and Their Influence on the New Stand. *Doctoral thesis* Swedish University of Agricultural Sciences Umeå, *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae* 34: 33 S.
- Janzen D. 1970.** Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist* 104 (940): 501–528.
- Juez L., Gonzalez-Martinez S.C., Nanos N., de-Lucas A.I., Ordóñez C., del Peso C., Bravo F. 2014.** Can seed production and restricted dispersal limit recruitment in *Pinus pinaster* Aiton from the Spanish Northern Plateau? *Forest Ecology and Management* 313: 329–339. [doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.033](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.033)
- Juntunen V., Neuvonen S. 2006.** Natural regeneration of Scots pine and Norway spruce close to the timberline in northern Finland. *Silva Fennica* 40(3): 443–458. [article id 329. https://doi.org/10.14214/sf.329](https://doi.org/10.14214/sf.329)
- Kangas A. (Ed.) 2009.** Forest inventory: methodology and applications. *Managing forest ecosystems* 10, Dordrecht: Springer, 362 S.
- Karlsson C. 2000.** Seed production of *Pinus sylvestris* after release cutting. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 982–989.
- Karlsson M. 2001.** Natural regeneration of Broadleaved tree species in Southern Sweden – Effects of silvicultural treatments and seed dispersal from surrounding stands. Doctoral thesis, Swedish University of agricultural Science, Alnarp, *Silvestria* 196.
- Karlsson C. 2006.** Fertilization and release cutting increase seed production and stem diameter growth in *Pinus sylvestris* seed trees. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 317–326.
- Kellomäki S., Hänninen H., Kolström T., Kotisaari A., Pukkala T. 1987.** A tentative model for describing the effects of some regenerative processes on the properties of natural seedlings stands. *Silva Fennica* 21 (1):1–10.
- Kint V., Mohren G.M.J., Geudens G., De Wulf R., Lust N. 2004.** Pathways of stand development in ageing *Pinus sylvestris* forests. *Journal of Vegetation Science* 15: 549–560.
- Kint V., Geudens G., Mohren G.M.J., Lust N. 2006.** Silvicultural interpretation of natural vegetation dynamics in ageing Scots pine stands for their conversion into mixed broadleaved stands. *Forest Ecology and Management* 223: 363–370. [doi:10.1016/j.foreco.2005.11.018](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.11.018)
- Klawitter F. 2016.** Vergleichende Untersuchungen zur Kiefernverjüngung (*Pinus sylvestris* L. 1753) auf einer ehemaligen Nonnenbefallsfläche in Abhängigkeit von Verjüngungsart und Bodenbearbeitung. *Masterarbeit*, Fakultät Umweltwissenschaften der Technischen Universität Dresden, Master-Studiengang Forstwissenschaften, 101 S.
- Kohlermann L. 1950.** Untersuchungen über die Windverbreitung der Früchte und Samen mitteleuropäischen Waldbäume. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 69: 606–624.
- Köhler F. 2004.** Einflussfaktoren auf das Ankommen von Kiefern-Naturverjüngung – vorläufige Ergebnisse von Untersuchungen im Land Brandenburg. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* Band XXI: Naturverjüngung der Kiefer. Erfahrungen, Probleme, Perspektiven. 48–58 S.
- Kohm K.A., Franklin, J.F., (ED) 1997.** Creating a Forestry for the 21<sup>st</sup> Century. *The Science of Ecosystem Management*. Washington, D.C., + Covelo, Colifornia: Island Press, 475 S.
- Kraus K. 2004.** Photogrammetrie: Photogrammetrie: Geometrische Informationen aus Photographien und Laserscanneraufnahmen. *De Gruyter Lehrbuch*, 7. Auflage, 540 p.
- Krebs C.J. 1989.** *Ecological Methodology*. New York: Harper & Row, 652 S.
- Kuper J.H. 1994.** Sustainable Development of Scots Pine Forests. Agricultural University Wageningen, The Netherlands, *Wageningen Agricultural University Papers* 94-2: 317 S.
- Leck M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L. 2008.** *Seedling Ecology and Evolution*. Cambridge + New York+ Melbourne + Madrid + Cape Town + Singapore + São Paulo + Delhi: Cambridge University Press, 514 S.
- Leiterer R., Mücke W., Morsdorf F., Hollaus M., Pfeifer N., Schaeppman M. 2013.** Flugzeuggestütztes Laserscanning für ein operationelles Waldstrukturmonitoring. *PFG*, Bd. 2013, 3: 1432–8364. [doi: 10.1127/1432-8364/2013/0168](https://doi.org/10.1127/1432-8364/2013/0168)
-

- 
- Lembcke G., Knapp E., Dittmar O. 2000.** Ertragstafel für die Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland. In: Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.) 101 S.
- Lehto J. 1969.** Studies conducted in northern Finland on the regeneration of Scots pine by means of the seed tree and shelterwood methods. *Communications Instituti Forestalis Fenniae* 67(4). 140 p.
- Leuschner C. 1994.** Walddynamik auf Sandböden in der Lüneburger Heide (NW-Deutschland). *Phytocoenologia* 22: 289–324.
- LFE (Landesforstanstalt Eberswalde) 2004.** Naturverjüngung der Kiefer. Erfahrungen, Probleme, Perspektiven. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* Band XXI, Potsdam und Eberswalde: Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam mbH, 63 S.
- LFE (Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde) 2009.** Wald im Klimawandel – Risiken und Anpassungsstrategien. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* Band 42, Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam mbH, 144 S.
- LMUL (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft) 2015.** Ergebnisse der ersten landesweiten Waldinventur in Brandenburg, 22 S. [www.mlul.brandenburg.de/media\\_fast/4055/LWI\\_Ergebnisse.PDF](http://www.mlul.brandenburg.de/media_fast/4055/LWI_Ergebnisse.PDF)
- Lockow K.-W. 2004.** Hilfstafeln für den Forstbetrieb - Grafische Ertragstafelauszüge für das nordostdeutsche Tiefland. Brandenburgisches Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung, 124 S.
- Lockow K.-W. 2015.** Grundlagen der Kiefernwirtschaft: Versuchsfächenergebnisse und Entscheidungshilfen. *Schriftenreihe Agrarwissenschaftliche Forschungsergebnisse*. Kovač, Dr. Verlag; 320 S.
- López de Heredia U., Nanos N., García-del-Rey E., Guzmán P., López R., Venturas M., Gil Muñoz P., Gil L. 2015.** High seed dispersal ability of *Pinus canariensis* in stands of contrasting density inferred from genotypic data. *Forest Systems* 24 (1): e015, 13 pages. [doi.org/10.5424/fs/2015241-06351](https://doi.org/10.5424/fs/2015241-06351)
- Lundqvist L., Spreer S., Karlsson C. 2013.** Volume production in different silvicultural systems for 85 years in a mixed *Picea abies*-*Pinus sylvestris* forest in central Sweden. *Silva Fennica* 47 (1): article id 897. 14 S.
- Lundqvist S.-O., Grahn T., Olsson L., Wilhelmsson L., Arlinger J., Valinger E., Brüchert F., Müller M., Sauter U.H., Gardiner B., Pizzirani S., Fonweban J. 2011.** Mapping of properties in forest resources and models used – Results from EFORWOOD Case Studies in Västerbotten (North Sweden), Baden-Württemberg (Germany) and South Scotland. *EFI Technical Report* 73, 65 S.
- Luthardt M.E. 2004.** Strategische Vorstellungen zur naturnahen Kiefernbewirtschaftung in Brandenburg. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* Band XXI: Naturverjüngung der Kiefer. Erfahrungen, Probleme, Perspektiven: 7–11.
- Lust N., Muys B., Nachtergale L. 1998.** Increase of biodiversity in homogeneous Scots pine stands by an ecologically diversified management. *Biodivers. Conserv.* 7: 249–260.
- Lyr H., Hoffmann G., Ritter G. 1965.** Vergleichende Untersuchungen über die Schattenfestigkeit von *Pinus sylvestris* L. und *Pinus nigra* Arnold bei unterschiedlicher Nährstoffversorgung. S.: 177–184. In: Wagenknecht E. (Redakteur) Deutsche Demokratische Republik + Deutschen Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin (Herausgeber) 1965. Aktuelle Probleme der Kiefernwirtschaft. Internationales Symposium des Instituts für Forstwissenschaften Eberswalde der Deutschen Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin. vom 28 September bis 3. Oktober 1964 in Eberswalde, Tagungsberichte Nr. 75, Nationales Druckhaus VOB National, Berlin, 716 S.
- Magnani F., Nolè A., Ripullone F., Grace J. 2009.** Growth patterns of *Pinus sylvestris* across Europe: a functional analysis using the HYDRALL model. *iForest–Biogeosciences and Forestry* 2: 162–171. [doi: 10.3832/ifer0516-002](https://doi.org/10.3832/ifer0516-002)
- Martínez-Falero E., Martín-Fernández S., García-Abril A. 2014.** Quantitative Techniques in Participatory Forest Management. Boca Raton + London + New York: CRC Press Taylor & Francis Group, 588 S.
- McElhinny C., Gibbons P., Brack C., Bauhus J. 2005.** Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement, *Forest Ecology and Management* 218: 1–24.
- McWilliams W.H., Westfall J.A., Brose P.H., Dey D.C., Hatfield M., Johnson K., Laustsen K.M., Lehman S.L., Morin R.S., Nelson M.D., Ristau T.E., Royo A.A., Stout S.L., Willard T., Woodall C.W. 2015.** A regeneration indicator for Forest Inventory and Analysis: history, sampling, estimation, analytics, and potential use in the midwest and northeast United States. *Gen. Tech. Rep. NRS-148*. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 74 S.
- Meffert K. 2002-2017.** Java Genetic Algorithms Package (JGAP). <http://jgap.sourceforge.net/>
- Messer H. 1958.** Das Fruchten der Waldbäume als Grundlage der Forstsamengewinnung, I. Koniferen. Sauerländer, Frankfurt a. M., 108 S.
- Mikola P. 1965.** Verjüngung der Kiefer an der polaren Waldgrenze. S: 167–170. In: Wagenknecht E. (Redakteur) Deutsche Demokratische Republik + Deutschen Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin (Herausgeber) 1965. Aktuelle Probleme der Kiefernwirtschaft. Internationales Symposium des Instituts für Forstwissenschaften Eberswalde der Deutschen Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin. vom 28 September bis 3. Oktober 1964 in Eberswalde, Tagungsberichte Nr. 75, Nationales Druckhaus VOB National, Berlin, 716 S.
- Millberg H. 2015.** Foliar Fungi of Scots Pine (*Pinus sylvestris*). *Doctoral Thesis*, Swedish University of Agricultural Sciences Uppsala, Faculty of Forest Sciences Department of Forest Mycology and Plant Pathology Uppsala, *Acta Universitatis agriculturae Sueciae* 111, 50 S.
- MLUR (Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg) 2004** Waldbau-Richtlinie 2004 „Grüner Ordner“ der Landesforstverwaltung Brandenburg.
- MLUV (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg) 2005.** Ökologischer Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* Band XXIII, 141 S.
-

- MLUV** (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg) **2007**. Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* Band XXXII, 568 S.
- Möller K., Hafemann E., Ebert H.-D., Heisterberg D., Kätzel R., Löffler S., Noack M., Rieck W., Srohbach B., Wenk M. 2008**. Auswirkungen großflächiger Schadereignisse durch nadelfressende Kieferninsekten – Beispiel Nonnenfraß in der Schorfheide. – *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* 35: 46–53.
- Moreno-Fernández D., Cañellas I., Calama R., Gordo J., Sánchez-González M. 2013**. Thinning increases cone production of stone pine (*Pinus pinea* L.) stands in the Northern Plateau (Spain). *Annals of Forest Science* 70 (8): 761–768.
- Motz K., Sterba H., Pommerening A. 2010**. Sampling measures of tree diversity. *Forest Ecology and Management* 260: 1985–1996. doi:10.1016/j.foreco.2010.08.046
- Mukassabi T.A., Polwart A., Coleshaw T., Thomas P.A. 2012**. Scots pine seed dynamics on a waterlogged site. *Trees* 26: 1305–1315. doi 10.1007/s00468-012-0706-7
- Müller J., Luthardt M.E. 2009**. Wald- und Kiefernland Brandenburg. *AFZ-DerWald* 12: 635–637.
- Müller M. 2000**. Waldbaurahmenrichtlinie der Landesforstverwaltung Brandenburg. *AFZ-DerWald* 5: 239–242.
- Nagel J. 2011**. ForestSimulator BWINPro 7.6 – Englisch Manual – Version April 2011, Northwest German Forest Research Station, Göttingen, 67 S.
- Näther W., Wälder K. 2003**. Experimental Design and Statistical Inference for Cluster Point Processes - with Applications to the Fruit Dispersion of Anemochorous Forest Trees. *Biometrical Journal* 45 (8): 1006–1022.
- Ness T. 2004**. Erfahrungen mit Kiefern naturverjüngung auf armen Standorten in der Oberförsterei Hammer/ Dahmetal. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* Band XXI: Naturverjüngung der Kiefer. Erfahrungen, Probleme, Perspektiven. 44–47.
- Newton A.C. 2008**. Forest Ecology and Conservation. A handbook of Techniques. Oxford + New York: Oxford University Press, 454 S.
- Nyland R. D. 2007**. Silviculture. Concepts and Applications. 2. Aufl., Long Grove, Illinois: Waveland Press, Inc., 682 S.
- Nyman B. 1963**. Studies on the Germination in Seeds of Scots Pine (*Pinus silvestris* L.) with special reference to the light factor. *Studia Forestalia Suecica* 2, 164 S.
- Otto H.-J. 1994**. Waldökologie. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 391 S.
- Palik B., Mitchell R.J., Pecot S., Battaglia M., Pu M. 2003**. Spatial distribution of overstory retention influences resources and growth of longleaf pine seedlings. *Ecol. Appl.* 13: 674–686.
- Parviainen J. 2005**. Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. *For. Snow Landsc. Res.* 79 (1/2): 9–18.
- Peck J.L.E., Zenner E.K. 2009**. Spatial patterns of natural *Pinus strobus* L. regeneration in a *Pinus resinosa* Ait. Stand. *Journal of the Torrey Botanical Society* 136 (3): 369–379. doi.org/10.3159/09-RA-015.1
- PEFC 2009**. PEFC-Standards für nachhaltige Waldbewirtschaftung (Grafikversion). PEFC D 1002-1, gültig ab 01.01.2015. [https://pefc.de/dokumente.html]
- Petrere M. 1985**. The variance of the index (R) of aggregation of Clark and Evans. *Oecologia* 68: 158–159.
- Piha A. 2011**. Tree Mortality, Fire Scar Formation and Regeneration 8 Years After Low-Intensity Fire in Managed *Pinus sylvestris* Stands. *MSc-Thesis*, University of Helsinki Department of Forest Sciences, 44 S.
- Piha A., Kuuluvainen T., Lindberg H., Vanha-Majamaa I. 2013**. Can scar-based fire history reconstructions be biased? An experimental study in boreal Scots pine. *Canadian Journal of Forest Research* 43 (7): 669–675.
- Posselt K., Huth F., Wagner S., Müller M. 2011**. Kulla-Kultivator fördert Kiefern-Naturverjüngung. *AFZ-DerWald* 20: 27–32.
- Pretzsch H. 2001**. Modellierung des Waldwachstums. Berlin: Parey Buchverlag, 341 S.
- Pretzsch H., Biber P., Durský J. 2002**. The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management* 162: 3–21.
- Pretzsch H., Biber P., Uhl E., Dahlhausen J., Rötzer T., Caldentey J., Koike T., van Con T., Chavanne A., Seifert T., du Toit B., Farn den C., Paulei S. 2015**. Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. *Urban Forestry & Urban Greening* 14: 466–479.
- Pukkala T., Hokkanen T., Nikkanen, T. 2010**. Prediction models for the annual seed crop of Norway spruce and Scots pine in Finland. *Silva Fennica* 44 (4): 629–642.
- Ribbens E., Silander Jr. J.A., Pacala S.W. 1994**. Seedling Recruitment in Forests: Calibrating Models to Predict Patterns of Tree Seedling Dispersion. *Ecology* 75 (6): 1794–1806.
- Richardson D.M. (Ed.) 1998**. Ecology and Biogeography of Pinus. Cambridge: Cambridge University Press, 527 S.
- Rieck W., Russ A. 2014**. Regionalisierung des Bodenwasserhaushaltes für Klimaszenarien als Grundlage für die forstliche Planung. In: Wissenstransfer in die Praxis - Beiträge zum 9. Winterkolloquium. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 55. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landekompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. 20–30. <http://forst.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.4595.de/efs55.pdf>.
- Rohmeder E. 1959**. Das Saatgut der Waldbäume. S. 689–725. in: Müller R.: Grundlagen der Forstwirtschaft. Hannover: M & H Schaper Verlag, 1257 S.
- Rumpf H., Negel R.-V., Menne N., Noltensmeier A. 2015**. Natürliche Verjüngung der Kiefer im östlichen Vogelsberg? *AFZ-DerWald* 22: 41–45.

- Runkle J.R., 1992.** Guidelines and Sample: Protocol for Sampling Forest Gaps. *General Technical Report*. PNW-GTR-283, Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Rydin H., Snoeijis P., Diekmann M. (Ed.) 1999.** Swedish plant geography - Dedicated to Eddy van der Maarel on his 65th birthday - *Acta Phytogeographica Suecica* 84, 238 S.
- Sagnard F., Oddou-Muratorio S., Pichot C., Vendramin G.G., Fady B. 2011.** Effects of seed dispersal, adult tree and seedling density on the spatial genetic structure of regeneration at fine temporal and spatial scales. *Tree Genetics & Genomes* 7: 37–48. doi 10.1007/s11295-010-0313-y
- Sachs L., Hedderich, J. 2006.** Angewandte Statistik - Methodensammlung mit R. 11. Auflage, Berlin + Heidelberg + New York: Springer-Verlag, 702 S.
- Schmidt P.A. 2005.** Die potentielle natürliche Vegetation unter dem Aspekt der Waldentwicklung und naturnaher Waldbewirtschaftung an ausgewählten Beispielen ost- und mitteleuropäischer Waldgebiete. BfN-Skripten 156 Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas. BfN Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 383–398.
- Schröder T. 2007.** Neu in Europa: Der Quarantäneschadpilz *Fusarium circinatum* an Kiefer – Situation, Risikobewertung und Quarantänemaßnahmen. *Jahrbuch der Baumpflege* 2007: 321–326.
- Schupp E.W. 1995.** Seed–seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany* 82: 399–409.
- Schwarz G. 1978.** Estimating the Dimension of a Model. *The Annals of Statistics* 6 (2): 461–464.
- Sewerniak P. 2016.** Differences in early dynamics and effects of slope aspect between naturally regenerated and planted *Pinus sylvestris* woodland on inland dunes in Poland. *iForest- Biogeosciences and Forestry* 9: 875–882. doi: 10.3832/ifer1728-009
- Shevchenko S.V. 1978.** Forest phytopathology. 2. Ed., 322p.
- Shugart H.H., Leemans R., Bonan G.B. 1992.** A Systems Analysis of the Global Boreal Forest. Cambridge-New York-Port Chester-Melbourne-Sydney: Cambridge University Press, 565 S.
- Simak M., 1974.** Vaporous x-ray contrast agents for testing seed viability of *Pinus sylvestris* L. In: Proceedings: Seed X-ray Symposium. Macon, USA: 29–39.
- Similä M., Junninen K. (Eds.) 2012.** Ecological restoration and management in boreal forests – best practices from Finland. *Metsähallitus – Natural Heritage Services*. Helsinki. 50 S.
- Simonsen R. 2013.** Optimal regeneration method – planting vs. natural regeneration of Scots pine in northern Sweden. *Silva Fennica* 47 (2): article id 928. 23 p.
- Smith T.E. 2014.** Notebook on Spatial Data Analysis. (SEAS, Penn Engineering) Philadelphia: University of Pennsylvania, 615 p. <http://www.seas.upenn.edu/~ese502/>
- Sonohat G., Balandier P., Ruchaud F. 2004.** Predicting solar radiation transmittance in the understory of even-aged coniferous stands in temperate forests. *Annals of Forest Science* (7): 629–641.
- Stanturf J.A. (Ed.) 2016.** Restoration of Boreal and Temperate Forests. 2. Aufl., Boca Raton: CRC Press Taylor & Francis Group, 547 S.
- Staupendahl K., von Gadow K. 2008.** Eingriffsinventuren und dynamisches Betriebswerk – Instrumente der operativen Planung im Forstbetrieb. *Forstarchiv* 79: 16–27. doi 10.2376/0300-4112-79-16
- Stephens S.L., Fry D.L. 2005.** Spatial Distribution of Regeneration Patches in an Old-Growth *Pinus jeffreyi* – Mixed Conifer Forest in Northwestern Mexico. *Journal of Vegetation Science* 16 (6): 693–702
- Stoyan D., Wagner S. 2001.** Estimating the fruit dispersion of anemochorous forest trees. *Ecological Modelling* 145: 35–47.
- Stoyan D., Stoyan, H. 1992** Fraktale-Formen-Punktfelder: Methoden der Geometrie - Statistik. Berlin: Akademie Verlag, 394 S.
- Suchokas V. 2001.** Distribution of Scots Pine (*Pinus sylvestris*) Naturally Regenerating Seedlings on Abandoned Agricultural Forest Edges. *Balic Forestry* 7(1): 79–83.
- Tackenberg O. 2001.** Methoden zur Bewertung gradueller Unterschiede des Ausbreitungspotentials von Pflanzenarten. Modellierung des Windausbreitungspotentials und regelbasierte Ableitung des Fernausbreitungspotentials. Dissertationes Botanicae 347, Cramer, Berlin, 99 S. [Online, URL: <http://archiv.ub.uni-marburg.de/diss/z2001/0107/>]
- Taher M.M., Cook R.C. 1975.** Shade-Induced Damping-Off in Conifer Seedlings. I. Effects of Reduced Light Intensity on Infection by Necrotrophic Fungi. *New Phytol.* 75: 567–572.
- Tautenhahn S., Heilmeier H., Jung M., Kahl A., Kattge J., Moffat A., Wirth C. 2012.** Beyond distance-invariant survival in inverse recruitment modeling: A case study in Siberian *Pinus sylvestris* forests. *Ecological Modelling* 233: 90–103. doi:10.1016/j.ecolmodel.2012.03.009
- Thomasius H., Schmidt, P.A. 1996.** Wald, Forstwirtschaft und Umwelt. Umweltschutz Band 10, Bonn: Economica-Verlag, 435 S.
- Tomppo E., Gschwantner T., Lawrence M., McRoberts R.E. 2010.** National Forest Inventories. Pathways for Common Reporting. Heidelberg + Dordrecht + London + New York: Springer Science+Business Media B.V., 612 S.
- Troupin D., Nathan R., Vendramin G.G. 2006.** Analysis of spatial genetic structure in an expanding *Pinus halepensis* population reveals development of fine-scale genetic clustering over time. *Molecular Ecology* 15: 3617–3630.
- UNEP 2013.** „A new eye in the sky: Eco-drones“, United Nations Environment Programme, Adresse: [na.unep.net/geas/archive/pdfs/GEAS\\_May2013\\_EcoDrones.pdf](http://na.unep.net/geas/archive/pdfs/GEAS_May2013_EcoDrones.pdf) (besucht am 26. Juni 2014)

- 
- Valkonen S. 2000.** Effect of Retained Scots Pine Trees on Regeneration, Growth, Form, and Yield of Forest Stands. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.: Fuera de Serie* 1: 121–145.
- Valkonen S., Ruuska J., Siipilehto, J. 2002.** Effect of retained trees on the development of young Scots pine stands in Southern Finland. *Forest Ecology and Management* 166: 227–243.
- Vanha-Majamaa I., Lilja S., Ryömä R., Kotiaho J.S., Laaka-Lindberg S., Lindberg H., Tamminen P., Toivanen T., Kuuluvainen T. 2007.** Rehabilitating boreal forest structure and species composition in Finland through logging, dead wood creation and fire: The EVO experiment. *Forest Ecology and Management* 250 (1–2): 77–88.
- Vanselow K. 1949.** Natürliche Verjüngung im Wirtschaftswald. 2. Aufl., Radebeul und Berlin: Neumann Verlag, 367 S.
- Volosyanchuk R.T. 2002.** *Pinus sylvestris* L. S: 449–466, In: CAB International: (2002): Pines of silvicultural importance. Biddles Ltd., Guildford and King's Lynn; CABI Publishing, 531 S.
- von Gadow K. 2005.** Forsteinrichtung: Analyse und Entwurf der Waldentwicklung. Göttingen: Universitätsverlag Göttingen, 342 S.
- Wagenknecht E.** (Redakteur) Deutsche Demokratische Republik + Deutschen Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin (Herausgeber) **1965.** Aktuelle Probleme der Kiefernwirtschaft. Internationales Symposium des Instituts für Forstwissenschaften Eberswalde der Deutschen Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin. vom 28 September bis 3. Oktober 1964 in Eberswalde, Tagungsberichte Nr. 75, Nationales Druckhaus VOB National, Berlin, 716 S.
- Wagner S. 2008.** Zur räumlichen Optimierung der Altbestandsstellung im Rahmen schlagweiser Verfahren der Kiefernreifeverjüngung. *Forst und Holz* 63 (4): 29–33.
- Wagner S., Hermann I., Dempe S. 2010.** Spatial optimization for dispersion of remnant trees in seed-tree cuttings and retention-tree stands of Scots pine. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25 (5): 432–445. doi: [10.1080/02827581.2010.490235](https://doi.org/10.1080/02827581.2010.490235)
- Wagner S., Huth F., Hagemann U., Fischer, H. 2013.** Konzeption eines DBU-Projektes zur Renaturierung von Kiefernreinbeständen. *Abschlussbericht [AZ 30108-33/0]* 148 S.
- Weiß J. 1959.** Regeneration of Pine on small areas or under shelter. *Allg. Forstzeitschr.* 14 (25): 460–464.
- Wiebecke E. 1920.** Der Dauerwald: In 16 Fragen und Antworten. Stettin: Verlag der Landwirtschaftskammer für die Provinz Pommern, 51 S.
- Wiedemann E. 1926.** Die zweckmäßige breite der Kahlschläge im Kiefernwald. *Zeitschrift für Forst und Jagdwesen* 58: 333–350.
- Wiedemann E. 1951.** Ertragskundliche und waldbauliche Grundlagen der Forstwirtschaft. Das Hauptergebnis der 70jährigen Arbeiten der (ehem.) Preußischen Forstlichen Versuchsanstalt. Teil II. Die übrigen Bestandesformen - Die Verjüngung. Frankfurt am Main: J.D. Sauerländer's Verlag, 231 S.
- Widlowski, J.-L., Verstraete M., Pinty B., Gobron N. 2003.** Allometric Relationships of Selected European Tree Species. Parametrizations of tree architecture for the purpose of 3-D canopy reflectance models used in the interpretation of remote sensing data, *EC Joint Research Centre*, TP 440, I-21020 Ispra (VA), Italy.
- Wittich W. 1955.** Die standörtlichen Bedingungen für die natürliche Verjüngung der Kiefer und für ihre Erziehung unter Schirm. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 126: 109–117.
- Wu H., Sharpe P.J.H., Walker J., Penridge L.K. 1985.** Ecological Field Theory: a Spatial Analysis of Resource Interference among Plants. *Ecological Modelling* 29: 215–243.
- Yazdani R., Lindgren D. 1992.** Gene Dispersion after Natural Regeneration under a Widely-Spaced Seed-Tree Stand of *Pinus sylvestris* (L.). *Silvae Genetica* 41 (1): 1–5.

