



DEUTSCHER VERBAND  
FORSTLICHER FORSCHUNGSANSTALTEN  
Sektion Ertragskunde



## Jahrestagung 2022

12. bis 14. September 2022, Martinshaus Rendsburg

**DEUTSCHER VERBAND**

**FORSTLICHER FORSCHUNGSANSTALTEN**



**Sektion Ertragskunde**

**Tagungsband 2022**

*Jahrestagung 12. bis 14. September 2022*

*Tagungszentrum Martinshaus*

*Rendsburg*

---

## Beiträge zur Jahrestagung 2022

Herausgeber: Ralf-Volker Nagel  
Matthias Schmidt

*Obleute der Sektion Ertragskunde*  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt  
Abteilung Waldwachstum  
Grätzelstr. 2  
37079 Göttingen

Deutscher Verband Forstlicher Versuchsanstalten (DVFFA)  
Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung 2022

ISSN: 1432-2609

Redaktion: Hans Hamkens

Titelfoto: Hans Hamkens

---

## Vorwort

Die Jahrestagung der Sektion Ertragskunde 2022 fand in Rendsburg direkt am Nord-Ostsee-Kanal – mit dem Pausenblick auf das eine oder andere vorbei fahrende Containerschiff – statt. Ein breites ertragskundliches Themenspektrum von u.a. der Klimafolgenforschung über drohnengestütztes Laserscanning bis zur umfassenden Untersuchung von Alternativbaumarten und Mischbeständen wurde in insgesamt 21 Vorträge präsentiert und intensiv diskutiert.

Am zweiten Tag wurden im Rahmen einer Exkursion vier Waldbilder gezeigt. Zunächst ein Stieleichen-Durchforstungsversuch in der staatlichen Försterei Haale. Anhand der bestehenden empirischen Zeitreihen und darauf aufbauender Modellrechnungen wurde der Einfluss verschieden starker Durchforstungen auf die Zuwachs- und Volumenleistung sowie auf den Jahrringbau der Stieleiche auf einem staufeuchten und gut nährstoffversorgten Standort herausgearbeitet und diskutiert. Anschließend folgten zwei Waldbilder in der Forstbetriebsgemeinschaft Hanerau-Hademarschen: Ein 64-jähriger, wertgeästeter Douglasien-Bestand sowie ein jüngerer Thuja-Bestand. Der Anbau der Douglasie auf dem trockeneren Geest-Standort hat sich mit Blick auf das gezeigte Leistungsvermögen der Baumart bewährt und der Riesenlebensbaum (*Thuja plicata*) gilt als möglicher Hoffnungsträger gegenüber den projizierten trocken-wärmeren Klimabedingungen. Bei dem vierten Exkursionspunkt schließlich wurden Ergebnisse eines im Landeswald gelegenen Douglasien-Provenienzversuches in der Försterei Drage vorgestellt. Hier waren nach 63-jähriger Beobachtung noch deutliche Unterschiede in Bezug auf die Produktionsleistung und die qualitative Entwicklung der untersuchten Provenienzen erkennbar. Herrn Dr. Andreas Weller danken wir ganz herzlich für die perfekte Vorbereitung der Tagung und Durchführung der Exkursion. Herrn Niemöller gilt der Dank für die Unterstützung und Mitvorbereitung des Exkursionsteils im Privatwald.

Den stimmungsvollen Abschluss der Exkursion bildete ein abendlicher Besuch des rekonstruierten wikingerzeitlichen Handelsplatzes im Museum Haithabu.



Tagungsband und Einzelbeiträge können als PDF-Dateien von der Internetseite der Sektion Ertragskunde:

<https://sektionertragskunde.nw-fva.de/>

heruntergeladen werden.

---



## Inhaltsverzeichnis

|   |     |
|---|-----|
| Oberhöhenbonitierung ohne Alter? .....  | 7   |
| <i>Chaofang Yue, Hans-Peter Kahle, Joachim Klädtke, Ulrich Kohnle</i>   |     |
| How tree species and size diversity modulates temporal growth stability<br>and resistance to drought stress? .....  | 18  |
| <i>Bohdan Kolisnyk, Stanisław Drozdowski, Kamil Bielak</i>  |     |
| Abgrenzung von Bestandesschichten mithilfe eines bivariaten Gaußschen<br>Mischverteilungsmodells .....  | 27  |
| <i>Kai Staupendahl</i>  |     |
| Buchen-Voranbau aus Sicht des Kiefernschirmes .....   | 35  |
| <i>Jens Schröder, Michael Körner</i>  |     |
| Nachfragegesteuerte Holzentnahme und Klimasensitivität.....   | 47  |
| <i>Mirjam Pfeiffer, Klaus Hennenberg, Hannes Böttcher, Judith Reise, Anke Benndorf</i>  |     |
| Neuparametrisierung standortsensitiver Bonitätsfächer wichtiger Baumarten<br>unter Berücksichtigung von konzeptionellen Verbesserungen und erweiterten<br>Datengrundlagen ..... | 61  |
| <i>Jan Schick</i>   |     |
| Erkenntnisse aus der Übertragung von klimasensitiven Wachstumsgängen<br>aus einem öko-physiologischen Waldwachstumsmodell auf WEHAM .....                                       | 71  |
| <i>Hendrik Stark, Christian Vonderach</i>   |     |
| Calibration of phenological models for beech and oak tree species based on<br>MODIS data .....  | 101 |
| <i>Roman Sitko, Peter Marčiš, Peter Valent, Ivan Barka, Marek Fabrika</i>   |     |
| Modellierung und Projektion von Wintersturmschäden im Klimawandel.....  | 114 |
| <i>Thorsten Zeppenfeld, Matthias Schmidt</i>  |     |
| Baumartenwahl im Klimawandel.....   | 121 |
| <i>Hans Hamkens, Ralf-Volker Nagel, Herrmann Spellmann</i>  |     |
| Das Projekt „AnBauKlim“ eingeführte Baumarten zur Unterstützung des Waldes<br>im Klimawandel .....  | 126 |
| <i>Kilian Marx, Jana Melanie Hanke</i>  |     |
| Tsuga und Thuja als Nadelholz-Alternativen im Klimawandel? .....  | 138 |
| <i>Eric Andreas Thurm, Maik Werning, Ralf Nagel</i>   |     |
| Die Bedeutung räumlicher Variabilität und zeitlicher Entwicklung<br>für die Modellierung der Höhenbonität unter Klimaänderungsbedingungen .....                                 | 153 |
| <i>Hans-Peter Kahle, Chaofang Yue, Joachim Klädtke, Ulrich Kohnle</i>   |     |
| Drohngestütztes Laserscanning für die Charakterisierung<br>von Waldstrukturen auf Monitoringflächen .....   | 163 |
| <i>Michael Körner, Sven Martens</i>   |     |

---

|   |     |
|---|-----|
| Baumwachstum an Lückenrändern. Eine Auswertung<br>der Bergmischwaldversuche Kreuth 120-126.....   | 172 |
| <i>Peter Biber, Hans Pretzsch</i>   |     |
| Waldbezogene „naturbasierte Lösungen“ im Rahmen<br>der aktuellen Klimaschutzregulierungen.....  | 173 |
| <i>Joachim Rock</i>   |     |
| Small forest ownership in the Czech Republic.....   | 183 |
| <i>Jiří Novák, Dušan Kacálek, David Dušek, Jiří Remeš</i>   |     |
| Effect of different stand structures on Scots pine ( <i>Pinus sylvestris</i> )<br>and sessile oak ( <i>Quercus petraea</i> ) growth in the lower altitudinal zones..... | 186 |
| <i>Jakub Černý, David Dušek</i>   |     |

---

# Oberhöhenbonitierung ohne Alter?

---

Chaofang Yue<sup>1</sup>, Hans-Peter Kahle<sup>2</sup>, Joachim Klädtke<sup>1</sup>, Ulrich Kohnle<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Abteilung für Waldwachstum, FVA, Freiburg

<sup>2</sup>Professur für Waldwachstum und Dendroökologie, Universität Freiburg

## Zusammenfassung

Die Einschätzung der Wuchseistung auf einem gegebenen Standort ist eine entscheidende Voraussetzung für die Vorhersage des Wachstums und des Ertrags von Waldbeständen. Die Oberhöhenbonität einer Baumart, also die Höhe des Grundflächenmittelstammes der 100 dicksten Bäume je Hektar in einem bestimmten Alter, ist ein weitverbreiteter in gleichaltrigen Reinbeständen angewendeter Maßstab für die Wuchseistung (ASSMANN 1961). In ungleichaltrigen Beständen lässt sich die Oberhöhenbonität jedoch nicht direkt bestimmen, weil keine Altersinformationen verfügbar sind.

In diesem Beitrag wird ein neuer Ansatz zur Höhenbonitierung ohne Alter vorgestellt, indem anhand wiederholter Höhenmessungen zunächst ein effektives Alter ( $eA$ ) geschätzt, und anschließend auf dieser Grundlage die Oberhöhenbonität bestimmt wird.

Als Datengrundlage zur Evaluierung des neuen Ansatzes dienen Wiederholungsmessungen langfristiger Versuchsflächen der FVA in Baden-Württemberg. Zunächst wurden für die Evaluierung des Verfahrens zur Bestimmung des effektiven Bestandsalters gleichaltrige Parzellen ausgewählt, deren genaues Alter bekannt ist. Die Evaluierung zeigt, dass die auf dem effektiven Alter basierende Bonität ( $eSI$ ) im Vergleich zur konventionellen Bonität ( $SI$ ; basierend auf dem realen Alter) für die Schätzung des Bestandeshöhen- und Bestandesvolumenzuwachses und auch dem GWL-orientierten  $dGz$  statistisch überlegen ist.  $eSI$  ist daher ein guter Indikator für die Standortsproduktivität.

## Einleitung

Die Einschätzung der Wuchseistung auf einem gegebenen Standort ist eine entscheidende Voraussetzung für die Vorhersage des Wachstums und des Ertrags von Waldbeständen. Die Oberhöhenbonität einer Baumart, als  $H_{100}$  in einem bestimmten Alter, ist definiert als ein in gleichaltrigen Reinbeständen angewendeter Maßstab für die Wuchseistung. In heterogenen und ungleichaltrigen Mischbeständen lässt sich die Oberhöhenbonität jedoch nur sehr schwierig bestimmen (MONSERUD 1984), weil keine Altersinformationen verfügbar sind und/oder weil auch aktuell vorherrschende Bäume in der Vergangenheit phasenweise unter Schirmdruck ein gebremstes Wachstum aufweisen können, was zu einer Unterschätzung der Bonität führen kann.

Daher wurden zahlreiche Ansätze für Quantifizierung der Standortsproduktivität entwickelt (WEISKITTEL et al. 2011), wie phytozentrierte Ansätze, z. B. Standortsform (VANCLAY 1988) oder Standortsproduktivitätsindices wie von HUANG u. TITUS (1993) oder der Growth Intercept (WAKELEY 1954) und geozentrische Ansätze (WEISKITTEL et al. 2011). Solche Verfahren sind jedoch leider nur teilweise anwendbar und liefern häufig keine zufriedenstellenden Ergebnisse (VANCLAY 1992, WEISKITTEL et al. 2011).

Die der vorliegenden Arbeit zugrundeliegenden Hypothesen sind:

- Anhand wiederholter Bestandeshöhenmessungen lässt sich auf der Grundlage eines Bonitätsfächers (Modells) ein effektives Bestandesalter schätzen.
- Mit Hilfe des effektiven Bestandesalters kann die Oberhöhenbonität bestimmt werden.

- Die effektive Oberhöhenbonität ist ein guter Indikator für die Standortproduktivität von Waldbeständen.

## Datenmaterial

Die Datenbasis der Untersuchung umfasst Wiederholungsmessungen von 961 Fichten-Versuchspartzen in 509 Beständen in Baden-Württemberg, von denen neben anderen wachstumskundlichen Größen für die Auswertung auch das Alter bekannt war.

Die im Datensatz enthaltenen Flächen decken ein breites Spektrum an Meereshöhen sowie Niederschlags- und Temperaturverhältnissen und damit auch Bonitäten ab (Tabelle 1).

*Tabelle 1: Descriptive statistics of Norway spruce experimental stands and trees*

| Parameter                   | Einheit              | Mittelwert | Min  | Max      | Anz. Felder |
|-----------------------------|----------------------|------------|------|----------|-------------|
| m ü. NN                     | m                    | 628,14     | 102  | 1246,00  | n=961       |
| Temperatur (Veg.Periode)    | °C                   | 11,2       | 6,1  | 16,3     |             |
| Niederschläge (Veg.Periode) | mm                   | 571        | 159  | 1613     |             |
| Feldgröße                   | ha <sup>2</sup>      | 0,22       | 0,1  | 1,10     |             |
| Bestandesalter              | A                    | 62,43      | 9    | 212      |             |
| Baumzahl                    | n/ha                 | 1460       | 100  | 71233,00 |             |
| H100                        | mM                   | 22,20      | 4,23 | 40,34    |             |
| Bestandesgrundfläche        | m <sup>2</sup> /ha   | 40,07      | 0,32 | 81,29    |             |
| Bestandesvolumen            | m <sup>3</sup> /ha   | 445,94     | 0,10 | 1404,60  |             |
| GWL                         | m <sup>3</sup> /ha/a | 626,32     | 0,10 | 2022,60  |             |
| Aufnahmejahr                |                      | 1965       | 1874 | 2021     |             |
| Periodenlänge               | a                    | 5,16       | 0,6  | 25       |             |
| Anzahl der Aufnahmen        | n                    | 6,79       | 2    | 20       |             |

Die Behandlung der Parzellen reicht von dichten, undurchforsteten Beständen über Bestände mit schwacher Niederdurchforstung oder starker Hochdurchforstung bis hin zu fast solitärartigen Strukturen.

Auf jeder Parzelle wurden der Stammdurchmesser aller Bäume in Brusthöhe (1,30 m) und die Höhe ausgewählter Probestämme wiederholt gemessen. Im Durchschnitt wurden die Parzellen 6,8 mal in einem zeitlichen Abstand von etwa 5 Jahren gemessen. Basierend auf den Baummessungen wurden Bestandeskennwerte wie z. B. Grundfläche, Grundflächenzuwachs und mittlerer Durchmesser für jede Aufnahme berechnet. Außerdem wurden für jede Aufnahme Bestandeshöhenkurven hergeleitet, aus denen dann die Oberhöhe (H100) als die Höhe des Grundflächenmittelstammes der 100 dicksten Bäume pro ha berechnet wurde.

## Methoden

Wir stellen ein Konzept zur Oberhöhenbonitierung ohne das reale Alter vor, das die folgenden Komponenten beinhaltet: Oberhöhenbonitätsmodell, Ansatz für die Schätzung des effektiven Alters (eA) mittels wiederholter Oberhöhenmessungen.

Betrachtet wird das Kollektiv der Oberhöhenbäume (H100), für die angenommen wird, dass sie ohne Konkurrenzeinfluss und unter stationären Umweltbedingungen wachsen. Die mittlere Höhenentwicklung des Baumkollektivs folgt dabei einem Oberhöhenmodell. Abbildung 1 zeigt einen Oberhöhenbonitätsfächer und die grüne Kurve entspricht einer Oberhöhenbonität von 30 (m) beim Alter 100.



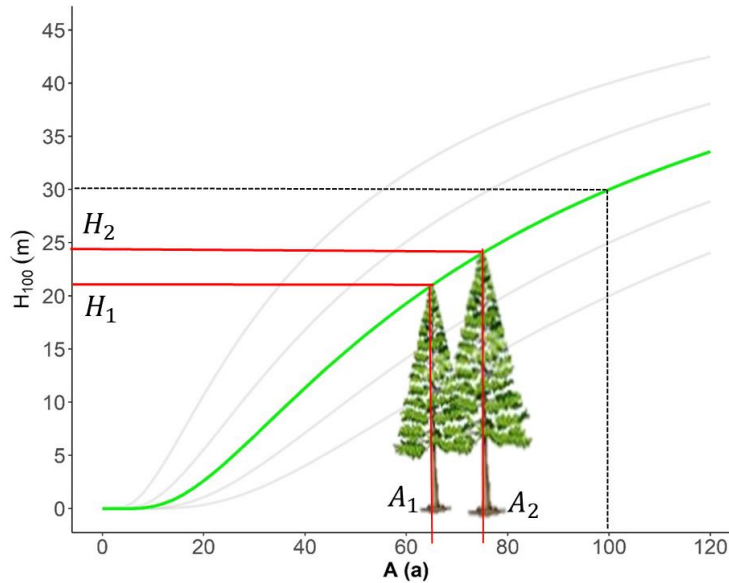


Abbildung 1: Beispiel eines Oberhöhen-Bonitätsfächers

Die Bestimmung des effektiven Alters erfolgt folgendermaßen: Die mittlere Höhe des Baumkollektivs im Alter  $A_1$  und  $A_2$  beträgt  $H_1$  bzw.  $H_2$ . Die Höhenentwicklung von  $A_1$  bis  $A_2$  kann dann mittels eines Oberhöhen-Bonitätsmodells (SLOBODA 1971) beschrieben werden:

$$H_2 = 65^{\phi_1} \left( \frac{H_1}{65^{\phi_1}} \right)^{\exp\left(\frac{\phi_2}{(\phi_3-1)A_2^{(\phi_3-1)}} - \frac{\phi_2}{(\phi_3-1)A_1^{(\phi_3-1)}}\right)} \quad \text{Gleichung 1}$$

Werden in der Gleichung 1  $A_1$  und  $A_2$ , sowie  $H_1$  und  $H_2$  durch  $eA$  und  $eA + p$ , und  $H_{t-1}$  und  $H_t$  ersetzt, so ergibt sich die folgende Gleichung:

$$H_t = 65^{\phi_1} \left( \frac{H_{t-1}}{65^{\phi_1}} \right)^{\exp\left(\frac{\phi_2}{(\phi_3-1)(eA+p)^{(\phi_3-1)}} - \frac{\phi_2}{(\phi_3-1)eA^{(\phi_3-1)}}\right)} \quad \text{Gleichung 2}$$

In Gleichung 2 ist  $eA$  die einzige unbekannte Variable. Diese kann mittels des Oberhöhenmodells aus den Daten  $H_{t-1}$  und  $H_t$  und der Intervalllänge zwischen den Messungen ( $p$ ) abgeleitet werden, wenn es eine eindeutige mathematisch analytische Lösung gibt, oder  $eA$  kann anhand eines statistischen Optimierungsverfahrens wie folgt geschätzt werden:

$$eA = \underset{eA \in [10, 200]}{\operatorname{argmin}} f(eA | H_{t-1}, H_t, p; \phi) \quad \text{Gleichung 3}$$

Dabei ist  $eA$  das effektive Bestandesalter, das sich für eine bestimmte Höhenbonität anhand des Höhenwachstums bzw. -zuwachses in einer Periode bezogen auf einen bestimmten Bonitätsfächer ergibt.

Die Schätzung des effektiven Alters ( $eA$ ) basiert auf den wiederholten Oberhöhenmessungen bzw. der Ausgangsbestandeshöhe, dem Höhenzuwachs und der Periodenlänge. Eine nur einmal wiederholte Höhenmessung garantiert jedoch keine stabile Schätzung des effektiven Alters, da der Höhenzuwachs auch starken jährlichen und periodischen Schwankungen unterliegen kann.

Der hier vorgestellte Ansatz für die Höhenbonitierung besteht daher aus den folgenden Schritten (Abbildung 2):

1. Wenn wiederholte Höhenmessungen und Aufnahmejahre ( $A_{J_i}$ ) eines Bestandes vorliegen, dann sind die entsprechenden Periodenintervalle bekannt ( $p_i$ ).

2. Aus dem ersten Paar der Oberhöhenmessungen (Bestandeshöhe zu Beginn und Ende der Periode) und der Periodenlänge wird das erste effektive Alter ( $e\dot{A}_1$ ) mittels des Optimierungsverfahrens (Gleichung 3) geschätzt.
3. Schritt 2 wird wiederholt, bis Altersschätzungen ( $e\dot{A}_i$ ) für alle  $i$  Messperioden vorliegen ist. Die erste Schätzung des effektiven Alters ist jedoch nicht stabil. Um einen robusten und stabilen Schätzer für das effektive Alter zu bekommen, wird zunächst ein Bezugsjahr festgelegt, z. B. das erste Aufnahmejahr ( $A_{J_1}$ ). Sodann wird für alle Messperioden das entsprechende effektive Alter ( $e\dot{A}_1^i$ ) in diesem Bezugsjahr berechnet (Gleichung 4).

$$e\dot{A}_1^i = e\dot{A}_i - \sum_{l=1}^{i-1} p_l \quad \text{Gleichung 4}$$

Anschließend wird aus allen Altersschätzungen mit einem robusten Verfahren (Tukey's bi-gewichteter Mittelwert) das mittlere effektive Bestandesalter berechnet:

$$\overline{e\dot{A}_1} = \frac{\sum_{i=1}^T \psi(\mu_i) \cdot e\dot{A}_1^i}{\sum_{i=1}^T \psi(\mu_i)} \quad \text{Gleichung 5}$$

Tukey's Bi-gewichteter-Mittelwert ist wie folgt definiert:

$$\psi(\mu_i) = \begin{cases} \mu_i(1 - \mu_i^2)^2 & |\mu_i| \leq 1 \\ 0 & \text{sonst} \end{cases} \quad \text{Gleichung 6}$$

$$\mu_i = \frac{e\dot{A}_1^i - \overline{e\dot{A}_1}}{cs} \quad \text{Gleichung 7}$$

wobei  $s$  der Median und  $c$  eine Konstante sind.

4. Im Anschluss lassen sich die effektiven Alter für alle Aufnahmejahre anhand des geschätzten gemittelten Alters zum Bezugsjahr und den Längen der entsprechenden Messperioden wie folgt ableiten:

$$eA_i = \overline{e\dot{A}_1} + \sum_{l=1}^{i-1} p_l \quad \text{Gleichung 8}$$

5. Schließlich werden für jeden Aufnahmezeitpunkt die auf dem effektiven Alter basierende Bonität (eSI) anhand des für das jeweilige Aufnahmejahr geschätzten effektiven Alters und der gemessenen Höhen berechnet.

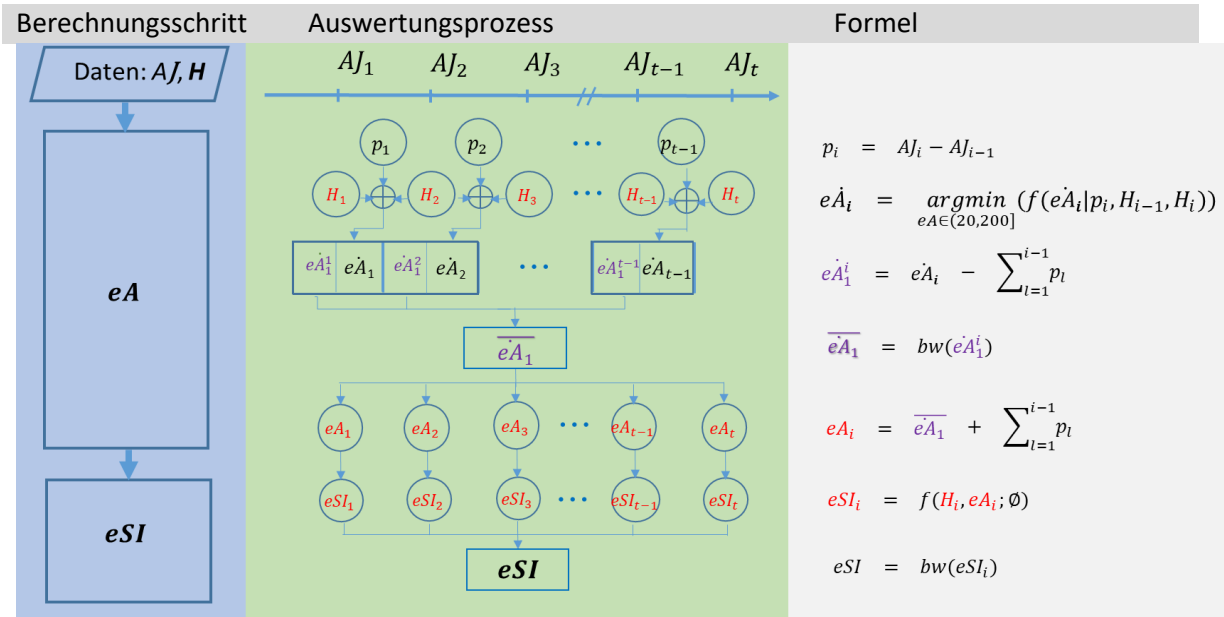


Abbildung 2: Prozessdiagramm und Berechnungsschritte in dem Verfahren zur Schätzung des effektiven Alters und der Bonität ( $eSI$ ) für die Oberhöhenbonitierung

## Ergebnisse

Die Evaluierung des Modells zur Schätzung des effektiven Alters erfolgte in zwei Schritten (i) Vergleich des geschätzten effektiven Alters ( $eA$ ) mit dem realen Alter, und (ii) Vergleich der anhand des effektiven Alters berechneten Höhenbonitäten mit den aus den realen Altern abgeleiteten Höhenbonitäten.

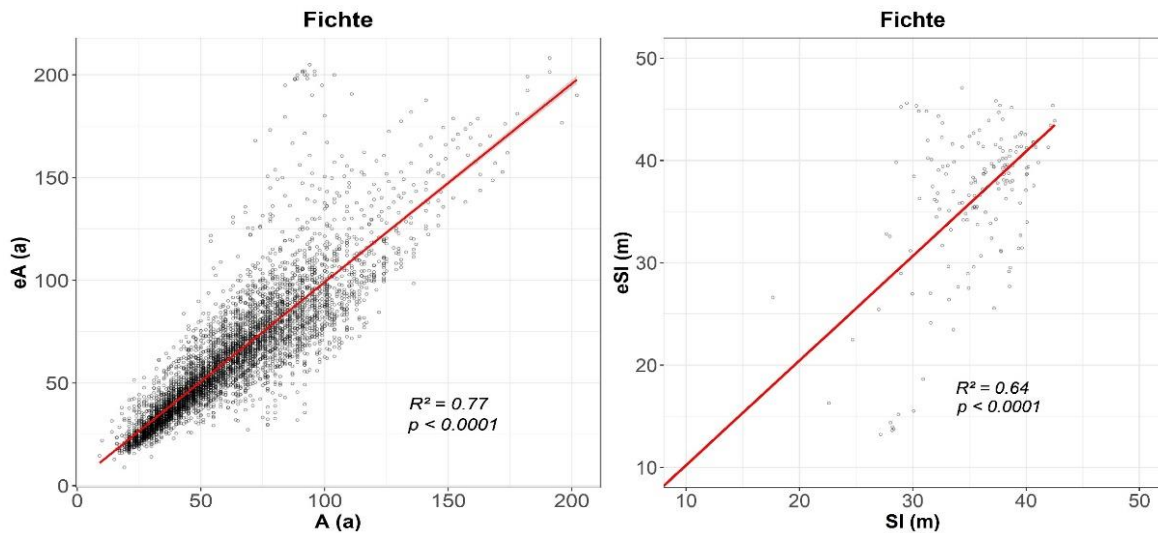


Abbildung 3: Vergleich von  $A$  und  $eA$  (links) sowie  $SI$  und  $eSI$  (rechts)

Die linke Graphik in Abbildung 3 zeigt das Streudiagramm der realen Alter und der geschätzten effektiven Alter.  $R^2$  des Ausgleichs beträgt 0,77 und ist statistisch hochsignifikant.

Die rechte Graphik in Abbildung 3 zeigt das Streudiagramm der Bonitäten basierend auf dem realen und dem effektiven Alter.  $R^2$  des Ausgleichs beträgt 0,64 und ist damit geringer als für die Altersschätzung.

Insgesamt weist dieser Vergleich auf nennenswerte Unterschiede zwischen realem und effektivem Alter hin; dies gilt insbesondere auch für die daraus abgeleiteten Höhenbonitäten.

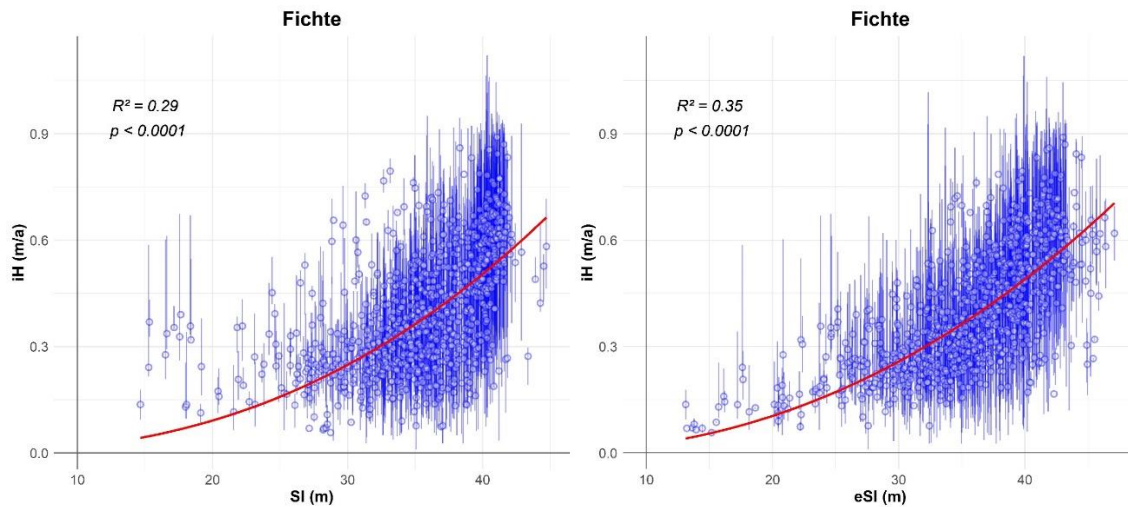


Abbildung 4: Zusammenhang von  $iH$  und  $SI$  (links) bzw.  $eSI$  (rechts)

Desweiteren wurde ein Vergleich des Oberhöhenzuwachses sowie des Bestandsvolumenzuwachses in Abhängigkeit von  $SI$  bzw.  $eSI$  durchgeführt.

### Oberhöhenzuwachs

Die linke Graphik in Abbildung 4 zeigt den Zusammenhang zwischen dem jährlichen Oberhöhenzuwachs ( $iH_{100}$ ) und der auf Basis des realen Alters abgeleiteten Höhenbonität ( $SI$ ).  $R^2$  der Ausgleichsfunktion beträgt 0,29 und ist statistisch hochsignifikant. Auffallend sind relativ hohen Höhenzuwächse im Bereich der schwachen Bonitäten und die relativ niedrigen Höhenzuwächse im Bereich der hohen Bonitäten.

Die rechte Graphik in Abbildung 4 zeigt den Zusammenhang zwischen dem jährlichen Oberhöhenzuwachs ( $iH_{100}$ ) und der auf Basis des effektiven Alters abgeleiteten Höhenbonität ( $eSI$ ).  $R^2$  der Ausgleichsfunktion beträgt 0,35 und ist statistisch hochsignifikant. Durch die Verwendung von  $eSI$  anstatt  $SI$  wird das Bestimmtheitsmaß des Zusammenhanges um mehr als 20 % erhöht.

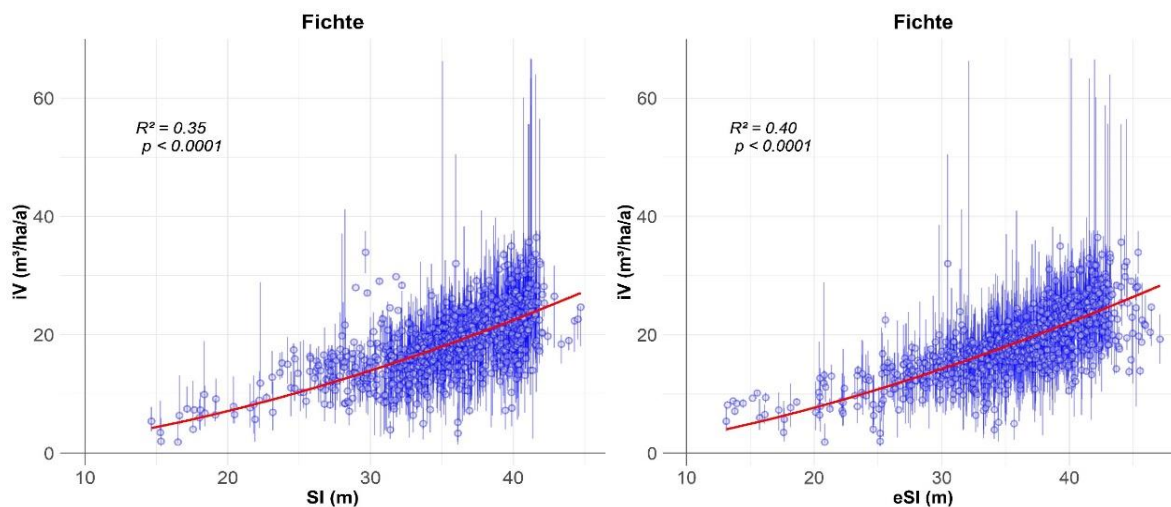


Abbildung 5: Zusammenhang von  $iV$  und  $SI$  (links) bzw.  $eSI$  (rechts)



### Bestandesvolumenzuwachs

Die linke Graphik in Abbildung 5 zeigt den Zusammenhang zwischen dem jährlichen Volumenzuwachs der Bestände und der auf Basis des realen Alters abgeleiteten Höhenbonität (SI).  $R^2$  der Ausgleichfunktion beträgt 0,35 und ist statistisch hochsignifikant.

Die rechte Graphik in Abbildung 5 zeigt den Zusammenhang zwischen dem jährlichen Volumenzuwachs der Bestände und der auf Basis des effektiven Alters abgeleiteten effektiven Bonität (eSI).  $R^2$  der Ausgleichfunktion beträgt 0,40 und ist statistisch hochsignifikant. Das bedeutet eine Erhöhung des Bestimmtheitsmaßes um mehr als 14 %.

Um die Zusammenhänge der auf Basis der beiden Alter (reales bzw. effektives Alter) abgeleiteten Höhenbonitäten mit dem jeweils gemessenen Oberhöhen- und Bestandsvolumenzuwachs in einem Modell mit mehreren Variablen zu vergleichen, stellen wir jeweils ein Modell zum Oberhöhen- bzw. Bestandsvolumenzuwachs auf, das eine identische Modellstruktur aufweist.

In diesen Modellen ist der Oberhöhenzuwachs eine Funktion von Ausgangsoberhöhe, Stand Density Index nach Reinecke und der jeweiligen Höhenbonität (SI bzw. eSI). Tabelle 2 fasst die statistischen Kennwerte der beiden Modelle für das Oberhöhenzuwachsmo- dell zusammen. Der Vergleich zeigt, dass das Modell mit der auf dem effektiven Alter basierenden Höhenbonität (eSI) in allen wichtigen statistischen Parametern (t-Wert,  $R^2$ , RMSE und AIC) dem Modell mit der auf dem realen Alter basierenden Höhenbonität überlegen ist.

Tabelle 2: Zusammenfassung des Oberhöhenzuwachsmo- dells in Abhängigkeit von SI und eSI

| $iH = f(H, SDI, xSI; \alpha) = \alpha_1 \cdot H^{\alpha_2} \cdot e^{(\alpha_3 \cdot H + \alpha_4 \cdot SDI + \alpha_5 \cdot xSI)}$ |     |            |            |        |          |       |       |        |      |
|--|-----|------------|------------|--------|----------|-------|-------|--------|------|
| Fi   | xSI | $\alpha_5$ | Std.fehler | t-Wert | Pr(> t ) | $R^2$ | RSME  | AIC    | n    |
|  | SI  | 0,05339    | 0,00093    | 57.66  | < 0.0001 | 0.746 | 0.097 | -9883  | 5421 |
|  | eSI | 0,05288    | 0,00067    | 79.08  | < 0.0001 | 0.816 | 0.083 | -11639 | 5421 |

Entsprechend den Modellen zum Oberhöhenzuwachs ist auch der Volumenzuwachs als Funktion von Ausgangsvolumen, Stand Density Index nach Reinecke und der jeweiligen Höhenbonität (SI bzw. eSI) modelliert. Tabelle 3 stellt die statistischen Kennwerte der beiden Modelle für den Volumenzuwachs der Bestände zusammen. Der Vergleich der beiden Modelle zeigt wiederum, dass auch beim Volumenzuwachs das Modell mit der auf dem effektiven Alter basierenden effektiven Bonität (eSI) in Bezug auf alle wichtigen statistischen Parameter (t-Wert,  $R^2$ , RMSE und AIC) dem Modell mit der auf dem realen Alter basierenden Höhenbonität überlegen ist.

Tabelle 3: Zusammenfassung des Volumenzuwachsmo- dells in Abhängigkeit von SI und eSI

| $iV = f(V, SDI, xSI; \alpha) = \alpha_1 \cdot V^{\alpha_2} \cdot e^{(\alpha_3 \cdot V + \alpha_4 \cdot SDI + \alpha_5 \cdot xSI)}$ |     |            |            |        |          |       |       |       |      |
|--|-----|------------|------------|--------|----------|-------|-------|-------|------|
| Fi   | xSI | $\alpha_5$ | Std.fehler | t-Wert | Pr(> t ) | $R^2$ | RSME  | AIC   | n    |
|  | SI  | 0,05277    | 0,00097    | 54.51  | < 0.0001 | 0,46  | 4.765 | 32347 | 5421 |
|  | eSI | 0,04735    | 0,00076    | 61.91  | < 0.0001 | 0.51  | 4.517 | 31768 | 5421 |

Die folgende Graphik (Abbildung 6) zeigt die zwei geschätzten Bonitätsfächer, die jeweils auf realem Alter (Blau) bzw. effektivem Alter (Rot) basieren.  $R^2$  der Ausgleichfunktion von eSI ist auch SI überlegen.

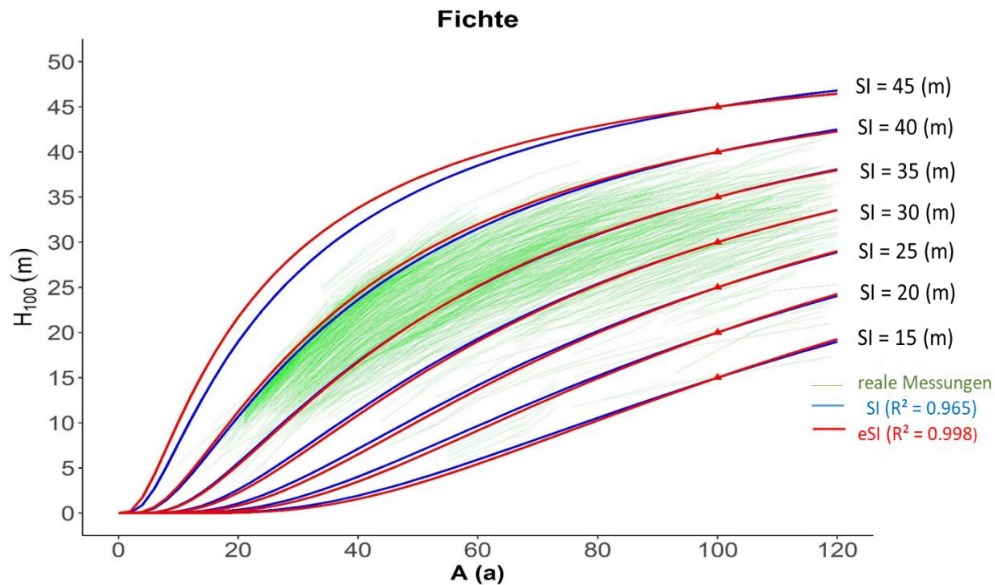


Abbildung 6: Vergleich der Höhenbonitätsfächer basierend auf dem realen (A) und dem effektiven Bestandesalter (eA).

Der aus der Gesamtwuchsleistung (GWL) abgeleitete durchschnittliche Gesamtwuchs (dGz) ist zweifellos ein geeigneter Indikator für die Standortproduktivität. Um den tatsächlich gemessenen (realen) dGz zu berechnen, erstellten wir einen GWL-dGz-Fächer (Abbildung 7). Die linke y-Achse zeigt dabei die GWL ( $m^3/ha$ ), die rechte y-Achse den im Alter von 100 Jahren erreichten dGz ( $m^3/ha/a$ ). Die grünen Linien stellen jeweils die real gemessenen Entwicklungen von GWL bzw. dGz über dem Alter dar, während die blauen Linien die Entwicklungen von GWL bzw. dGz der Modelle über dem Alter darstellen.

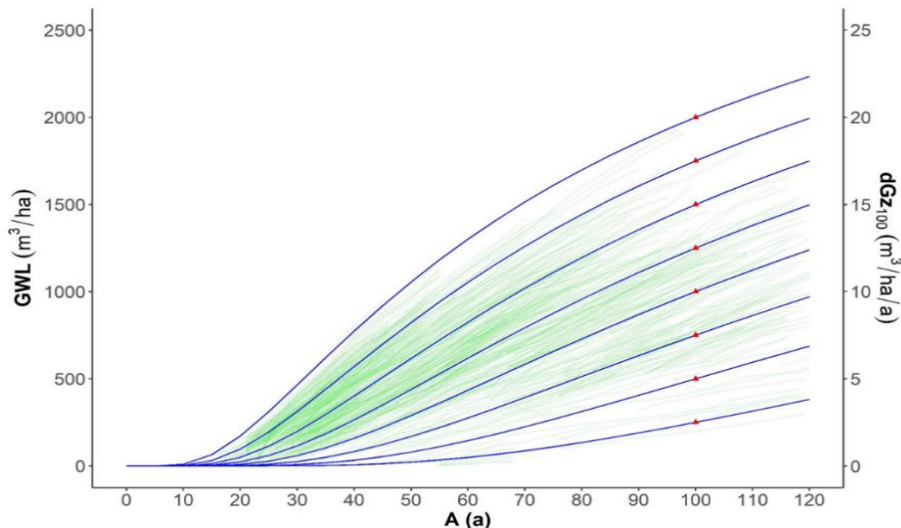


Abbildung 7: GWL- bzw. dGz-Fächer von Fichte

Die beiden Grafiken in Abbildung 8 stellen die Zusammenhänge zwischen dem real gemessenen dGz und den auf Basis der realen Alter abgeleiteten Höhenbonitäten (SI) bzw. den auf Basis effektiver Alter abgeleiteten effektiven Bonitäten (eSI) dar. Die linke Graphik zeigt den Zusammenhang zwischen real gemessenem dGz und der Höhenbonität (SI);  $R^2$  der Ausgleichfunktion beträgt 0,87 und ist statistisch

hochsignifikant. Die rechte Graphik zeigt den Zusammenhang zwischen real gemessenem dGz und effektiven Bonitäten (eSI);  $R^2$  der Ausgleichfunktion beträgt 0,89 und ist damit geringfügig höher als bei Verwendung des realen Alters.

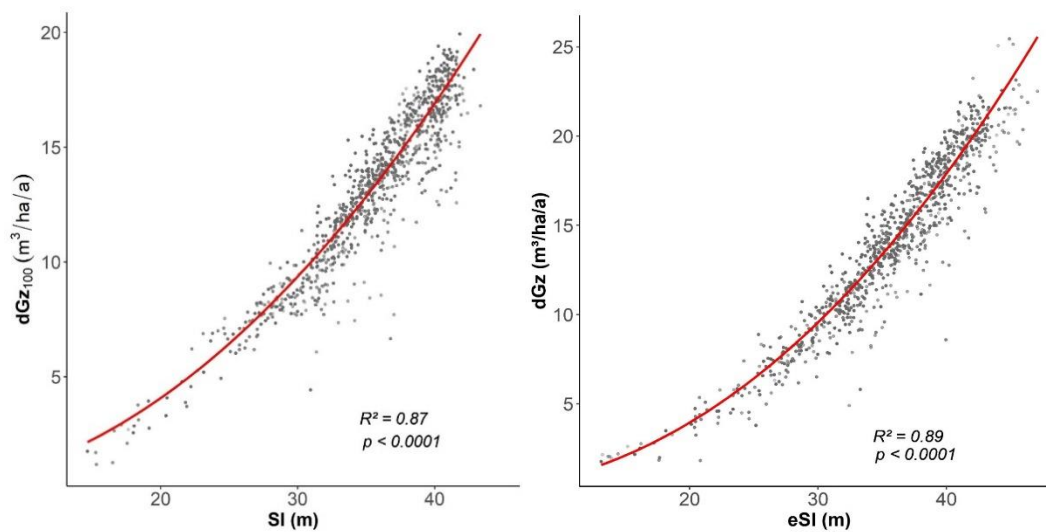


Abbildung 8: Zusammenhang von dGz und SI (links) bzw. eSI (rechts)

## Diskussion

In der vorliegenden Arbeit wurde ein Konzept zur Oberhöhenbonitierung ohne Alter vorgestellt, das auf dem effektiven Alter  $eA$ , einem Oberhöhen-Bonitätsmodell und wiederholten Oberhöhenmessungen basiert.

Tatsächlich wurde das effektive Alter ( $eA$ ) bereits häufiger zur Schätzung des potentialen Oberhöhenzuwachses herangezogen (HANN u. RITCHIE 1988).  $eA$  ist dabei definiert als eine Funktion von Bestandesoberhöhe und Bestandesbonität:

$$eA := f(H, SI; \emptyset)$$

Bei bekannter Bonität des Bestandes wird dann  $eA$  auf Basis der gemessenen Oberhöhe geschätzt. Zwingende Voraussetzung dafür ist dabei allerdings, dass die Bonität des Bestandes bekannt ist. Tatsächlich ist es jedoch das Ziel unserer Arbeit, letztendlich eben diese Bonität zu bestimmen – und sie nicht als bereits bekannt vorauszusetzen.

Zur Lösung dieser Herausforderungen haben wir daher eine schrittweise nach Messperioden gegliederte Ableitung des effektiven Alters eingeführt. Dieses Vorgehen beruht dabei auf periodisch wiederholten Oberhöhenmessungen ( $H_{t-1}, H_t$ ) von Beständen/eines Bestandes und der Periodenlänge zwischen diesen Aufnahmen ( $p$ ):

$$eA := f(H_{t-1}, H_t, p; \emptyset)$$

Prinzipiell basiert die Oberhöhen-Bonitierung auf der Oberhöhe und dem Alter eines Bestands als Eingangsgrößen und beruht dabei auf den folgenden Annahmen:

1. die ausgewählten Bäume waren während ihres gesamten Lebensalters herrschend bis vorherrschend, und waren keiner ihrer Höhenentwicklung schädlichen Konkurrenz oder Krankheit ausgesetzt;

2. langfristige umweltbedingte (klimatische) Schwankungen an einem bestimmten Standort sind vernachlässigbar und haben keinen Einfluss auf das langfristige Wachstum (MONSERUD 1984).

Da die Bäume eines Bestands prinzipiell der Dynamik von Bestandesdichten und Umweltveränderungen unterliegen, sind diese Annahmen mit größeren Unsicherheiten behaftet. Dies gilt insbesondere dann, wenn es sich um gegenüber dem Messzeitpunkt länger zurückliegende Entwicklungsphasen bei unbekannter (nicht dokumentierter) Bestandesentwicklung handelt.

Ebenfalls nicht unkritisch ist die zweite Annahme, dass nämlich die herrschenden (und vorherrschenden) Bäume unter stationären Umweltbedingungen wachsen. So zeigen verschiedene Studien (SPIECKER et al. 1996, YUE et al. 2014) eindeutig, dass Standortsbonitäten spätestens seit Mitte des 20. Jahrhunderts erheblichen Trendveränderungen unterlegen sind.

Umweltbedingte Einflüsse wirken auf den Baum- bzw. Bestandeszuwachs ein und damit auch auf die Entwicklung der Oberhöhen. Dies führt dazu, dass die Entwicklung der Bestandsoberhöhen von der zugrundeliegenden Oberhöhen-Alter-Beziehung (Bonitätsmodell) abweichen kann. Die Schätzung bzw. Prognostizierung der Bestandeshöhenbonitäten ist daher verzerrend.

Im Gegensatz dazu wird das effektive Alter ( $eA$ ) indirekt auf Grundlage von (Ausgangs-) Oberhöhe zu Beginn einer Periode und dem in der Periode gemessen Höhenzuwachs bzw. der aus wiederholten Oberhöhenmessungen ermittelten Höhendifferenz geschätzt.  $eA$  ist damit im Gegensatz zum realen Alter ( $A$ ) sensitiv gegenüber Wuchsdynamik und Vitalität/Wuchsleistung von Bäumen und Beständen. Zudem liegt periodisch die Information zur realen Oberhöhe vor, so dass sich die für lange Betrachtungszeiten ergebenden Unsicherheiten bezüglich der Entwicklungsdynamik der Bestände verringern lassen.

Daraus ergibt sich, dass die über das effektive Alter abgeleitete Bonität ( $eSI$ ) ein geeigneter periodenspezifischer (dynamischer) Bonitätsmaßstab ist, der im Zeitverlauf gegenüber Umweltveränderungen sensitiv ist.  $eSI$  spiegelt damit die reale standortsspezifische Produktivität im jeweiligen Bezugszeitraum wider, während  $SI$  die Produktivität rückwirkend über einen langen Zeitraum als Durchschnittsgröße über das bisherige Bestandesleben darstellt. Dies birgt jedoch die Gefahr, dass die konventionelle Ermittlung der Bonität ( $SI$ ) in Beständen unterschiedlichen Alters auf demselben Standort zu deutlich unterschiedlichen Ergebnissen führen kann. Dies gilt insbesondere beim Auftreten stärkerer Veränderungstrends.

Tatsächlich zeigt die Evaluierung, dass die von neu eingeführte effektive Höhenbonität ( $eSI$ ; basierend auf dem effektiven Alter) der konventionellen Höhenbonität ( $SI$ ; basierend auf dem realen Alter) sowohl für die Schätzung realer (gemessener) Höhen- bzw. Volumenzuwächse statistisch ebenso überlegen ist wie bei der Schätzung des (gemessenen) GWL-orientierten  $dGz$ . Die effektive Bonität  $eSI$  ist damit ein guter Indikator für die bewirtschaftungsrelevante, periodenspezifische Produktivität. Sie ist in dieser Beziehung der konventionell ermittelten Bonität ( $SI$ ) überlegen.

Unsere Studie zeigt auch, dass die Güte der Schätzung des effektiven Alters  $eA$  auch stark von der Qualität des zugrundeliegenden Höhenbonitätsmodells bestimmt wird. In der Praxis sind allerdings Höhen-Bonitätsmodelle häufig veraltet, so dass dadurch die Schätzung des  $eA$  einer Verzerrung unterliegt und die aktuelle Dynamik des Wachstums nicht korrekt widerspiegelt. Laufende Aktualisierungen des zugrunde gelegten Höhen-Bonitätsmodells sind daher angezeigt. Die vorgestellte Schätzungsprozedur für die schrittweise, periodenspezifische Schätzung des  $eA$  bietet hier eine iterative Prozessdur, die (auch) die Aktualität des zugrundeliegenden Höhen-Bonitätsmodells gewährleistet (siehe Abbildung 6).



## Ausblick

Für die vorgestellte Höhenbonitierung ohne Alter reichen nicht - wie bei der konventionellen Bonitierung – Kenntnis von Oberhöhe und Alter. Erforderlich sind vielmehr periodisch wiederholte Höhenmessungen. Tatsächlich sind diese heute in der Praxis oft auch verfügbar; beispielsweise aus terrestrischen Stichprobeninventuren wie BI oder BWI, die Messdaten zu Baum-/Bestandshöhen liefern.

Außerdem ist durchaus vorstellbar, zukünftig in noch größerem Umfang fernerkundungstechnisch Messdaten zu periodischen Veränderungen von Baum-/Bestandeshöhen zur Verfügung zu bekommen, die sich bestens für die Ermittlung effektiver Bonitäten eignen könnten. Tatsächlich können mit Techniken wie beispielsweise dem Airborne Laser Scanning (ALS) Höhenmessungen zum Teil mit höherer Genauigkeit durchgeführt werden als bei der herkömmlichen, terrestrischen Vermessung (SOCHA et al. 2017).

## Literatur

- ASSMANN, F. (1961): Waldertragskunde. Bayerischer Landwirtschaftsverlag, München. 490 S.
- HANN, D.W.; RITCHIE, M.W. (1988): Height Growth Rate of Douglas-Fir: A Comparison of Model Forms. *Forest Science* 34(1): 165–175. <https://doi.org/10.1093/forestscience/34.1.165>
- HUANG, S.; TITUS, S.J. (1993): An index of site productivity for uneven-aged or mixed-species stands. *Canadian Journal of Forest Research* 23(3): 558–562. <https://doi.org/10.1139/x93-074>
- MONSERUD, R.A. (1984): Height Growth and Site Index Curves for Inland Douglas-fir Based on Stem Analysis Data and Forest Habitat Type. *Forest Science* 30(4): 943–965. <https://doi.org/10.1093/forestscience/30.4.943>
- SLOBODA, B. (1971): Zur Darstellung von Wachstumsprozessen mit Hilfe von Differentialgleichungen erster Ordnung. Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Baden-Württembergische Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt.
- SOCHA, J.; PIERZCHALSKI, M.; BAŁAZY, R.; CIESIELSKI, M. (2017): Modelling top height growth and site index using repeated laser scanning data. *Forest Ecology and Management* 406: 307–317. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.039>
- SPIECKER, H.; MIELIKÄINEN, K.; KÖHL, M.; SKOVSGAARD, J.P. (Hrsg.) (1996): Growth Trends in European Forests. Springer, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-61178-0>
- VANCLAY, J.K. (1992): Assessing site productivity in tropical moist forests: a review. *Forest Ecology and Management* 54(1): 257–287. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90017-4](https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90017-4)
- WAKELEY, P.C. (1954): The growth intercept method of site classification. In: Proc. 3rd Ann. For. Symp. S. 32–33.
- WEISKITTEL, A.R.; HANN, D.W.; KERSHAW, J.A.; VANCLAY, J.K. (2011): Forest Growth and Yield Modeling. Wiley-Blackwell, Oxford. 430 S.
- YUE, C.; MÄKINEN, H.; KLÄDTKE, J.; KOHNLE, U. (2014): An approach to assessing site index changes of Norway spruce based on spatially and temporally disjunct measurement series. *Forest Ecology and Management* 323: 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.03.031>

# How tree species and size diversity modulates temporal growth stability and resistance to drought stress?

---

*The case study of even- versus uneven-aged silver fir dominated stands in Central Poland*

*Bohdan Kolisnyk, Stanisław Drozdowski, Kamil Bielak*

*Department of Silviculture, Institute of Forestry Sciences  
Warsaw University of Life Sciences*

## Abstract

Uneven-aged and mixed stands silviculture is rapidly gaining ground. An extensive research body exists on how species mixing affects growth performance; however, structural diversity has received much less attention. Thus, we examined the growth stability, recovery, resistance, and resilience to climate extremes (after LLORET et al. 2011) of Silver fir (*Abies alba* MILL.) dominated stands at the single tree level in Zagnansk Forest District, Central Poland.

We found that structural diversification of focal tree neighborhood firmly and positively influenced the resistance and resilience of individual trees; however, recovery followed the negative trend. Vice versa, recovery increased alongside the share of admixture tree species. The same trend was observed for resilience. Even though the effects of tree size were significant in determining the absolute values, trees of all sizes follow the same pattern. The growth stability was lower for individual trees, indicating higher intra-stand dynamics.

The presented research is the intermediate step. Further analysis is required to transpose findings from the tree to the community level and incorporate a wide climatic gradient. Nevertheless, based on the current state, we can draft the first hypothesis and assume that species and structural diversity are equally important for the overall resistance of silver fir-dominated stands to drought-induced stress.

## Introduction

Despite the importance of forests in the global climate balance and carbon cycle, the impact of climate change on them is still purely understood. A drastic decrease in precipitation and groundwater levels and an increase in the number and severity of heat stress stretched the resistance and resilience of those long-living communities (FAROOQ et al. 2012, RUKH et al. 2020). Therefore, balanced, climate-smart silviculture is crucial for sustaining forested ecosystems in the face of uncertainty (BOWDITCH et al. 2020).

The long history of forest exploitation created a great variety of forest management systems (BENNET 2015). Timber was the main and even often the only goal of forest management over centuries. Maximizing production had moved forestry from collecting deadwood and fallen branches in ancient times to enormous clear cuts starting from the industrial revolution. However, in light of climate change, the paradigm has shifted towards realizing the importance of other forest functions (DAVIS & JOHNSON 2001). The focus of foresters is no longer only on timber production but also on non-timber ecosystem services, such as clean water provisioning, soil protection, carbon storage, etc. Constant and sustainable provisioning of all ecosystem services requires the maintenance of continuous forest cover, which is possible through uneven-aged silviculture (O'HARA 1998, 2014).

*Abies alba* MILL. or silver fir (also known as European silver fir or white fir), is one of the most ecologically important components of European forests (WOLF 2003, MAURI et al. 2016). It is tightly associated with montane and premontane ecosystems, where regulating ecosystem services are of paramount importance. Silver fir demonstrates remarkable plasticity and adaptability to light regimes thanks to crown variability and needle structure, making it highly suitable for uneven-aged forestry. Considering the shade-tolerant nature of silver fir, it plays a vital role in maintaining rich biodiversity in European forest biocenosis (TINNER et al. 2013, MAURI et al. 2016). Besides, it is susceptible to influences in terms of tree ring growth, making it a target specie for dendrochronological studies, counting those focusing on growth stability, resistance, and resilience (RUOSCH et al. 2016).

There are excellent texts focusing on the mixing effects on growth stability and resistance to climate extremes of silver fir (e. g. VITALI et al. 2018, BOTTERO et al. 2021); however, the tree size heterogeneity (structural diversity) as another aspect of uneven-aged forestry has received much less attention (DĂNESCU et al. 2016). Existing knowledge is present mainly in the form of single case studies and has hardly been investigated on a bigger scale. Therefore, in this research effort, we try to answer the following questions:

- What is the impact of stand structural & species diversity on resistance ( $R_t$ ), resilience ( $R_s$ ), and recovery ( $R_c$ ) of silver fir individuals to drought stress?
- What is the impact of stand structural and species diversity on temporal growth stability on the single-tree level?

## Materials

We operated and analyzed data from 35 circular plots (0.05 ha, each) from our first pilotage site in Zagnansk Forest District, Central Poland, covering the gradient from simple, pure even-aged to more complex mixed uneven-aged (Plenterwald) silver fir-dominated forest stands. The primary growth limiting factor for silver fir in the selected region is the amount of precipitation, which hardly reaches 700-800 mm per year. The fir share is  $\geq 55\%$  of the stand basal area, and the admixture tree species are mainly European beech, Norway spruce, and others, if not more than 10-15%. Established research plots are scattered across stands of different structural and species diversity, counting approximately 3-4 plots for every grid/cohort presented in figure 1. The upper layer trees are always at least in the age of natural maturity (80 years old), except for even-aged stands. In the previous ten years, selected forest patches and boundary forest stands were not subjected to intensive forest management (e. g., clear-cuts, group selection fellings), thus avoiding adverse external factors influencing the forest stand structure and dynamic. Similarly, the distance from the gap/road to the sample plot's edge was selected to be equal, at least, to the upper layer height.

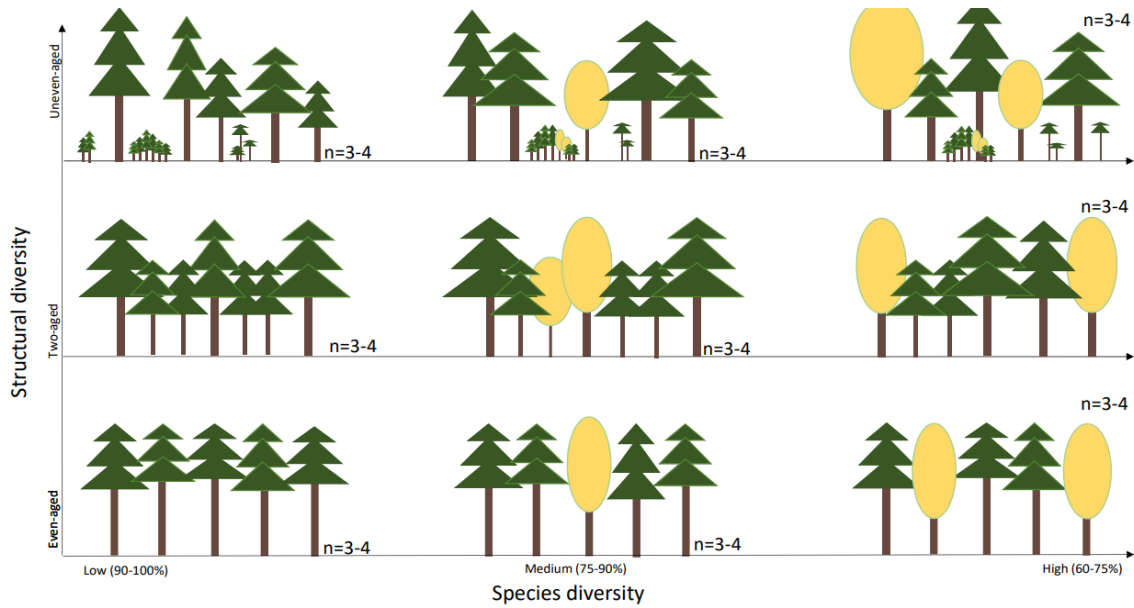


Figure 1: Plot selection matrix, including structural diversity (vertical axis) and species diversity (horizontal axis) gradients. The share of silver fir is based on the basal area.

The plots' location is random (not in the regular grid), and they are within a 10 km radius. The following information was collected: location (GPS coordinates), altitude (m a.s.l.), slope (%) and aspect ( $^{\circ}$ ) of the plot, date of inventory: Day-Month-Year; forest type, according to the European classification by the European Environmental Agency, mean stand/layer age, count and quality of natural regeneration.

For all trees within the plot and with a diameter at breast height (DBH)  $\geq 7.0$  cm, the standard dendrometric measurements were performed. The following information was recorded: tree species, tree diameter (DBH, in cm), local coordinates (tree position in the plot (cartesian coordinates (X, Y) of trees with respect to the center of the plot), the record of any severe damages (wind breakage, decay, beetle damage, etc.), assortment. For selected trees, total height (H, in m), height to crown base (hcb, in m), i. e., to the lowest living branch that creates the continuous crown, and crown projection were registered. Complete plot inventory was performed by means of the Field-Map technology (FIELD-MAP 2022).

We cored three-four trees per plot from different social strata and admixture trees. For each selected tree, one increment core was extracted at a stem height of 1.30 m using the Haglöf increment borer with a diameter of 5.15 mm. Cores were labeled and stored in special or wooden plates, then naturally dried and glued into wooden slides. Later, they were polished using sand papers to get clear visibility of tree ring borders. Annual ring width was measured and calculated using CDENDRO and CooRecorder with a 0.01 mm precision.

## Methods

In order to have a numeric representation of the species and structural diversity, the various indices were calculated, cross-correlated, and compared with the experts' appraisal. The share of the admixture tree species and Shannon evenness (DEJONG 1975) proved to be the reasonable coefficients defining species diversity and mixing intensity of forest stand. Since structural diversity is a broad term that has only recently started gaining importance, a mathematical expression using diversity indices is challenging. As the result of the extensive literature review, we selected three coefficients that depict the most valuable characteristics of forest merged by the term "structural diversity," namely Skewness,

Shannon evenness based on the DBH classes, and Gini coefficient based on the share of the basal area of a single tree (detailed information can be found in CORDONNIER u. KUNSTLER 2015, DĂNESCU et al. 2016).

Identification of the drought stress was performed using the two steps procedure. First, the pointer years were determined using the normalization in a moving window method initially proposed by (CROPPER 1979) for skeleton plotting utilizing the pointRes R package (VAN DER MAATEN-THEUNISSEN et al. 2015, 2021).

Following, we calculated the multiscalar drought index, namely the Standardised Precipitation Evapotranspiration Index (SPEI) (VICENTE-SERRANO et al. 2010), for a range of timescales from 1-24 months for a given and previous years. We correlated them to the overall and negative growth trends using the Pearson correlation coefficient (LEBLANC 2004), thus selecting the time window that is determinative for silver fir growth trends. Climatic data comes from the adjacent meteorological station in Bartkow, Poland. Pointer years and SPEI values were combined in one graph and visually assessed.

Postprocessing of the raw tree ring series was done using the dplr R package (BUNN 2022). As the first step, we calculated the basal area increment (BAI) and detrended (removed the tree's natural biological growth trend) using the spline function of the package. Series were cross-correlated, and outliers were detected and double-checked for false or missing rings. The standardization was done by the trendline product, generating the dimensionless Basal Area Increment index (BAIi).

Resistance, resilience, and recovery indices were calculated after (LLORET et al. 2011) using four years as post- & pre-drought period. Growth stability was computed as a coefficient of variation (CV) in the BAIi. For the further statistical analysis we utilized simple & multiple regression models with log-transformed input data to overcome non-normal errors and distributions.

## Results

Years 1996 and 2006 were pinpointed as negative pointer years; however, only 2006 was induced by drought stress and later used to scrutinize the effects of diversification on the growth performance and stability of silver fir under the influence of drought stress and water deficit. We found that increasing mixing intensity improved the  $R_s$  and  $R_c$  of silver fir individuals after the drought; however, it had no impact on the  $R_t$  (figure 2). Besides, we did not find evidence to support the hypothesis that species diversity (ShannonSEV) affects the  $R_t$ ,  $R_s$ , or  $R_c$ .

In contrast, a positive trend was observed for  $R_t$  of individual silver fir trees with increasing structural diversity of forest stand. Similarly,  $R_s$  tends to rise alongside tree-size diversity (figure 3). Surprisingly, the recovery rate was slightly lower for uneven-aged stands.

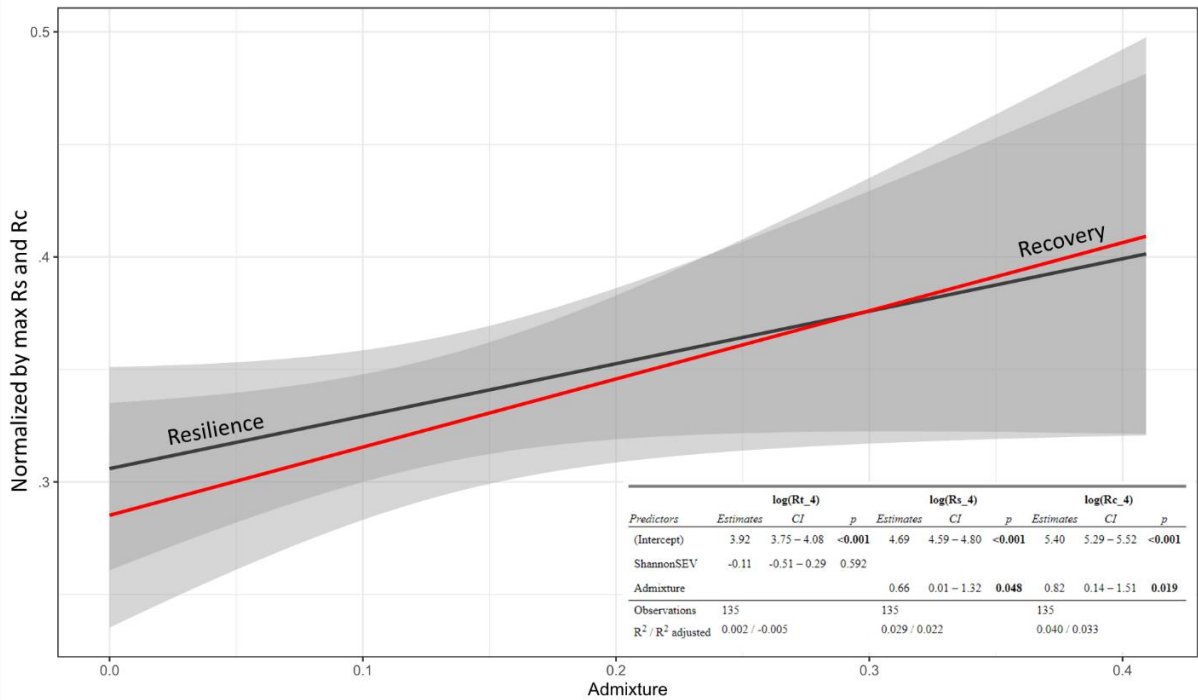


Figure 2: Relationship between mixing intensity (horizontal axis) and resilience (Rs) and recovery (Rc). Rs and Rc were back-transformed to get the original values and normalized by maximum value of each index.

Tree size was a crucial determinant of the Rt and Rs of individuals to drought; however trees of all sizes follow the same pattern regarding the effects of structural and species diversity (e. g. figure 4). Species diversity was not significantly relevant for determining temporal growth stability (TGS). However, an increase in the structural diversity of the stand was tightly associated with the increase in the variability of annual increments, thus reducing the individual tree TGS (figure 5).

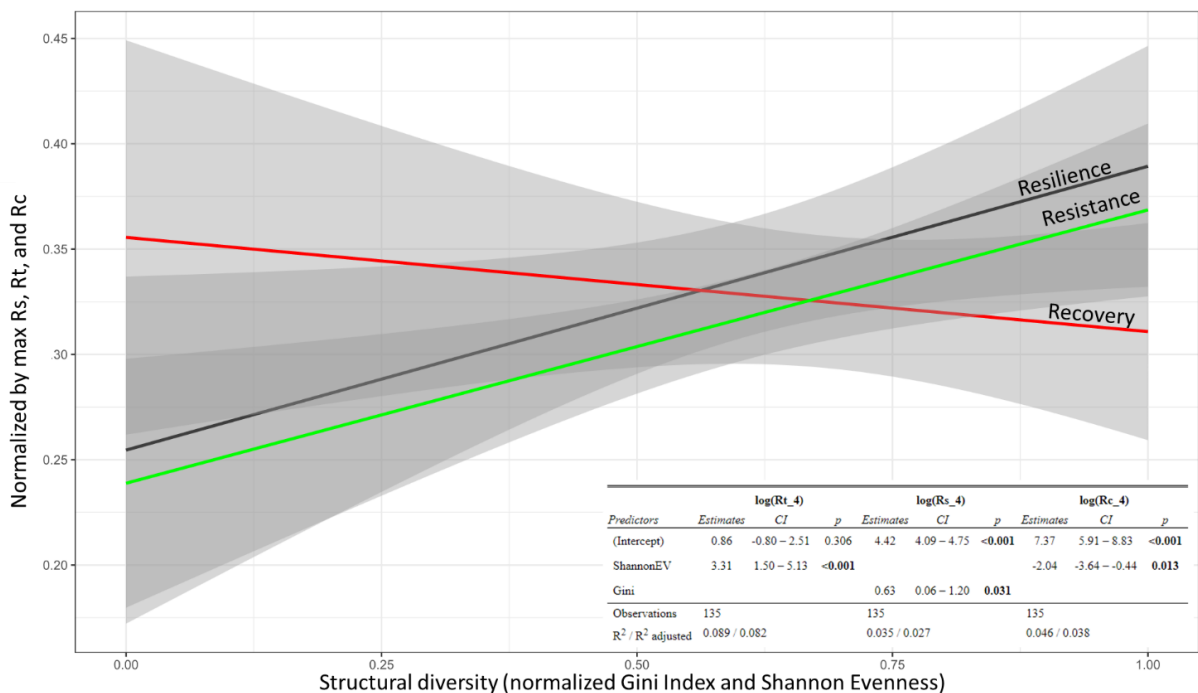


Figure 3: Relationship between structural diversity (horizontal axis) and resistance, resilience, recovery. Lloret indices were back-transformed to get the original values and normalized by maximum. Similarly structural diversity indices were standardized by maximum.

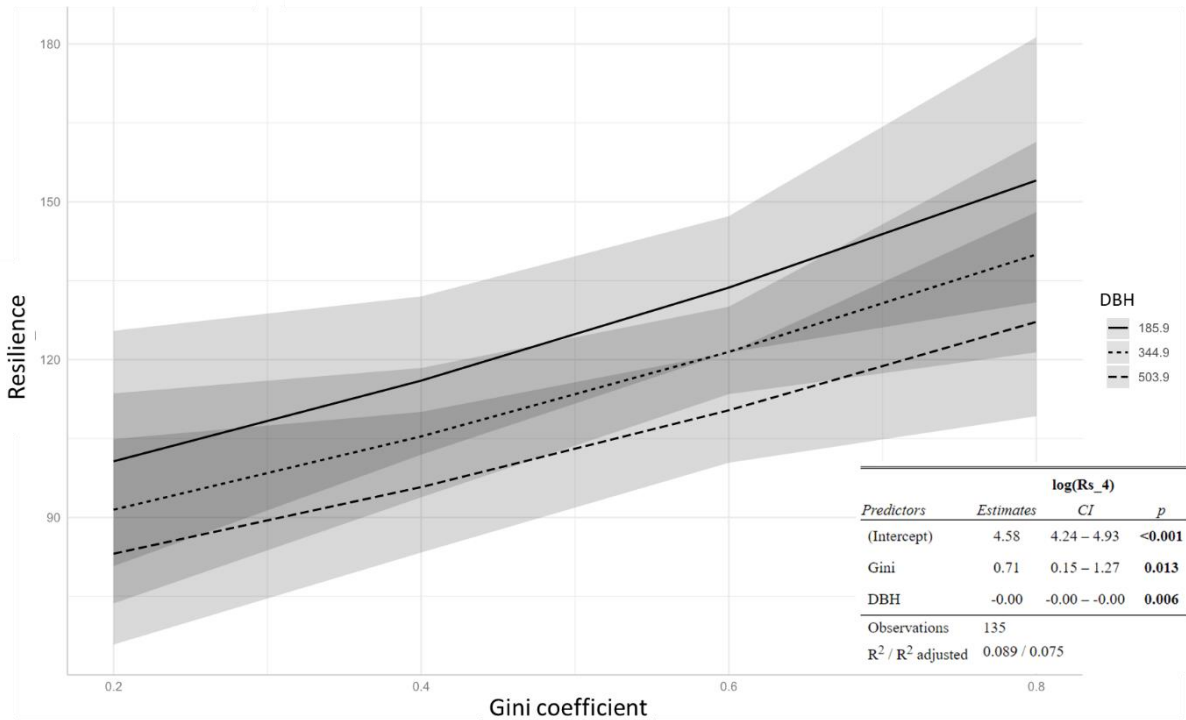


Figure 4: Example of the moderating effects of tree size on the relationships between structural diversity (horizontal axis) represented by Gini coefficient and resilience.

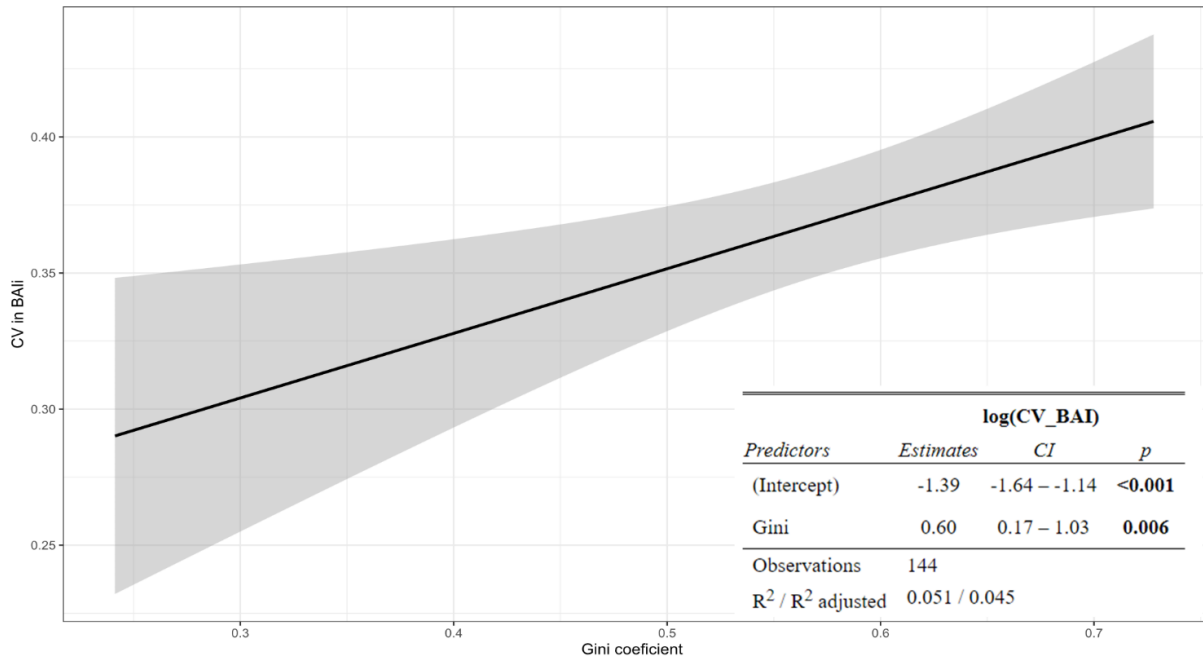


Figure 5: Relationship between structural diversity (horizontal axis) represented by Gini coefficient and coefficient of variation in Basal Area Increment index (BAI) (vertical axis). Higher CV in BAI indicates lower temporal growth stability of single trees.



## Discussion

The scarcity of accurate statistical representation for structural diversity forced us to utilize multiple coextending indices to depict the various aspects of the polyhedral structure of uneven-aged stands. Developing specific coefficients that can provide a continuous numeric representation for stand structure complexity with a maximum value for steady-state uneven-aged stands is crucial to bring forward this branch of forest research and improve our study. Nevertheless, there are other factors that could have improved the overall excellence of the analysis. The mathematical imperfections of the Lloret indices, namely the strong dependence of both  $R_t$  and  $R_c$  on the growth reduction during the drought year and their intercorrelation, may generate misleading results; therefore, they should be interpreted with caution. This dependency became translucent in systems where most trees could recover at least the same level of growth after drought, which was the case in the Zagnansk forest district. Therefore, the time of the recovery of the predrought growth level may be utilized in future to overcome this obstacle.

Nevertheless, the general tendencies are prominent. Structural diversification of forest stands, through the uneven-aged forest management and increase in the diversity of tree sizes, led to increased  $R_t$  and  $R_s$  to drought-induced stress in water-limited sites of the Zagnansk forest district. As was stressed above,  $R_c$  could not be adequately interpreted, as it was primarily dependent on the overall growth reduction and inherently tended to deteriorate with increasing  $R_t$ . We believe that in water-limited systems, belowground niche partitioning from the structural differentiation allows spreading root systems more or less equally through multiple soil horizons, thus redistributing competition for water between surface/shallow/deep soil water & groundwater. However, this hypothesis hardly will find the support of empirical evidence in the nearest future due to the destructive nature of root sampling and the enormous financial and labor investments required.

Considering that  $R_t$  was not affected by species diversity or mixing intensity, we can illuminate the general trends of their impact on the  $R_c$ .  $R_c$  and  $R_s$  were positively affected by the increasing share of the admixture tree species. Similarly to structural diversity, species diversity may lead to niche partitioning and complementarianism. The idea of above-ground niche partitioning and canopy packing was well-described by PRETZSCH (2014). Nonetheless, we assume that not only spatial but also temporal partitioning of growth was one of the critical elements leading to increased  $R_c$  in stands with a higher share of admixture tree species. As the main admixture component of selected stands, European beech reacts to the drought stress with the one-year delay, thus giving silver fir a chance to utilize more resources. This idea of the impact of asynchronous growth and temporal complementarity of various species on the  $R_c$  is currently in the stage of hypothesis and should be elaborated in further analysis and transformed into empirical proof.

It is worth mentioning surprising findings about the decreasing temporal growth stability for individual trees with increasing heterogeneity, which can indicate higher intra-stand dynamics. However, to better understand and interpret diversification's effects on the stand growth stability, additional analysis is required.

The presented results are the intermediate step toward understanding the impact of diversification on the overall resistance to drought stress. Further research is needed to translate findings from the individual tree to the community/stand level and incorporate moderating effects of growth limiting factors and climate. Nevertheless, based on the performed analysis, we hypothesize that species and structural diversity do not substitute but complement each other and are equally important for the resistance of silver fir-dominated stands to drought-induced stress.

## Acknowledgement

This research has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under the Marie Skłodowska-Curie grant agreement № 956355

## Literature

- BENNET, B.M. (2015): *Plantations and Protected Areas: A Global History of Forest Management*. The MIT Press, Cambridge, London. 201 S.
- BOTTERO, A.; FORRESTER, D.I.; CAILLERET, M.; KOHNLE, U.; GESSLER, A.; MICHEL, D.; BOSE, A.K.; BAUHUS, J.; BUGMANN, H.; CUNTZ, M.; GILLEROT, L.; HANEWINKEL, M.; LÉVESQUE, M.; RYDER, J.; SAINTE-MARIE, J.; SCHWARZ, J.; YOUSEFPOUR, R.; ZAMORA-PEREIRA, J.C.; RIGLING, A. (2021): Growth resistance and resilience of mixed silver fir and Norway spruce forests in central Europe: Contrasting responses to mild and severe droughts. *Global Change Biology* 27(18): 4403–4419. <https://doi.org/10.1111/gcb.15737>
- BOWDITCH, E.; SANTOPUOLI, G.; BINDER, F.; DEL RÍO, M.; LA PORTA, N.; KLUVANKOVA, T.; LESINSKI, J.; MOTTA, R.; PACH, M.; PANZACCHI, P.; PRETZSCH, H.; TEMPERLI, C.; TONON, G.; SMITH, M.; VELIKOVA, V.; WEATHERALL, A.; TOGNETTI, R. (2020): What is Climate-Smart Forestry? A definition from a multinational collaborative process focused on mountain regions of Europe. *Ecosystem Services* 43: 101113. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101113>
- BUNN, A. (2022): *Dendrochronology Program Library [Software]*. <https://github.com/AndyBunn/dplR>
- CORDONNIER, T.; KUNSTLER, G. (2015): The Gini index brings asymmetric competition to light. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17(2): 107–115. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2015.01.001>
- CROPPER, J.P. (1979): Tree-ring skeleton plotting by computer. *Tree-Ring Bulletin* 39: 47–54.
- DĂNESCU, A.; ALBRECHT, A.T.; BAUHUS, J. (2016): Structural diversity promotes productivity of mixed, uneven-aged forests in southwestern Germany. *Oecologia* 182(2): 319–333. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3623-4>
- DAVIS, L.S.; JOHNSON, K.N. (2001): *Forest Management: To Sustain Ecological, Economic, and Social Values*. McGraw-Hill series in forest resources. McGraw Hill. 804 S.
- DEJONG, T.M. (1975): A Comparison of Three Diversity Indices Based on Their Components of Richness and Evenness. *Oikos* 26(2): 222–227. <https://doi.org/10.2307/3543712>
- FAROOQ, M.; HUSSAIN, M.; WAHID, A.; SIDDIQUE, K.H.M. (2012): Drought Stress in Plants: An Overview. In: Aroca R. (Hrsg.), *Plant Responses to Drought Stress: From Morphological to Molecular Features*. Springer, Berlin, Heidelberg, S. 1–33. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-32653-0\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-32653-0_1)
- FIELD-MAP (2022): *Field-Map [Software]*. <https://www.fieldmap.cz/>
- LEBLANC, D.C. (2004): *Statistics: Concepts and Applications for Science*. Jones & Bartlett Learning, Sudbury. 382 S.
- LLORET, F.; KEELING, E.G.; SALA, A. (2011): Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos* 120(12): 1909–1920. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19372.x>
- MAURI, A.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G. (2016): *Abies alba* in Europe: Distribution, habitat, usage and threats. *European Atlas of Forest Tree Species* : 48–49.
- O'HARA, K.L. (1998): Silviculture for Structural Diversity: A New Look at Multiaged Systems. *Journal of Forestry* 96(7): 4–10. <https://doi.org/10.1093/jof/96.7.4a>
- O'HARA, K.L. (2014): *Multiaged Silviculture: Managing for Complex Forest Stand Structures*. Oxford University Press. 213 S.

- PRETZSCH, H. (2014): Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. *Forest Ecology and Management* 327: 251–264. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.027>
- RUKH, S.; POSCHENRIEDER, W.; HEYM, M.; PRETZSCH, H. (2020): Drought Resistance of Norway Spruce (*Picea abies* [L.] Karst) and European Beech (*Fagus sylvatica* [L.]) in Mixed vs. Monospecific Stands and on Dry vs. Wet Sites. From Evidence at the Tree Level to Relevance at the Stand Level. *Forests* 11(6): 639. <https://doi.org/10.3390/f11060639>
- RUOSCH, M.; SPAHNI, R.; JOOS, F.; HENNE, P.D.; VAN DER KNAAP, W.O.; TINNER, W. (2016): Past and future evolution of *Abies alba* forests in Europe – comparison of a dynamic vegetation model with palaeo data and observations. *Global Change Biology* 22(2): 727–740. <https://doi.org/10.1111/gcb.13075>
- TINNER, W.; COLOMBAROLI, D.; HEIRI, O.; HENNE, P.D.; STEINACHER, M.; UNTENECKER, J.; VESCOVI, E.; ALLEN, J.R.M.; CARRARO, G.; CONEDERA, M.; JOOS, F.; LOTTER, A.F.; LUTERBACHER, J.; SAMARTIN, S.; VALSECCHI, V. (2013): The past ecology of *Abies alba* provides new perspectives on future responses of silver fir forests to global warming. *Ecological Monographs* 83(4): 419–439. <https://doi.org/10.1890/12-2231.1>
- VAN DER MAATEN-THEUNISSEN, M.; TROUILLIER, M.; SCHWARZ, J.; SKIADARETIS, G.; THURM, E.A.; VAN DER MAATEN, E. (2021): pointRes 2.0: New functions to describe tree resilience. *Dendrochronologia* 70: 125899. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2021.125899>
- VAN DER MAATEN-THEUNISSEN, M.; VAN DER MAATEN, E.; BOURIAUD, O. (2015): pointRes: An R package to analyze pointer years and components of resilience. *Dendrochronologia* 35: 34–38. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2015.05.006>
- VICENTE-SERRANO, S.M.; BEGUERÍA, S.; LÓPEZ-MORENO, J.I. (2010): A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *Journal of Climate* 23(7): 1696–1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>
- VITALI, V.; FORRESTER, D.I.; BAUHUS, J. (2018): Know Your Neighbours: Drought Response of Norway Spruce, Silver Fir and Douglas Fir in Mixed Forests Depends on Species Identity and Diversity of Tree Neighbourhoods. *Ecosystems* 21(6): 1215–1229. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0214-0>
- WOLF, H. (2003): EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for silver fir (*Abies alba*). International Plant Genetic Resources Institute, Rome. 6 S.

# Abgrenzung von Bestandesschichten mithilfe eines bivariaten Gaußschen Mischverteilungsmodells

---

*Kai Staupendahl*

*Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt*

## Zusammenfassung

Die Aufteilung von vertikal stark strukturierten Beständen in Bestandesschichten ist ein wesentliches Element der qualitativen und quantitativen Zustandsbeschreibung und erlaubt eine differenzierte Analyse von Subpopulationen mit unterschiedlicher Wachstumsdynamik und waldbaulicher Bedeutung. Sie erfolgt im Fall von ertragskundlichen Versuchsflächen meist anhand der Klasseneinteilungen nach Kraft oder nach den Vorgaben des Verbandes der Deutschen Forstlichen Versuchsanstalten. Hier wird ein Ansatz zur Schichtentrennung vorgestellt, der auf der Anpassung einer bivariaten Gaußschen Mischverteilung an die gemeinsame Verteilung der gemessenen Baumdurchmesser und -höhen eines Bestandes beruht. Die Mischverteilung besteht dabei, je nach auszuscheidender Schichtenanzahl  $n$ , aus mindestens zwei normalen Teilverteilungen mit jeweils relativem Anteil  $p_i$  und  $\sum_{i=1}^n p_i = 1$ . Die Zugehörigkeit eines Baumes zu einer der Schichten entscheidet sich dann anhand der Teilverteilung, deren anteilgewichtete Dichte für die gegebene Kombination aus Durchmesser und Höhe den größten Wert aufweist. Vorteile dieses Ansatzes liegen insbesondere im Fehlen der subjektiven Komponente der auf gutachterlichen Baumklassenzuordnungen beruhenden Schichtansprache, in der quantitativen Berücksichtigung der Struktur des gesamten Bestandes bei der Zuordnung jedes Einzelbaumes und der Möglichkeit der nachträglichen Ausweisung von Schichten auch für Versuchsflächenaufnahmen ohne Schichtansprache. Der Vortrag erläutert die methodischen Besonderheiten, insbesondere im Hinblick auf Bäume ohne Höhenmessung, illustriert anhand von Beispielen die Unterschiede zur gutachterlichen Schichtentrennung und beschreibt die Grenzen des Verfahrens.

## Einleitung

Die Einteilung von vertikal strukturierten Beständen in Bestandesschichten ist ein wesentliches Element der qualitativen und quantitativen Zustandsbeschreibung und erlaubt eine differenzierte Analyse von Subpopulationen mit unterschiedlicher Wachstumsdynamik und waldbaulicher Bedeutung. Die Definition der Schichten variiert allerdings je nach Zweck und Anlass.

In der Bundeswaldinventur z. B. orientiert sich die Schichteneinteilung mit möglichst objektivierbaren und weniger von gutachterlichen Einschätzungen abhängigen Unterscheidungskriterien insbesondere an Inventuraspekten (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2011 S. 43). In der Forsteinrichtung hingegen stehen v. a. die waldbaulichen Funktionen der Schichten im Vordergrund. So wird z. B. In den Niedersächsischen Landesforsten zwischen Hauptbestand (auf ihm liegt das wirtschaftliche Schwergewicht), Nachwuchs (bildet den überschirmten Folgebestand), Unterstand (überschirmte Schicht mit ausschließlich dienender Funktion) und Überhalt (Reste aus dem Vorbestand über dem Hauptbestand mit  $B^\circ \leq 0,3$ ) unterschieden (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1987). Im Fall von ertragskundlichen Versuchsflächen erfolgt die Schichteneinteilung üblicherweise anhand der Baumklassen nach KRAFT (1884) oder gemäß der „Anleitung zur Ausführung von Durchforstungsversuchen des Verbandes der Deutschen Forstlichen Versuchsanstalten (VDFV) von 1902 (WIMMENAUER 1902). Im Versuchswesen der Nordwestdeutschen

Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) werden bspw. alle vorherrschenden bis gering mitherrschenden Bäume nach Kraft oder alle herrschenden bis zurückbleibenden, aber noch schirmfreien Bäume nach VDFV (jeweils die Klassen 1-3) dem Oberstand zugeordnet. Wenn die Baumklassen beider Systeme angesprochen werden, zählen außerdem Bäume, die in die VDFV-Baumklasse 3 und die Kraft'sche Klasse 4a (beherrscht, aber im Wesentlichen noch schirmfrei) fallen, zum Oberstand. Bäume der verbleibenden Baumklassen(kombinationen) gehören dem Unterstand an, eine Differenzierung nach weiteren Schichten erfolgt nicht.

Nur am Rande sei angemerkt, dass die Verquickung von soziologischer Stellung und technischer Schaftgüte in den Baumklassendefinitionen des VDFV problematisch ist, da z. B. bei Bäumen der Klasse 2 (herrschend, aber mit abnormer Kronenentwicklung oder schlechter Stammform) nachträglich nicht mehr feststellbar ist, ob eine „abnorme Kronenentwicklung“, und damit ein biologischer Aspekt, oder eine „schlechte Stammform“, und damit ein technischer Aspekt, für die Einstufung maßgebend war (ASSMANN 1950 S. 378).

Aus dem bisher Gesagten lässt sich ableiten, dass es zahlreiche Definitionsvarianten gibt, von denen keine in jeder Situation eine eindeutige Schichtzuordnung aller Bäume erlaubt, da die gutachterliche Ansprache der zugrundeliegenden Baumklassenkriterien tlw. erheblichen Spielraum für subjektive Einschätzungen lässt (vgl. BURSCHEL u. HUSS 1997 S. 256). Dennoch sind Schichten für die Beschreibung von Waldbeständen hilfreich und wertvoll, da sie als abstraktes Konstrukt helfen, die z. T. große Komplexität von Waldstrukturen auf ein nützliches und für den jeweiligen Zweck brauchbares Maß zu reduzieren. Im kybernetischen Sinne können sie somit auch als Komplexitätsverminderer verstanden werden (PÖRKSEN 2008 S. 224). Um subjektive Einflüsse zu minimieren, ist es in jedem Fall sinnvoll, möglichst eng gefasste und operationale Kriterien zu entwickeln.

Hinsichtlich der quantitativen Beschreibung von Waldbeständen zeigt Abbildung 1 die Bedeutung einer nach Schichten differenzierten Auswertung. Ohne diese sind ertragskundliche Kennwerte wie der Durchmesser und damit auch die Höhe des Grundflächenmittelstamms in mehrschichtigen Beständen mit bi- oder multimodaler Verteilung der Einzelbaumdimensionen wenig aussagefähig.

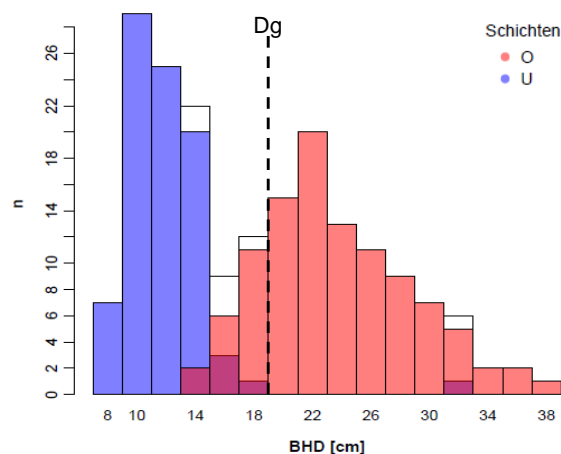


Abbildung 1: Verteilung der Brusthöhendurchmesser eines 56-jährigen, zweischichtigen Roteichen-Bestands in einer Versuchsparzelle der NW-FVA im Niedersächsischen Forstamt Harsefeld. Die Teilverteilung des Oberstands ist in roter, die des Unterstands in blauer Farbe dargestellt. Die gestrichelte vertikale Linie zeigt die Lage des Durchmessers des Grundflächenmittelstamms des Gesamtbestands.

Weiterhin zeigen an den Gesamtbestand einer Baumart angepasste Höhenkurven bei mehrschichtigem Bestandaufbau, der bei hochdurchforsteten und schattenertragenden Baumarten auch bei Gleichaltrigkeit vorkommen kann, oft eine unbefriedigende Anpassung an die Messdaten, wie Abbil-

dung 2 verdeutlicht. Im dort dargestellten bereits erwähnten Roteichenbestand führt dies im Übergangsbereich von Unter- und Oberstand zu einer Überschätzung der Höhen der Bäume im Unter- und einer Unterschätzung der Höhen der Bäume im Oberstand. Besonders kritisch ist allerdings die Überschätzung der Oberhöhe, da dies auch zu einer Überschätzung der Bonität führt.

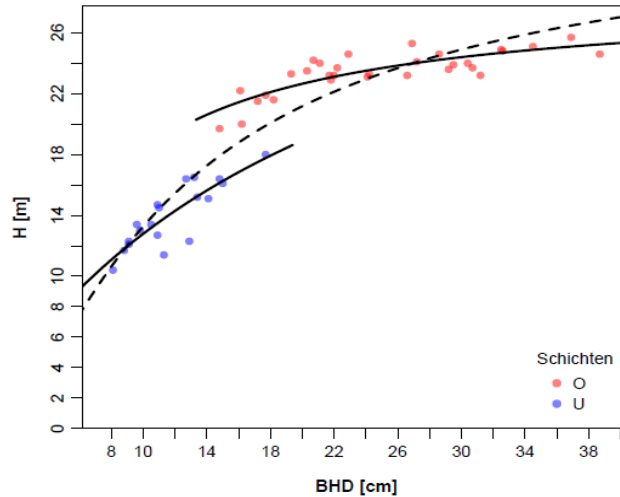


Abbildung 2: Brusthöhendurchmesser-Höhen-Werte des in Abb. 1 beschriebenen zweischichtigen Roteichen-Bestands. Die gestrichelte Linie zeigt die an alle Höhenmessdaten angepasste Höhenkurve, die durchgezogenen Linien die an die Messdaten des Oberstands (rot) und Unterstands (blau) angepassten Höhenkurven. Als Höhenkurvenmodell diente die Funktion:  $H = e^{\alpha+\beta/BHD}$

Anlass für die hier angestellten Überlegungen war die Erkenntnis, dass bisher v. a. in älteren Versuchen der NW-FVA nicht immer eine Schichtansprache der Bäume erfolgte, und zwar auch dort, wo es aufgrund der Bestandesstrukturen wünschenswert gewesen wäre. Hinzu kommt eine z. T. recht heterogene Ansprache der Schichten zwischen verschiedenen Aufnahmen bzw. Aufnahmeteams. Eine konsequente und systematische Berücksichtigung in Modellen und Auswertungen ist somit nur bedingt möglich.

## Methoden

Ausgangspunkt der Überlegungen zu einer Lösung dieses Problems war die Arbeit von ZUCCHINI et al. (2001), in der die Anwendung eines Mischungsmodells mit zwei bivariaten Normalverteilungen zur Beschreibung der BHD-Höhen-Verteilung im ungleichaltrigen Buchenreinbestand des Naturwaldreservats Dreyberg (Solling) demonstriert wird. Die Datengrundlage hierfür bildete eine Vollaufnahme mit 1242 erfassten Bäumen mit Messung aller Baumhöhen. Es ergab sich somit die Frage, ob dieser Ansatz auch zur Identifizierung der Schichten in ertragskundlichen Versuchsflächen mit unvollständigen Höhenmessungen geeignet ist.

Auf dieser Basis wurde ein zweistufiges Verfahren entwickelt, bei dem in einem ersten Schritt eine bivariate Gaußsche Mischverteilung (*gaussian mixture model*, kurz: GMM) der BHD und Höhen mit zwei Komponenten (für Unter- und Oberstand) und 11 Parametern an die zu analysierenden Daten angepasst wird. Die Gesamtverteilung von BHD und Höhen wird somit durch eine Mischung von zwei bivariaten, normalen Teilverteilungen mit den Anteilen  $p_O$  und  $p_U$  ( $p_O + p_U = 1$ ) beschrieben. Zur Abbildung von mehr als zwei Schichten könnte die Mischverteilung natürlich auch aus mehr als zwei Komponenten bestehen. Im zweiten Schritt wird die Dichte jedes BHD-Höhen-Paares in beiden Teilverteilungen bestimmt. Der zugehörige Baum gehört dann der Teilverteilung (Schicht) mit dem höheren anteilgewichteten Dichtewert an. Abbildung 3 zeigt ein Beispiel für die Ergebnisse dieses Prozesses.

Wie schon erwähnt besteht bei den Versuchsfeldern das Problem der unvollständigen Höhenmessungen. Auf der Basis von Höhenkurven ergänzte Höhen können nicht verwendet werden, da dies die Varianz reduzieren und damit zu einer verzerrten Parameterschätzung führen würde. Auch eine Anpassung der Mischverteilung nur an die Höhenmessbäume birgt, je nach deren Auswahl, das Risiko von Verzerrungen und wäre ineffizient, da die vollständig vorhandenen Durchmesserinformationen nur teilweise genutzt würden. Eine Lösung bietet die Funktion `FitGMM` des R-Package *MGMM (Missingness Aware Gaussian Mixture Models)*; McCaw et al. 2022), die für die iterative Parameterschätzung den *Expectation-Conditional-Maximization-Algorithmus* nutzt, eine Weiterentwicklung des *Expectation-Maximization-Algorithmus*. Die Erwartungswerte der fehlenden Höhen werden dabei nach der Schätzung der Verteilungsparameter geschätzt (*posterior expectations*) und beeinflussen diese somit nicht.

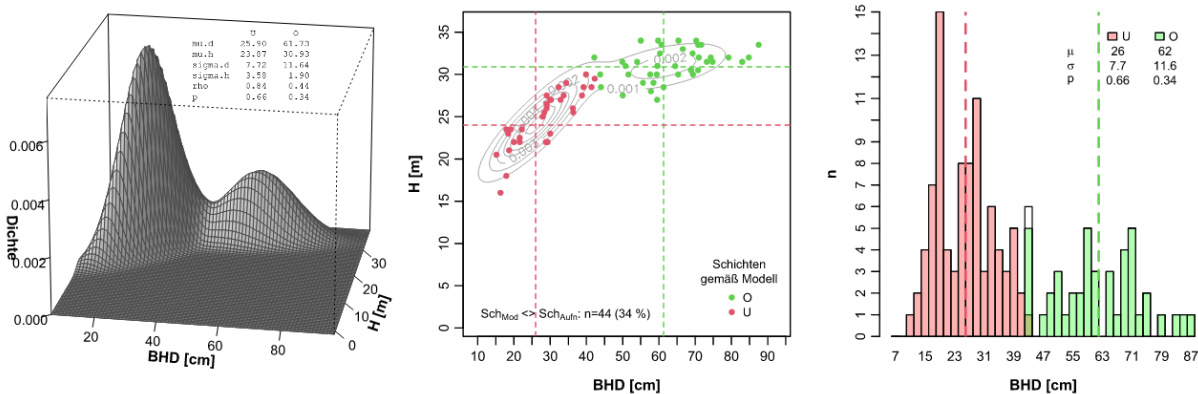


Abbildung 3: 3D- und Kontur-Plot der geschätzten bivariaten Mischverteilungsdichte (links und Mitte) und Durchmesserverteilung (rechts) eines seit 1902 beobachteten 175-jährigen Stieleichen-Bestandes in Schleswig-Holstein („Siemens-Eichen“) mit 139-jähriger Rot- und Hainbuche im Unterstand. Die BHD-Höhen-Paare bzw. Histogramme der Schichten sind gemäß der modellierten Schichtzuordnung in roter (Oberstand) bzw. grüner Farbe (Unterstand) dargestellt.

Die Anzahl  $n$  der Komponenten der Mischverteilung muss der Funktion `FitGMM` vorgegeben werden, so dass vorab durch gutachtliche Beurteilung zu entscheiden ist, wieviel Schichten für die Beschreibung des Bestandaufbaus benötigt werden. Bei einer automatisierten Verarbeitung einer großen Zahl von Versuchen und Aufnahmen ist hier natürlich nur eine generelle Festlegung möglich, die z. B. in jungen Beständen, in denen sich noch gar keine Schichten ausbilden konnten, dazu führen würde, dass eine inadäquate Aufteilung in die vorgegebene Anzahl an Schichten erzwungen wird. Um diese Fälle abzufangen, wurden für verschiedene, die BHD- und Höhenverteilung beschreibende Parameter (z. B. Spannweiten, Schiefemaße, Tests auf Multimodalität) Grenzwerte festgelegt, unterhalb derer eine Aufteilung in Schichten unterbleibt oder anhand einfacher und konservativer Regeln erfolgt (z. B. „alle Bäume mit Höhen, die mehr als 10 m niedriger sind als die Oberhöhe, sind Unterstand“).

## Ergebnisse

Die oben beschriebene Methode wurde auf die BHD-Höhen-Daten aller Aufnahmen aller Versuche der NW-FVA angewendet und die resultierende Schichteneinteilung wurde mit der im Bestand gemäß Aufnahmeanweisung durchgeführten Schichtenzuordnung verglichen. Die Unterschiede waren oft nur gering, teilweise aber auch erheblich, wobei die modellierte Schichtentrennung oft plausibler erscheint. Naturgemäß waren die Ergebnisse umso uneindeutiger, je weniger die Schichtenbildung vorangeschritten war bzw. je mehr sie sich, z. B. durch Einwuchs des Unterstands in den Oberstand, wieder zurückgebildet hatte. Die Abbildungen 4 bis 6 zeigen einige Beispiele.



Abbildung 6 zeigt deutlich, dass möglichst gleichmäßig über den gesamten Durchmesserbereich verteilte Höhenmessungen auch für die Anpassung der bivariate Mischverteilung wichtig sind und diese stabilisieren. In der nächsten Aufnahme dieser Parzelle war dies dann auch der Fall und die modellbasierte Schichteneinteilung dementsprechend besser an die bimodale Form der BHD-Verteilung angepasst.

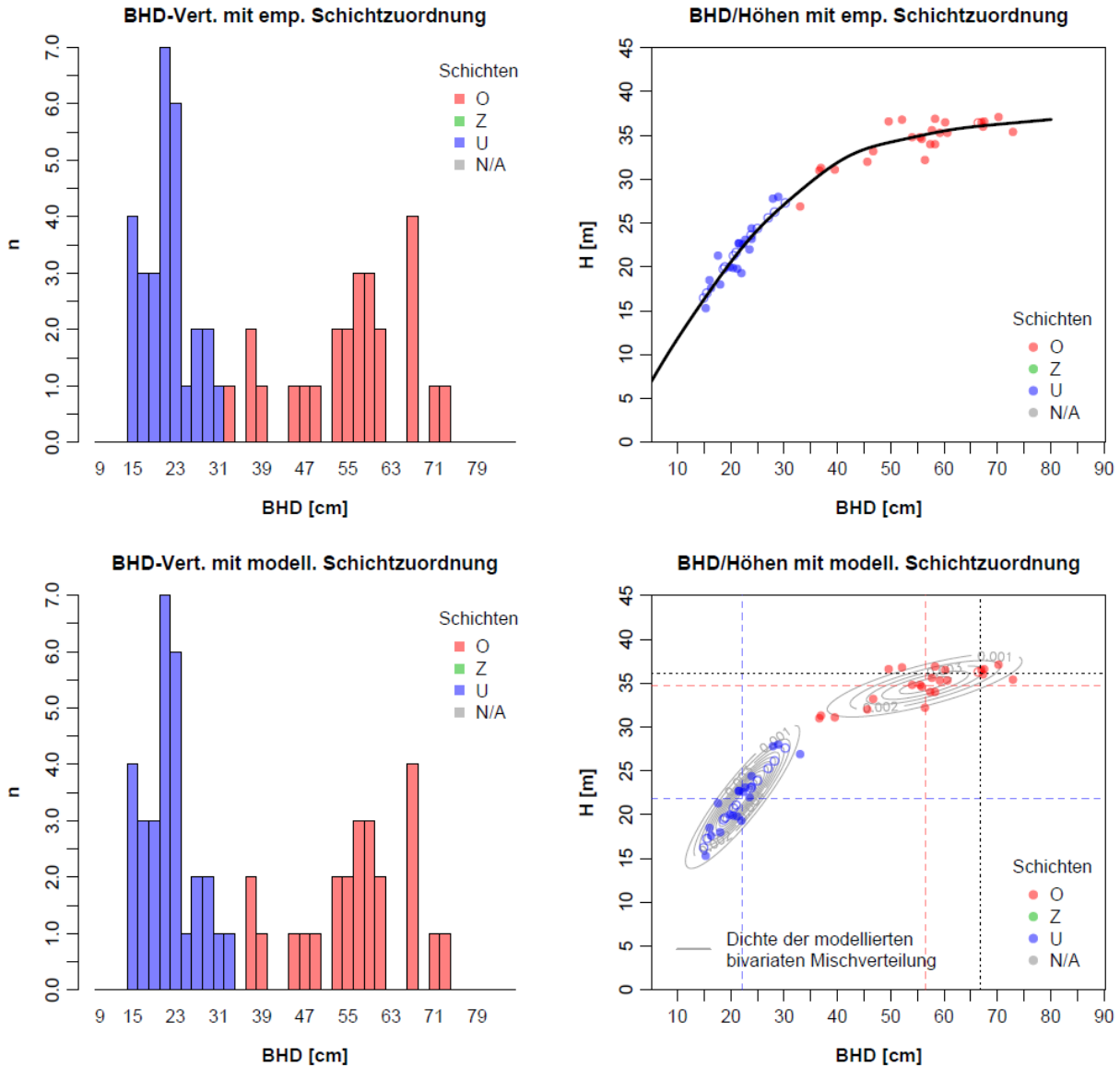


Abbildung 4: BHD-Verteilung (links) und BHD-Höhen-Daten (rechts) der Parzelle 1 des Versuchs SHLF 726j: Stark hochdurchforstete 111-jährige Rotbuche. Oben ist die empirische Schichteneinteilung durch den Außendienst, unten die modellbasierte Schichtentrennung dargestellt (Oberstand rot, Unterstand blau). Die nicht ausgefüllten Punkte in den BHD-Höhen-Diagrammen stellen oben die durch die Standardroutinen der NW-FVA über Höhenkurven und unten die durch den Algorithmus ergänzten Höhen dar.

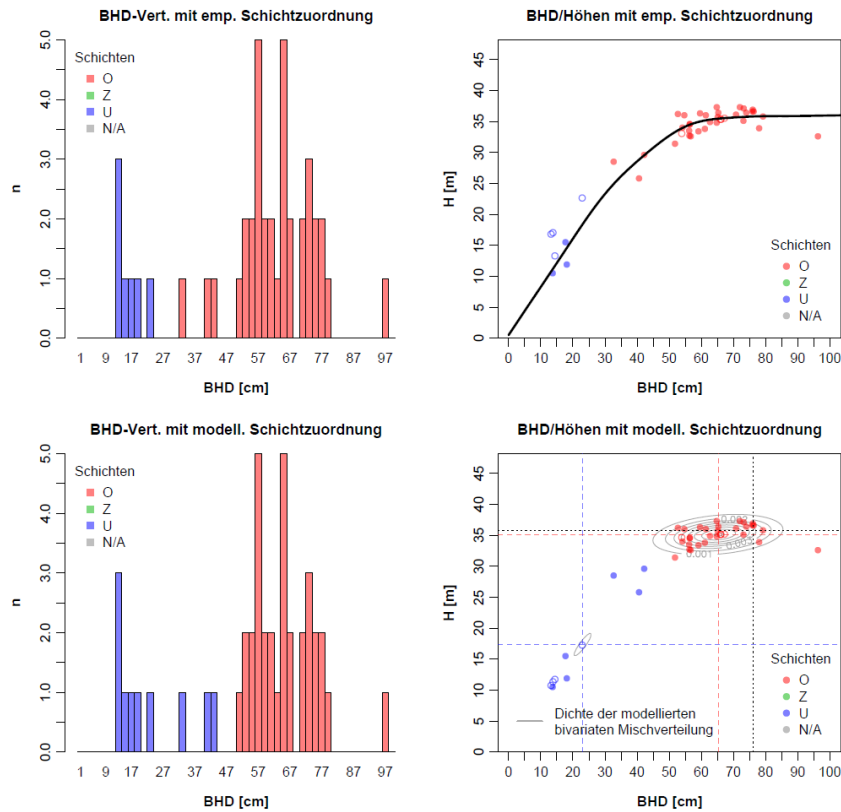


Abbildung 5: Darstellung nach demselben Schema wie in Abb. 4 für Parzelle 11 des Versuchs Lauterberg 225j1: Stark niederdurchforstete 80-jährige Douglasie und Fichte im Ober- und 35-jährige Fichte und Thuja im Unterstand.

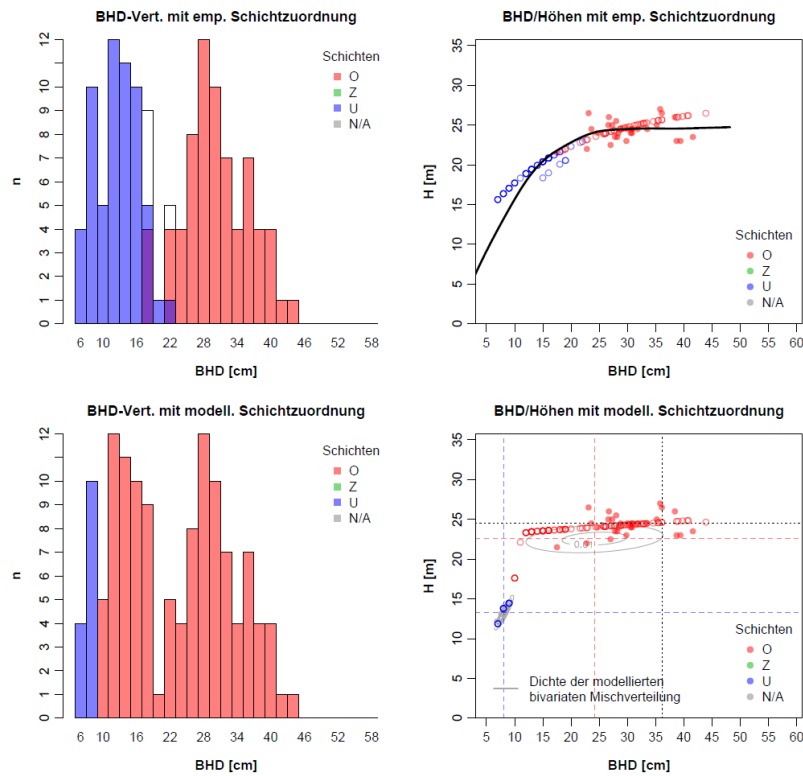


Abbildung 6: Darstellung nach demselben Schema wie in Abb. 4 für Parzelle 1 des Versuchs Göhrde 157j: Mäßig hochdurchforstete 93-jährige Rotbuche und Stieleiche.

## Fazit

Das hier vorgestellte Verfahren ermöglicht bei eindeutiger Zweischichtigkeit eine sehr robuste und plausible Schichtenerkennung. Im Vergleich mit der gutachterlichen Schichtzuordnung ergeben sich jedoch tendenziell höhere Anteile des Unterstands. Dies war auch durchaus zu erwarten, da im modellbasierten Ansatz die bivariate Verteilung der Höhen und Durchmesser maßgeblich ist, während sich die auf der Baumklassenansprache basierende empirische Schichtentrennung fast ausschließlich an den Baumhöhen orientiert (von qualitativen Aspekten abgesehen). Ob diese Änderung wünschenswert ist, hängt vom verfolgten Zweck ab und davon, ob das Zuwachsverhalten der abweichend zugeordneten Bäume eher dem im Unter- oder im Oberstand entspricht; sofern das Ziel darin besteht, bezüglich dieses Merkmals möglichst homogene Teilpopulationen zu bilden.

Schwieriger gestaltet sich die modellbasierte Abgrenzung der Bestandesschichten bei fließenden Übergängen von der Ein- zur Zweischichtigkeit (oder umgekehrt), wie sie sich in jüngeren Beständen oder beim Einwachsen von Unterstand in obere Kronenschichten zeigen. Hier sind zusätzliche Regeln erforderlich. Auch dreischichtige Bestände sind gut darstellbar, die Anzahl der auszuweisenden Schichten muss allerdings vorher gutachterlich bestimmt werden.

Die größte Stärke des Verfahrens liegt sicher darin, dass es ein einheitliches Vorgehen mit einem objektiven Algorithmus ermöglicht, der - abgesehen von der Vorgabe der auszuweisenden Schichten - subjektive Aspekte der Schichtentrennung ausschaltet. Ein weiterer Vorteil ist die bei der Zuordnung jedes Einzelbaumes ermöglichte quantitative Berücksichtigung der Gesamtstruktur des Bestandes, während bei der gutachterlichen Schichtenansprache die jeweils lokale Umgebung des gerade betrachteten Baums ein viel höheres Gewicht hat. Und schließlich eröffnet das Verfahren die Möglichkeit der nachträglichen Ausweisung von Schichten auch für alte Versuchsflächen und Aufnahmen, so dass für entsprechende Fragestellungen eine deutlich umfangreichere Datenbasis zur Verfügung steht. Allerdings kann es in Aufnahmezeitreihen von Versuchsflächen (z. B. aufgrund unterschiedlicher Kollektive der Höhenmessbäume) zu Sprüngen bei der Verteilungsanpassung und damit der Schichteneinteilung kommen. Deshalb ist für die Zukunft die Entwicklung einer Methode zur Glättung der Verteilungsparameter über dem Aufnahmejahr geplant. Anschließend sollen alle Methoden in einem R-Package gekapselt und veröffentlicht werden.

## Literaturverzeichnis

- ASSMANN, E. (1950): Die Buchenhochdurchforstungsversuche der ehemaligen Preußischen Versuchsanstalt. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 69: 373–421.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2011): *Aufnahmeanweisung für die dritte Bundeswaldinventur (2011-2012)*, 2. geänderte Auflage. Bonn. 107 S.
- BURSCHEL, P.; HUSS, J. (1997): *Grundriss des Waldbaus: ein Leitfaden für Studium und Praxis*. Parey, Berlin. 487 S.
- KRAFT, G. (1884): *Beiträge zur Lehre von Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben*. Kindsworth's Verlag, Hannover. 147 S.
- MCCAW, Z.R.; ASCHARD, H.; JULIENNE, H. (2022): Fitting Gaussian mixture models on incomplete data. *BMC Bioinformatics* 23(1): 208. <https://doi.org/10.1186/s12859-022-04740-9>
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1987): *Anweisung zur Betriebsregelung (Forsteinrichtung) in den Niedersächsischen Landesforsten (B.A.87)*. Hannover. 33 S.
- PÖRKSEN, B. (2008): *Die Gewissheit der Ungewissheit. Gespräche zum Konstruktivismus*. Carl-Auer-Systeme Verlag, Heidelberg. 237 S.

WIMMENAUER, K. (1902): Die diesjährige Versammlung des Verbandes der Deutschen Forstlichen Versuchsanstalten. Beilage: Anleitung zur Ausführung von Durchforstungs- und Lichtungsversuchen. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 78(25): 180–184.

ZUCCHINI, W.; SCHMIDT, M.; GADOW, K. VON (2001): A model for the diameter-height distribution in an uneven-aged beech forest and a method to assess the fit of such models. Silva Fennica 35(2).

# Buchen-Voranbau aus Sicht des Kiefernschirmes

---

*Stabilisierung oder Stress? Ergebnisse dendroökologischer Analysen*

Jens Schröder<sup>1</sup>, Michael Körner<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde

<sup>2</sup>Staatsbetrieb Sachsenforst, Graupa

## Zusammenfassung

In Nordostdeutschland ist durch den ökologischen Waldumbau gleichaltriger Reinbestände der Wald-Kiefer eine große Zahl zweischichtiger Bestände mit Rot-Buche unter Kiefernschirm entstanden. Nach den durch eine extrem angespannte klimatische Wasserbilanz gekennzeichneten Jahren 2018 bis 2020 sind in vielen Regionen Nordostdeutschlands auch in diesen Waldumbaubeständen Vitalitätseinbußen bis hin zu signifikant höherem Absterben aufgetreten. Zu solchen Erscheinungen gab es immer wieder Anfragen aus der Forstpraxis nach möglicherweise höheren Trockenschäden bei Kiefern mit Buchen-Voranbau auf Grund verschärfter Wasserkonkurrenz im Vergleich zu reinen Kiefernbeständen.

In diesem Beitrag untersuchen wir durch Auswertung aktueller Bohrkernproben das Zuwachsverhalten von repräsentativen Stichproben daraufhin, ob sie Belege für die vorgestellte Hypothese enthalten. Neben einer waldwachstumskundlichen Charakterisierung dreier Bestandespaare von Nordwest-Sachsen bis Brandenburg wird dazu eine Reihe von Kennwerten der Zeitreihen von Jahrringbreite und Jahrringindex analysiert. Anhand von dendroökologischen Resilienzparametern und Weiserjhranalysen sowie durch die Quantifizierung der Zuwachs-Witterungs-Beziehungen soll geprüft werden, ob und wenn ja welche Unterschiede es in den Reaktionen der Bäume in der Schirmschicht auf die Einflüsse der Extremjahre gegeben hat.

In der Summe haben unsere Auswertungen keine belastbaren Hinweise auf eine größere Abhängigkeit von Witterungseinflüssen bzw. Anfälligkeit für Trockenschäden in den zweischichtigen Beständen ergeben. Die Jahrringbreite der Kiefern ohne Unterstand liegt zwar auf zwei der drei Flächen im Mittel der letzten zwei Jahrzehnte deutlich über den Werten mit Unterstand, jedoch gibt es bei allen drei Standorten vielfältige Hinweise auf eine höhere Witterungsabhängigkeit des Zuwachses in den Reinbeständen. Vor diesem Hintergrund lässt sich festhalten, dass die Bestände ohne Unterstand anfälliger für negative Klimawandelfolgen zu sein scheinen als die Bestände mit Buche. Entscheidend für die Interpretation der Befunde ist das angewandte System zur normativen Bewertung der Teilergebnisse. Dieses sollte weiter überprüft, durch Probenahmen in anderen Flächenpaaren untersetzt und von Untersuchungen auf standörtlicher und physiologischer Ebene ergänzt werden.

## Hintergrund und Untersuchungsansatz

Der ökologische Waldumbau gleichaltriger Reinbestände der Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) hat in Nordostdeutschland zu großen Flächenanteilen zweischichtiger Bestände mit Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) unter Kiefernschirm geführt. Ziel dieser künstlichen Einbringung einer zweiten Baumart war es, die Nichtholz-Waldfunktionen wie die Lebensraumvielfalt und die Grundwasserspende zu steigern, die Anfälligkeit der Bestände gegenüber abiotischen und biotischen Risiken zu senken und letztlich den Waldumbau zu standortgerechten Mischbeständen einzuleiten. In den extremen Trockenjahren 2018 bis 2020 sind auch in diesen Waldumbaubeständen Vitalitätseinbußen bis hin zu signifikant höherem Absterben aufgetreten. In diesem Zusammenhang gibt es immer wieder Anfragen aus der Forstpraxis

nach einem möglicherweise negativen Einfluss der Zweischichtigkeit auf die Wasserverfügbarkeit für die Kiefer – vermutet wurden höhere Trockenschäden bei Kiefern mit Buchen-Voranbau im Vergleich zu reinen Kiefernbeständen ähnlichen Alters auf vergleichbarem Standort, da sich unter extremen Bedingungen die Konkurrenz um Wasser enorm verschärft.

In unserem Beitrag untersuchen wir das Zuwachsverhalten von Kiefern aus repräsentativen Stichproben daraufhin, ob es darin Belege für die vorgestellte Hypothese gibt. Die Grundlage bilden drei Flächenpaare (jeweils mit bzw. ohne Buchen-Unterstand) in Probeständen von Nordwestsachsen bis Brandenburg, auf denen Probeflächen angelegt und Bohrkernproben genommen wurden. Für die notwendige retrospektive Analyse des Wuchsverhaltens bieten sich Methoden der Jahrringforschung an, die die Bohrkernauswertung mit Informationen zum Witterungsverlauf kombinieren. Entsprechend haben wir auf Basis von Kennwerten der Zeitreihen von Jahrringbreite und Jahrringindex, von Resilienzparametern und Zuwachs-Witterungs-Beziehungen die Reaktionen der Bäume in der Schirmschicht auf die Extrembedingungen untersucht.

Mit Blick auf den im Klimawandel zunehmenden Stress, der sich als Anpassungsdruck für die Bäume auswirkt, konzentrieren sich die Auswertungen besonders auf Parameter, die eine möglichst große Varianz im Zuwachsverhalten innerhalb der untersuchten Teilkollektive anzeigen. Im Sinne der populationsbezogenen Anpassungsfähigkeit nach KÄTZEL (2008) wird deshalb eine hohe Vielfalt in den Witterungsreaktionen als positiv, ein vergleichsweise einheitliches Verhalten dagegen als nachteilig gewertet. In Anlehnung an BECK (2009) gehen wir außerdem davon aus, dass negative Effekte von Stressereignissen mit geringen Autokorrelations- und hohen Diversitätsmaßen (Sensitivität und Gini-Index; BIONDI u. QEADAN 2008) verbunden sind. Mit dem Anteil des Witterungssignals an der interannuellen Varianz in den Jahrring-Zeitreihen (Signal-to-Noise Ratio, SNR) und der Anzahl von Weiserjahren gehen weitere Maßzahlen in die Beschäftigung mit der Ausgangsfrage ein. Die verschiedenen Teilinformationen unterziehen wir am Ende einer normativen Bewertung. Dabei werden die einzelnen Parameter entsprechend ihrer unterstellten Wirkung auf die Anpassungsfähigkeit der Teilkollektive normiert eingeordnet. Die Frage, ob sich der Buchen-Voranbau tatsächlich negativ auf die Trockenheitstoleranz des Kieferschirms ausgewirkt hat, wird also im Rahmen dieses Beitrags vorrangig auf Basis zusammengeführter Werturteile über verschiedene Zeitreihen- und Zuwachsmaßzahlen beantwortet. Die theoretischen Grundlagen dieses Auswertungsansatzes beschreiben z. B. SCHRÖDER et al. (2019).

## Material und Methoden

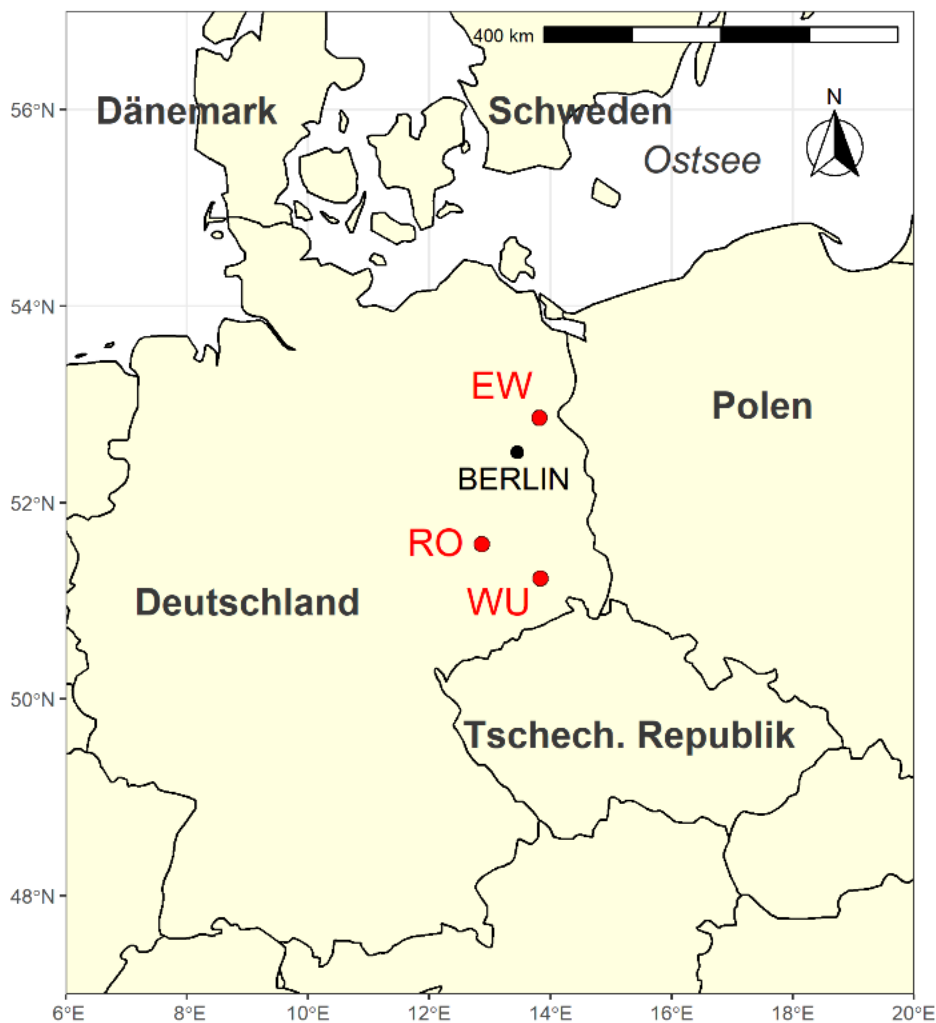
### Untersuchungsgebiet und Testbestände

Die Bohrkernentnahmen und dendrometrischen Erhebungen erfolgten in Bestandespaaren (= „Testbestände“) an drei Orten des Nordostdeutschen Tieflands in Regionen, in denen der ökologische Waldumbau zu großen Anteilen mit der Rot-Buche erfolgte (siehe Abbildung 1). Es handelt sich bei allen drei Flächenpaaren um grundwasserferne, durchschnittlich nährstoffversorgte, pleistozäne Sandstandorte (Stamm-Standortsformengruppe M2 nach SEA 95; SCHULZE et al. 2009). In Eberswalde und Würschnitz wurde der Rot-Buchen-Unterstand 1993 eingebracht, in Roitzsch 2001. An jedem Untersuchungsort wurden in den beiden benachbarten Bezugsflächen temporäre Probeflächen mit einer Größe von 0,1 ha angelegt, um aktuelle Bestandesparameter zu erfassen. Die Aufnahmen konzentrierten sich aus Kapazitätsgründen auf die Kiefern im Schirmbestand, für die Buche wurden die summarischen Angaben aus den Forsteinrichtungsunterlagen herangezogen. Die wichtigsten Daten zu den untersuchten Beständen enthält Tabelle 1.

*Tabelle 1: Kenngrößen der Testbestände. Der Zusatz „.m“ steht für den Bestandesteil mit Rot-Buche im Unterstand, „.o“ steht für die beprobten Kiefern-Reinbestände. EW = Stadtwald Eberswalde, RO = Revier Roitzsch, WU = Revier Würschnitz.*

| Name | TF     | GKI alt | RBU alt | GKI dg | GKI hg | G    | Vfm | BG   |
|------|--------|---------|---------|--------|--------|------|-----|------|
| EW.m | 477 a3 | 71      | 32      | 26,7   | 22     | 24   | 211 | 0,65 |
| EW.o | 477 a4 | 71      |         | 26,5   | 22     | 23,4 | 206 | 0,63 |
| RO.m | 611 a1 | 73      | 22      | 31,5   | 23,9   | 29,9 | 322 | 0,78 |
| RO.o | 611 a1 | 73      |         | 26,6   | 22,7   | 34,2 | 350 | 0,92 |
| WU.m | 311 b3 | 74      | 33      | 33,6   | 25,7   | 41,3 | 478 | 1,02 |
| WU.o | 311 b2 | 74      |         | 33     | 26,5   | 33,6 | 401 | 0,81 |

TF = Teilfläche, GKI = Kiefer, RBU = Rot-Buche, alt = Alter [a], dg = Grundflächenmitteldurchmesser [cm], hg = Höhe des Grundflächenmittelstamms [m], G = Grundfläche [m<sup>2</sup>/ha], Vfm = Vorratsfestmeter [m<sup>3</sup>/ha], BG = Bestockungsgrad nach Lembcke et al. (1975); Stand: 01.01.2022 (Alter), 31.08.2022 (wachstumskundliche Parameter).



*Abbildung 1: Lage der Testbestände im Untersuchungsgebiet (EW = Eberswalde, Bundesland Brandenburg, RO = Roitzsch, WU = Würschnitz, beide Bundesland Sachsen)*

Die Untersuchungsregionen sind im Vergleich mit anderen Regionen Deutschlands überdurchschnittlich trocken mit einer angespannten klimatischen Wasserbilanz gerade in der Vegetationsperiode. Die Zeitspanne 2005-2021 ist für die Testbestände in RO und WU durch Messreihen von Waldklimastationen in unmittelbarer Nähe zu den Flächen abgedeckt, für EW werden zur Charakterisierung der Wuchsverhältnisse die Daten der-Station Angermünde des Deutschen Wetterdienstes verwendet. Tabelle 2



zeigt die entsprechenden Durchschnittswerte zum Vergleich; mit angegeben sind die Lagekoordinaten und die Seehöhe der drei Flächenpaare.

*Tabelle 2: Geographische Lage (WGS84) und Witterungsverhältnisse im Mittel des Zeitraums 2005-2021 für die Testbestände. EW = Stadtwald Eberswalde, DWD-Station Angermünde; RO = Revier Roitzsch, WU = Revier Würschnitz, beide mit Waldklimastationen*

| Region | Höhe über NN | Latitude  | Longitude | T.J [°C] | N.J [mm] | T.V [°C] | N.V [mm] |
|--------|--------------|-----------|-----------|----------|----------|----------|----------|
| EW     | 40 m         | 52.858093 | 13.821316 | 9,69     | 530      | 15,49    | 308      |
| RO     | 140 m        | 51.576892 | 12.866731 | 9,86     | 567      | 15,65    | 305      |
| WU     | 225 m        | 51.225607 | 13.840876 | 9,35     | 672      | 15,06    | 372      |

T = Temperatur, N = Niederschlag, .J = Jahreswerte, .V = Werte der Vegetationsperiode (April-Oktober)

### Datenaufnahme, Aufbereitung und Auswertung

Zur Rekonstruktion der Zuwachsreaktionen von Bäumen auf Umweltverhältnisse in der Vergangenheit haben sich dendroökologische Methoden auf Basis der Auswertung von Jahrringparametern etabliert (FRITTS 1976, SCHWEINGRUBER 1983). Dazu gehören zum einen Auswertungen der „autonomen“ Parameter, das heißt der Zeitreiheneigenschaften ohne Hinzuziehung von Witterungsdaten. Zur Gruppe dieser Parameter gehören die Gleichläufigkeit (GLK), die mittlere Korrelation zwischen den Zeitreihen der Stichprobe ( $R_{bar}$ ), die mittlere Autokorrelation ersten Grades ( $AR_1$ ), die mittlere Sensitivität (Sens) und der Gini-Koeffizient (Gini). Details zur Berechnung der genannten Kennwerte finden sich bei SCHWEINGRUBER (1983), BIONDI u. QEADAN (2008) sowie BUNN (2008).

Die vergleichende Betrachtung von Weiserjahren stützt sich auf das Verfahren zu ihrer Identifikation nach SCHRÖDER (2015), in dem auf Basis der Verteilung der Jahrringindizes pro Einzelbaum starke und besonders einheitliche Abweichungen vom erwarteten mittleren Jahrringindex herausgearbeitet werden. Auf der ersten Ebene werden die Jahrring-Zeitreihen außerdem daraufhin untersucht, ob sich die Einbringung des Unterstands in Trendbrüchen im linearen Modell manifestiert hat („segmented“ bzw. „piecewise regression“; MUGGEO 2008, LEMOINE 2012).

Die zweite Untersuchungsebene bilden die Beziehungen zwischen den standardisierten (indexierten) Jahrringbreiten und Witterungsparametern, hier exemplarisch die monatlichen Niederschlagssummen und Durchschnittstemperaturen. Die Witterungsdaten stammen von den DWD-Stationen uin Angermünde (EW), Leipzig-Holzhausen (RO) und Dresden-Klotzsche (WU). Basis der Vergleiche sind die Witterungsdaten 1980-2021. Obwohl der Zeitraum, in dem der Unterstand überhaupt wirken konnte, darin nur einen Teil ausmacht, wurde kein kürzeres Intervall gewählt, weil dies die statistische Aussagekraft zu sehr eingeschränkt hätte. Das dritte Untersuchungsziel besteht darin, die relative Resilienz nach LLORET et al (2011) als Abbildung der Reaktionsmuster des Kiefern-Oberstands differenziert nach Unterstandssituation vergleichend zu interpretieren (ZANG et al. 2014).

Als Basis der Analysen wurden an jeweils 15 Bäumen der herrschenden sozialen Baumklassen 1 und 2 nach KRAFT (1884) je ein Bohrkern in östlicher und einer in nördlicher Richtung entnommen. Nach der Präparation der Proben erfolgte die bildbasierte Messung der Jahrringbreiten (JRB) mit Hilfe des Programms "CooRecorder" (CYBIS WIKI CONTRIBUTORS 2009). Aus den gemessenen und anhand des BHD (ohne Rinde) korrigierten JRB wurden Jahrringindex-Zeitreihen (JRI) der Einzelbäume abgeleitet und diese zu Chronologien, d. h. mittleren Verläufen der Testbestände, verdichtet. Die Pakete dplR, treeclim und pointRes der statistischen Programmierumgebung R dienten zur Ableitung deskriptiver Kennwerte und zur Verschneidung mit meteorologischen Zeitreihen (ZANG u. BIONDI 2015, VAN DER MAATEN-

THEUNISSEN et al. 2015, BUNN et al. 2021, R CORE TEAM 2022). Die baumindividuellen JRI-Zeitreihen wurden für Weiserjahrenanalysen herangezogen (vgl. SCHWEINGRUBER 1983, SCHRÖDER 2015), deren Anzahl als Ausdruck der Stärke bzw. Einheitlichkeit der Zuwachsreaktionen im Vordergrund stand. Die Berechnung der relativen Resilienz stützte sich auf den jährlichen Radialzuwachs in Form der korrigierten JRB-Zeitreihen.

## Ergebnisse

### Zuwachsverhalten, autonome Parameter der Zeitreihen und Weiserjahr-Analyse

Die Zeitreihen der JRB beginnen je nach Fläche auf Grund des sehr ähnlichen Alters der Kiefern auf allen Flächen im Zeitraum 1952-1956. Für eine bessere Vergleichbarkeit wurden die Auswertungsparameter einheitlich für die Zeit 1960-2022 berechnet, auch wenn die Zuwachsperiode 2022 zum Zeitpunkt der Probenahme nicht vollständig abgeschlossen war. Die Entwicklung von JRB und JRI in dieser Zeit ist in Abbildung 2 grafisch dargestellt.

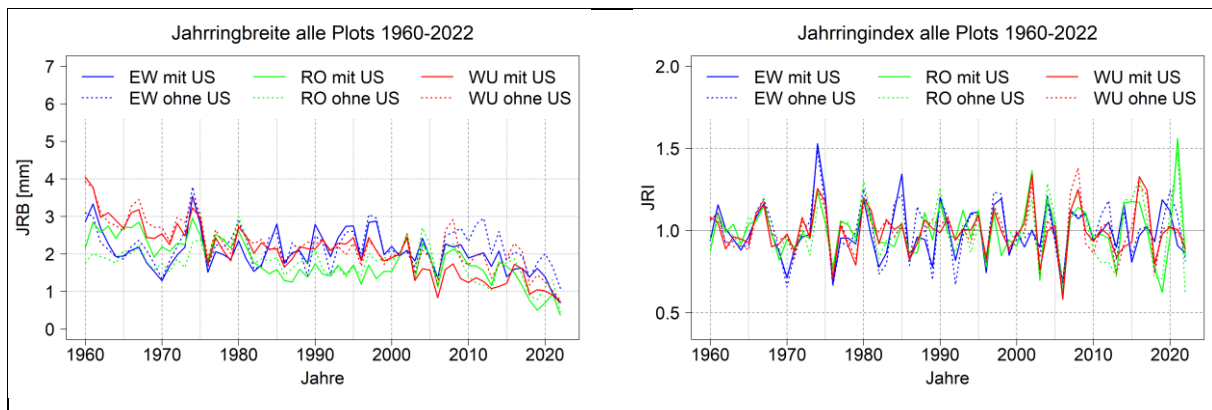


Abbildung 2: Verlauf der Jahrringbreite und des (dimensionslosen) Jahrringindex für die Testbestände von 1960 bis 2022 mit und ohne Unterstand (US).

Für die beprobten Bestände in Eberswalde und Würschnitz deuten sich für die Zeit ab etwa 2007 durchschnittlich höhere JRB in den Flächen ohne JRB an. Dies wird gestützt durch die statistische Auswertung mit Hilfe des Wilcoxon-Rangsummen-Tests, der für die zwanzig Jahre von 2003 bis 2022 in EW und WU jeweils signifikante Unterschiede zwischen den beiden Varianten belegt. Als Beispiel vergleicht Abbildung 3 die Zeitreihen der mittleren JRB für die Flächenpaare in EW und WU mit Darstellung der Standardabweichung über die jeweils zugrundeliegenden Einzelbäume.

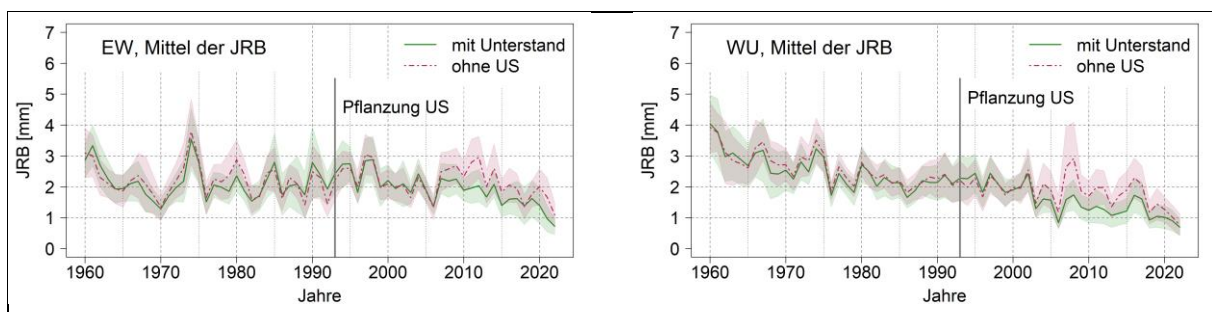


Abbildung 3: Verlauf der mittleren Jahrringbreite für die Testbestände in Eberswalde und Würschnitz von 1960 bis 2022 mit und ohne Unterstand. Die Schattierungen geben den Bereich der Standardabweichung auf Basis der Einzelbäume an. Die senkrechte Markierung zeigt das Jahr, in dem der Unterstand gepflanzt wurde.

Die ausgewählten Zeitreihenparameter AR1 und Rbar zeigen in allen Fällen für die beprobten Kollektive aus den Flächen mit Unterstand höhere, die SNR niedrigere Werte als für die Kiefer-Reinbestände

und SNR. Dieses Muster gilt sowohl bei Analysen über die gesamte Zeit von 1960 bis 2022 als auch bei gesonderter Untersuchung der Periode 1990-2022. Statistisch signifikant sind nur wenige Differenzen, so etwa die zwischen der mittleren Autokorrelation in WU (beide Perioden) und die in RO (nur im Gesamtzeitraum; siehe Abbildung 4). Die mittlere Gleichläufigkeit zwischen den Einzelzeitreihen der JRB ist ebenso wie die Sensitivität für die gemischten Bestände in EW und WU deutlich geringer als in den Reinbeständen. Die Auswertungen für das Flächenpaar in RO zeigen keine nennenswerten Unterschiede dieser Parameter, auch der Gini-Koeffizient liegt hier in beiden Stichproben auf demselben Niveau. In EW ist entsprechend diesem Kennwert die Diversität im Zuwachsverhalten ohne Unterstand höher, in WU in der Fläche mit Unterstand. Da hier wie bei GLK und Sensitivität nur ein Wert je Stichprobe gegeben ist, sind keine statistischen Tests auf Signifikanz der Unterschiede möglich.

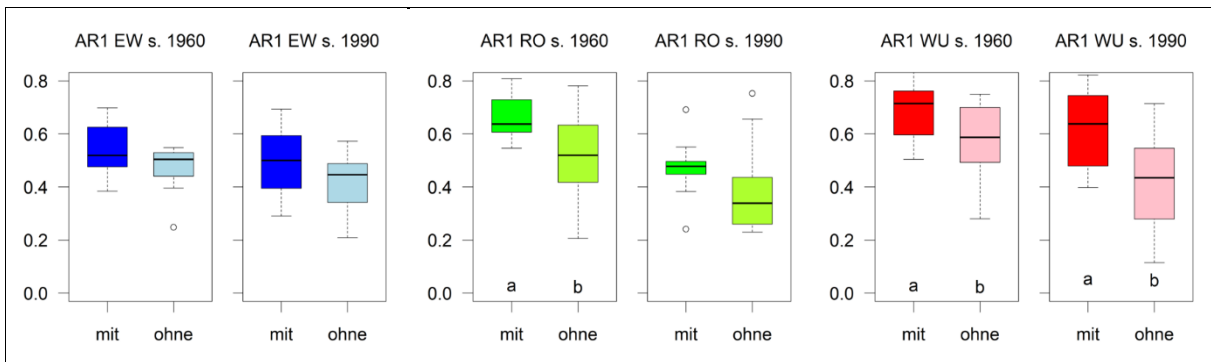


Abbildung 4: Verteilung der Koeffizienten der Autokorrelation erster Ordnung (AR1) im Vergleich der Testbestände und verschiedener Basiszeiträume (s. = seit). Verschiedene Kleinbuchstaben zeigen signifikante Mittelwertunterschiede an.

Die Identifikation von Weiserjahren hat für alle drei Flächenpaare mehr Auffälligkeiten in den Beständen ohne Unterbau als in den unterbauten Beständen gezeigt. Beispielhaft sind in Abbildung 5 die Zeitreihen seit 1990 für die untersuchten Bestände in Roitzsch dargestellt. In Würschnitz sind die Unterschiede in diesem Parameter am geringsten. Eine Übersicht der Ergebnisse für die einzelnen Stichproben enthält Tabelle 3.

Tabelle 3: Anzahl der Weiserjahre in den Stichproben aus den Testbeständen mit und ohne Unterstand seit 1990.

| Weiserjahre | EW mit US | EW ohne US | RO mit US | RO ohne US | WU mit US | WU ohne US |
|-------------|-----------|------------|-----------|------------|-----------|------------|
| - positiv   | 0         | 1          | 6         | 7          | 4         | 4          |
| - negativ   | 4         | 6          | 6         | 9          | 4         | 5          |

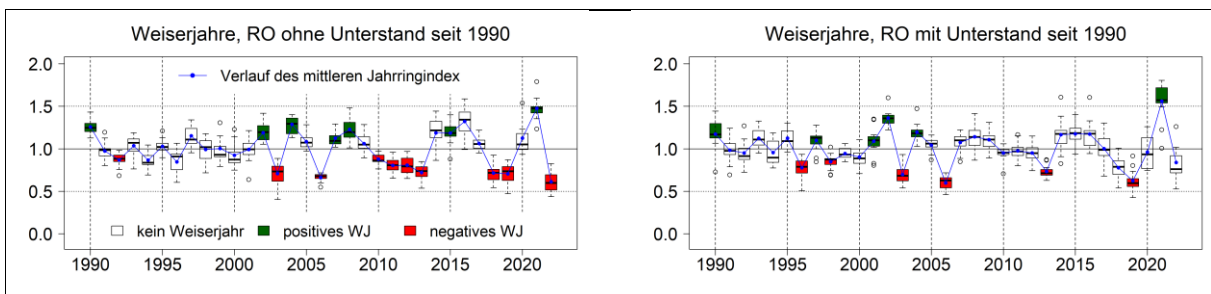


Abbildung 5: Weiserjahre im Verlauf des Jahrringindex seit 1990 für das Flächenpaar in Roitzsch.

Die Hypothese, dass die Einbringung der Rot-Buche zu einer Veränderung des langfristigen Wachstumstrends geführt hätte, ließ sich mit den Methoden der segmentierten Regression nicht erhärten. Zu unterschiedlich waren die Ergebnisse sowohl im Vergleich der beiden Ansätze als auch zwischen den einzelnen Flächenpaaren. Als Beispiel zeigt Abbildung 6 Diagramme für die Bestände in Eberswalde, wie sie sich aus der segmentierten Regression ergeben. Diese Methode sucht nach einem Intervall, das

den größtmöglichen Unterschied zwischen linearen Modellen der Zeitreihen vor und nach einem angenommenen Trendbruch sucht, wobei beide Teilmodelle aneinander anschließend angepasst werden (MUGGEO 2008). Der Trendbruch wird hier auf der Fläche ohne Unterstand um das Jahr 2013, mit Unterstand um 2009 identifiziert. Die „piecewise“ Regression wiederum, die ihre Teilmodelle ohne Anschluss aneinander herleitet, legt den Trendbruch auf die Jahre 2007 (ohne US) bzw. 1990 (mit US).

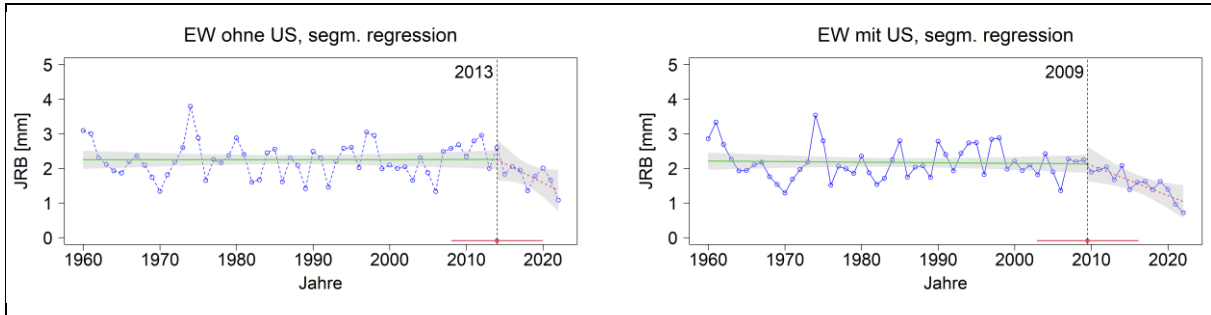
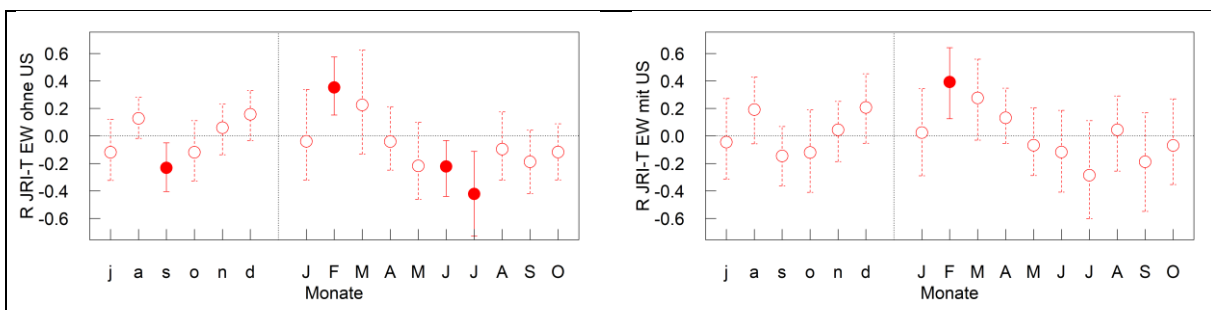


Abbildung 6: Ergebnisse der segmentierten Regression für die Zeitreihen der mittleren JRB in EW. Innerhalb des mit dem roten waagerechten Strich markierten Zeitraumes liegt mit hoher Wahrscheinlichkeit das Jahr mit dem größten Unterschied in der Steigung des linearen Modells zwischen der Periode davor und der danach.

### Witterungs-Zuwachs-Beziehungen

Hinsichtlich der Beziehungen zwischen dem monatlich aufgelösten Witterungsverlauf und dem Zuwachsverhalten in Form des Jahrringindex stehen wie in den anderen Bereichen mögliche Unterschiede zwischen den Varianten mit und ohne Unterstand im Vordergrund. Die Diagramme in Abbildung 7 zeigen für das Flächenpaar Eberswalde in ausgefüllten Punkten die signifikanten mittleren Korrelationskoeffizienten der Beziehungen zwischen der monatsweisen Temperatur (oben) bzw. dem Monatsniederschlag. So sind im Bestand ohne Unterbau zum Beispiel die Durchschnittstemperaturen im September des Vorjahres sowie im Juni und Juli des aktuellen Jahres negativ korreliert mit dem Jahrringindex – tendenziell wärmere Verhältnisse in diesen Monaten führen demnach zu schwächerem Zuwachs. Diese Beziehung ist für die Fläche mit Unterbau nicht gegeben; hier wirkt einzig ein milder Februar offenbar begünstigend auf die Jahrringbreite. Für beide Varianten in Eberswalde sind höhere Septemberrniederschläge ebenfalls positiv mit dem Zuwachs korreliert. Die Zahl der signifikanten Korrelationen ist auf der Fläche ohne Unterstand nur in EW tendenziell etwas höher als auf der Fläche mit Rot-Buche, für die anderen Flächenpaare zeigen sich keine Unterschiede. Für die Temperaturen liegen die entsprechenden Verhältnisse in EW bei 4:1, in RO bei 1:1 und in WU bei 3:3, für die Niederschläge in EW bei 2:1, in RO bei 2:2 und in WU bei 1:1.



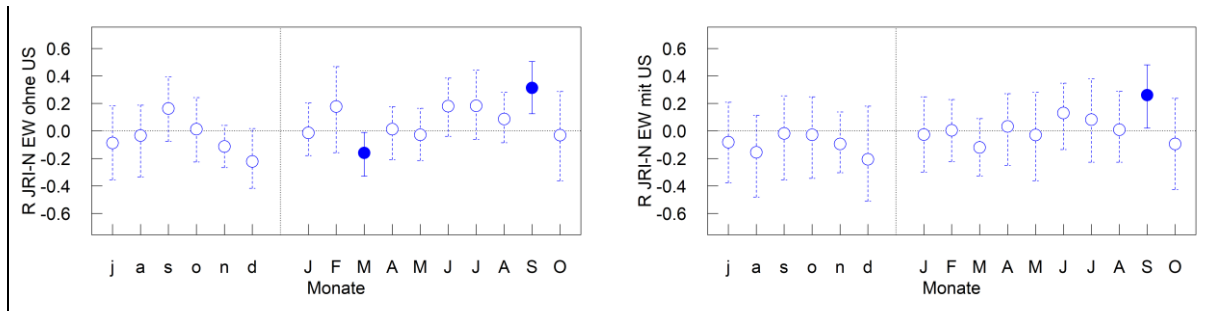


Abbildung 7: Ergebnisse der bootstrapped correlation analysis zur Identifikation monatlicher Witterungsparameter mit statistisch signifikantem Einfluss auf den Jahrringindex. Kleinbuchstaben auf der Abszisse sind Monate des Vorjahres. Mittlere Korrelationskoeffizienten nach 1.000 Durchläufen sind mit ihrem 95%-Konfidenzintervall auf der Ordinate dargestellt. T = Mitteltemperatur (oben), N = Niederschlagssumme

### Resilienzparameter

Die Weiserjahanalyse ergab negative Weiserjahre für alle sechs Testbestände in 2006 und in vier von sechs Beständen in 2018. Entsprechend wurden diese Extremjahre für die vertiefte Betrachtung der Resilienz der Jahrringbreitenentwicklung ausgewählt. Da die Herleitung der entsprechenden Parameter individuell für die Einzelbaumzeitreihen erfolgte, können die Ergebnisse als Boxplots flächenbezogen zusammengefasst werden. Abbildung 8 zeigt beispielhaft die Verhältnisse in den Testbeständen in Würschnitz für die ausgewählten Weiserjahre. Zur Berechnung in Bezug auf 2018 wurden je drei Jahre vor und nach dem Extremjahr betrachtet, da der Jahrring 2022 bei der Beprobung noch nicht vollkommen ausgebildet war. In Bezug auf 2006 wurden je vier Jahre einbezogen, wie dies auch in der Literatur (VAN DER MAATEN-THEUNISSEN et al. 2015) empfohlen ist.

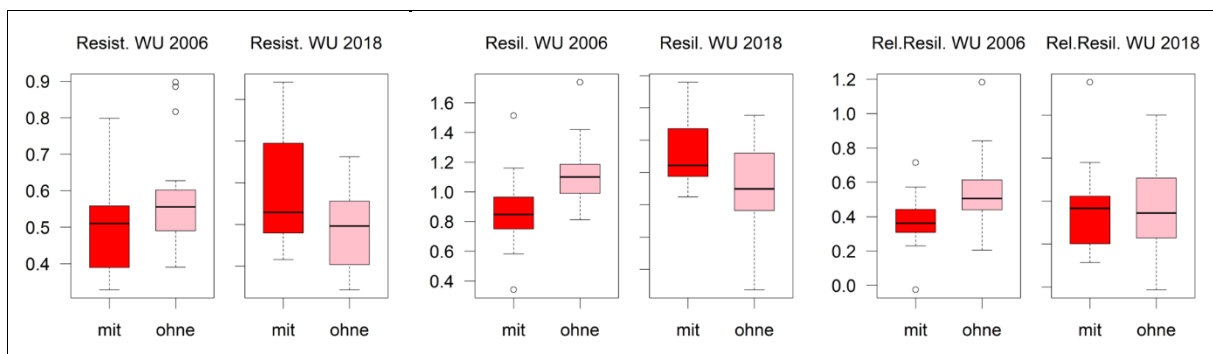


Abbildung 8: Verteilung der baumindividuellen Resilienzparameter Resistance (links), Resilience (Mitte) und Relative Resilience für die Flächen mit und ohne Unterstand in Würschnitz in Bezug auf die Weiserjahre 2006 und 2018

Die Abbildungen belegen im Fall von WU für das Jahr 2006 Vorteile hinsichtlich Resistenz, Resilienz und relativer Resilienz für die Fläche ohne Unterstand, während 2018 die Fläche mit Unterstand höhere Werte der untersuchten Parameter aufweist. Das Flächenpaar in RO zeigt identische Tendenzen: 2006 ist der Testbestand ohne Rot-Buche leicht resilienter und resistenter, 2018 die Fläche mit Unterstand. In EW verhalten sich die Bäume in Bezug auf die Extremjahre in gleicher Richtung mit höheren Werten in beiden Fällen jeweils für die Flächen ohne Unterstand; auch hier sind diese Unterschiede jedoch ohne statistische Signifikanz (Wilcoxon-Rangsummen-Test).

### Zusammenführung der Einzelbefunde

Die Ergebnisse der bis hierhin vorgestellten Teiluntersuchungen können nicht einfach mathematisch zusammengeführt werden. Dafür handelt es sich um zu verschiedene Skalenebenen der Beschreibung bzw. des Vergleichs. Die Bewertung der jeweiligen Werte als vorteilhaft oder nachteilig folgt der anfangs beschriebenen zentralen Setzung, dass höhere Variabilität bzw. geringere Einheitlichkeit positiv

gewertet wird. Zentraler Bezugspunkt ist somit die *Anpassungsfähigkeit* im Gegensatz zur *Angepasstheit*: So drücken eine hohe Gleichläufigkeit und ein hoher mittlerer Korrelationskoeffizient (Rbar) ein sehr einheitliches Reaktionsmuster auf jährlich variable Einflüsse wie die Witterung aus. Umgekehrt stehen niedrige Sensitivitäten, eine geringe Zahl von Weiserjahren und ein schwaches Signal-to-Noise-Ratio (SNR) für eine höhere Vielfalt der Witterungsreaktionen innerhalb des untersuchten Kollektivs. Eine Gesamtübersicht der Teilergebnisse enthält Tabelle 4.

*Tabelle 4: Übersicht zu den Ergebnissen der Teilbewertungen für die ausgewählten Parameter. Die +/- Paarungen geben deutliche Unterschiede wieder, Paare mit zweimal „0“ unterscheiden sich nicht in der Ausprägung der Parameter.*

| FP | US   | JRB      | GLK      | Rbar     | AR1      | Gini     | Sens.    | SNR      | n WJ     | Rel.Res  | Sum.     |
|----|------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| EW | mit  | –        | <b>+</b> | <b>+</b> | <b>+</b> | <b>+</b> | <b>+</b> | <b>+</b> | <b>+</b> | –        | <b>7</b> |
|    | ohne | <b>+</b> | –        | –        | –        | –        | –        | –        | –        | <b>+</b> | <b>2</b> |
| RO | mit  | 0        | 0        | <b>+</b> | <b>+</b> | 0        | 0        | <b>+</b> | <b>+</b> | 0        | <b>4</b> |
|    | ohne | 0        | 0        | –        | –        | 0        | 0        | –        | –        | 0        | <b>0</b> |
| WU | mit  | –        | <b>+</b> | <b>+</b> | <b>+</b> | –        | <b>+</b> | <b>+</b> | 0        | 0        | <b>5</b> |
|    | ohne | <b>+</b> | –        | –        | –        | <b>+</b> | –        | –        | 0        | 0        | <b>2</b> |

FP = Flächenpaar, US = Unterstand, n WJ = Anzahl der Weiserjahre, Rel.Res = Relative Resilience, Sum. = Summe

Gemäß dem Ansatz von BECK (2009) wird ein hoher AR1-Wert ebenfalls positiv für die Anpassungsfähigkeit bzw. Klimawandelresilienz bewertet. Komplementär dazu führt die geringere Sensitivität in den Mischbeständen in EW und WU in der Gesamtschau zur Einstufung als Vorteil gegenüber den Reinbeständen. Eine rein summarische Betrachtung führt somit für alle Flächen mit Unterstand zu einer deutlich positiveren Einstufung hinsichtlich der Reaktion auf potenziell nachteilige Umwelteinflüsse. Eine auffällige Ausnahme sind die signifikant höheren Jahrringbreiten in EW und WU für die Testbestände ohne Rot-Buche. Die relative Resilienz nach LORET et al. (2011) als Indikator für das Erholungsvermögen unter Berücksichtigung der Intensität eines Extremjahres zeigt bis auf nicht signifikante Unterschiede in EW keine weiteren Auffälligkeiten.

## Diskussion und Fazit

Die vorgelegten Ergebnisse widmen sich einer Hypothese, zu deren gründlicher Prüfung ein multidimensionaler, fachübergreifender Untersuchungsansatz mit einer breiten Flächenbasis nötig wäre. Methoden der Jahrringanalyse, wie sie in diesem Beitrag im Mittelpunkt stehen, können nur einen kleinen Teil der möglichen Folgen betrachten, die mit der Einbringung einer zweiten Baumart in die analysierten Bestände verbunden sind. Die aus den jahrringbezogenen Parametern ableitbaren Antworten lassen z. B. Risiken durch Pathogene oder andere Standortfaktoren als die Witterung unberücksichtigt. Auch aus diesem Grund kann für die untersuchten Fragen erst einmal nur von einer Annäherung an das Ausgangsproblem gesprochen werden.

Die angewandte Methodik zur Herleitung der bewerteten Parameter folgt in der Regel bewährten, vielfach publizierten Verfahren (siehe z. B. ZANG et al. 2014). Zur Identifikation der Weiserjahre gibt es eine große Zahl unterschiedlicher Ansätze (siehe BIJAK 2007); aus Gründen methodischer Konsistenz mit früheren Untersuchungen (SCHRÖDER et al. 2019) wurde auch hier die Methode auf Basis der JRI-Verteilungen ausgewählt. Die Anzahl und die individuelle soziale Stellung der beprobten Bäume sind dem Untersuchungsziel angemessen, was unter anderem durch Werte des Expressed Population Signal

von 0,94 bis 0,97 in allen Stichprobenkollektiven bestätigt wird. Diese liegen deutlich über der Schwelle von 0,85, deren Überschreitung nach WIGLEY et al. (1984) eine repräsentative Wiedergabe exogener Signale in der Stichprobe gewährleistet.

Unterschiede in den kurzfristigen Zuwachsvariationen zwischen den Beständen sind sicherlich nicht nur darauf zurückzuführen, ob ein Rot-Buchen-Unterstand vorhanden ist oder nicht. Auch andere Faktoren wie die konkrete waldbauliche Behandlung, speziell die Durchforstungsart, spielen eine Rolle für die Auslese der Bäume, die in höhere Alter hineinwachsen. Präferenzen auf Basis des Phänotyps oder des relativen Durchmessers können bei gleicher Stammzahl zu Kollektiven mit unterschiedlichen Reaktionsmustern auch unabhängig von der Ergänzung durch eine zweite Baumart führen. Dies zeigt sich z. B. darin, dass Weiserjahre z. T. auch schon vor Einbringung des Unterbaus im Reinbestand häufiger waren als im später unterbauten Bestandesteil: So sind in Eberswalde in der Zeit vor Einbringung der Buche im Reinbestand acht, im Bestand mit Unterbau nur vier negative Weiserjahre aufgetreten.

Die positive Bewertung hoher AR1-Werte gründet sich auf der Annahme, dass die Autokorrelation als Maß für die umweltunabhängige Steuerung des Zuwachsverhaltens der Bäume steht – je höher sie ist, desto größer ist das Vermögen, auch bei nachteiliger Witterung eine Jahrringbreite nah am Durchschnittswert auszubilden. Stärkere Schwankungen der Jahrringbreite (ausgedrückt in niedrigerer AR1) lassen sich jedoch auch als positiv als Reaktionskapazität auffassen bzw. als Fähigkeit der Bäume, die zur Verfügung stehenden Ressourcen optimal auszunutzen. Die höheren AR1-Koeffizienten in den Testbeständen mit Unterstand gehen in der Regel mit niedrigeren Jahrringbreiten einher. Deshalb ließe sich konträr zum hier verfolgten Ansatz argumentieren, dass die geringere Verfügbarkeit von Ressourcen (auf Grund zunehmender Konkurrenz durch die Buche) in den Mischbeständen der Grund für deren größere AR1 sein könnte. Eine starke Autokorrelation führt dazu, dass Zuwachsdepressionen länger nachwirken, die Bäume verharren nach negativen Extremjahren länger auf niedrigem Zuwachs – eine schnellere Erholung wäre hingegen mit niedriger AR1 verbunden (J. Schick, pers. Mitteilung).

Eine proportionale Beziehung zwischen dem absoluten Zuwachsniveau und der Vitalität eines Baumes diskutiert unter anderem auch DOBBERTIN (2005). Wichtig für eine zutreffende Einordnung von Zuwachsdifferenzen ist seiner Auswertung nach die Kenntnis von Referenzniveaus für den Zuwachs bei normaler Vitalität. Stärkere kurzweilige Schwankungen des Zuwachses sind an sich noch kein Anzeichen für stärkeren Stress, sondern können sogar mit Erscheinungen wie Abhärtung bzw. der Ausbildung höherer Toleranzniveaus verbunden sein (LARCHER 2001). Umgekehrt sind niedrige Wachstumsraten allein noch kein spezifischer Indikator für (negativen) Stress (DOBBERTIN 2005).

Die Analysen der Resilienzparameter haben keine eindeutigen Ergebnisse erbracht. Zu unterschiedlich sind die Aussagen im Vergleich der Flächenpaare und der betrachteten Extremjahre. Hier wirkt sich zum einen aus, dass die Perioden vor und nach den Jahren 2006 und 2018 ihrerseits von zum Teil extremer Witterung geprägt waren. So ging in die Vorperiode für 2006 der „Jahrhundertsummer“ 2003 ein, während direkt vor 2018 das eher feuchte Jahr 2017 lag und sich danach die Trockenjahre 2019 und 2020 anschlossen. Die in RO und WU beobachteten Unterschiede zwischen dem Verhalten in Bezug auf 2006 und 2018 können außerdem daraus resultieren, dass die standortaufwertenden und dadurch stabilisierenden Wirkungen des Unterstands erst mit Verzögerung wirksam werden. Wie sich die zu erwartenden positiven Effekte der Buchenbeimischung auf den Oberboden (Stichwort „Basenpumpe“, ACHILLES et al. 2021) langfristig auf Zuwachs und Witterungsreaktionen auswirken, kann im Rahmen unserer Untersuchungen noch nicht abgeschätzt bzw. integriert werden.

In der Summe haben unsere Auswertungen vorerst keine belastbaren Hinweise auf eine größere Abhängigkeit von Witterungseinflüssen und damit eine größere Anfälligkeit für Trockenschäden in den



zweischichtigen Beständen ergeben. Die Jahrringbreite der Kiefern ohne Unterstand liegt zwar auf zwei der drei Flächen im Mittel der letzten zwei Jahrzehnte deutlich über den Werten mit Unterstand, dafür gibt es bei allen drei Standorten vielfältige Hinweise auf eine größere Witterungsabhängigkeit in den Reinbeständen. Die Einheitlichkeit in den Zuwachsreaktionen auf extreme Jahre ist ohne Unterstand ebenfalls deutlich stärker ausgeprägt. Vor diesem Hintergrund lässt sich festhalten, dass die Bestände ohne Unterstand anfälliger für negative Klimawandelfolgen zu sein scheinen als die Bestände mit Buche. Entscheidend für die Interpretation der hier vorgestellten Befunde ist das angewandte Zielsystem – die Messwerte und rechnerisch abgeleiteten Größen wurden einer normativen Bewertung unterzogen, die auf bestimmten Grundannahmen beruht. Die Konsequenzen bzw. die Übersetzung dieser Grundannahmen sollten weiter untersetzt und in größerem Rahmen diskutiert werden. Die geringe Stichprobenzahl ist ein zusätzlicher Grund dafür, dass wir hier nur ein vorläufiges Ergebnis vorstellen konnten. Weitere Probennahmen in anderen Flächenpaaren sind anzustreben, um die Ableitungen zuverlässiger zu machen oder ggf. auch zu widerlegen. Flankierende physiologische und standortbezogene Untersuchungen sind zusätzlich nötig, um die für die Forstpraxis hochrelevante Frage nach bestmöglicher Klimawandelanpassung tiefergehend beantworten zu können.

## Literatur

- ACHILLES, F.; TISCHER, A.; BERNHARDT-RÖMERMANN, M.; HEINZE, M.; REINHARDT, F.; MAKESCHIN, F.; MICHALZIK, B. (2021): European beech leads to more bioactive humus forms but stronger mineral soil acidification as Norway spruce and Scots pine – Results of a repeated site assessment after 63 and 82 years of forest conversion in Central Germany. *Forest Ecology and Management* 483: 118769. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118769>
- BECK, W. (2009): Growth patterns of forest stands - the response towards pollutants and climatic impact. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 2(1): 4. <https://doi.org/10.3832/ifor0472-002>
- BIJAK, S. (2007): Various factors influencing the pointer year analysis. In: Elferts D., Brumelis G., Gärtner H., Schleser G. (Hrsg.), *Proceedings of the Dendrosymposium 2007*. Riga, Latvia, S. 77–82.
- BIONDI, F.; QEADAN, F. (2008): Inequality in Paleorecords. *Ecology* 89(4): 1056–1067. <https://doi.org/10.1890/07-0783.1>
- BUNN, A.; KORPELA, M.; BIONDI, F.; CAMPELO, F.; MÉRIAN, P.; QEADAN, F.; ZANG, C. (2021): *dpLR: Dendrochronology Program Library in R (Version 1.7.2)* [Software]. <https://github.com/AndyBunn/dpLR>
- BUNN, A.G. (2008): A dendrochronology program library in R (dpLR). *Dendrochronologia* 26(2): 115–124. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2008.01.002>
- CYBIS WIKI CONTRIBUTORS (2009): *CooRecorder*. Cybis Wiki. In: *CooRecorder*. Cybis Wiki. <http://www.cybis.se/wiki/index.php?title=CooRecorder&oldid=690>. (Zugriff am 13.08.2022)
- DOBBERTIN, M. (2005): Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research* 124(4): 319–333. <https://doi.org/10.1007/s10342-005-0085-3>
- FRITTS, H.C. (1976): *Tree rings and climate*, 1st Edition. Academic Press. 582 S.
- KÄTZEL, R. (2008): Klimawandel - zur genetischen und physiologischen Anpassungsfähigkeit der Waldbaumarten. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 42(1): 9–15.
- KRAFT, G. (1884): *Beiträge zur Lehre von Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben*. Kindsworth's Verlag, Hannover. 147 S.
- LARCHER, W. (2001): *Ökophysiologie der Pflanzen*, 6. Auflage. UTB, Stuttgart. 408 S.
- LEMOINE, N. (2012): R for Ecologists: Putting Together a Piecewise Regression. <https://www.r-bloggers.com/2012/08/r-for-ecologists-putting-together-a-piecewise-regression/>. (Zugriff am 10.08.2022)

- LLORET, F.; KEELING, E.G.; SALA, A. (2011): Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos* 120(12): 1909–1920. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19372.x>
- MUGGEO, V.M.R. (2008): Segmented: an R package to fit regression models with broken-line relationships. *RNews* 8(1): 20–25.
- R CORE TEAM (2022): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing [Software]. <https://www.R-project.org/>
- SCHRÖDER, J. (2015): Zum Einfluss der Witterung auf Wuchsverhalten und Vitalität der Trauben-Eiche (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.). *Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt. Ulmer, Stuttgart/Dresden.* 269 S.
- SCHRÖDER, J.; BAUMANN, T.; DIETRICH, V.; GUERICKE, M.; HANNAK, N.; JESSEN, M.-T.; OPITZ, A.; REINHART, A.-L.; SCHMIDT, A.; VON DER WENSE, W.-H.; WINCKELMANN, L.; WOIDA, M.; KÖRNER, M. (2019): Douglasie, Küsten-Tanne und Lärche – Wachstumsverlauf und witterungssensitive Zuwachsreaktionen von Hoffnungsträgern in Nordostdeutschland. In: *Beiträge zur Jahrestagung 2019. Zwiesel*, S. 161–172.
- SCHULZE, G.; KOPP, D.; WIRNER, M. (2009): Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland – SEA 95. Landesforst Mecklenburg Vorpommern AöR, Malchin.
- SCHWEINGRUBER, F.H. (1983): *Der Jahrring: Standort, Methodik, Zeit und Klima in der Dendrochronologie.* Paul Haupt Verlag, Bern, Stuttgart. 234 S.
- VAN DER MAATEN-THEUNISSEN, M.; VAN DER MAATEN, E.; BOURIAUD, O. (2015): pointRes: An R package to analyze pointer years and components of resilience. *Dendrochronologia* 35: 34–38. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2015.05.006>
- WIGLEY, T.M.L.; BRIFFA, K.R.; JONES, P.D. (1984): On the Average Value of Correlated Time Series, with Applications in Dendroclimatology and Hydrometeorology. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 23(2): 201–213. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1984\)023<0201:OTAVOC>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1984)023<0201:OTAVOC>2.0.CO;2)
- ZANG, C.; BIONDI, F. (2015): treeclim: an R package for the numerical calibration of proxy-climate relationships. *Ecography* 38(4): 431–436. <https://doi.org/10.1111/ecog.01335>
- ZANG, C.; HARTL-MEIER, C.; DITTMAR, C.; ROTHE, A.; MENZEL, A. (2014): Patterns of drought tolerance in major European temperate forest trees: climatic drivers and levels of variability. *Global Change Biology* 20(12): 3767–3779. <https://doi.org/10.1111/gcb.12637>

# Nachfragegesteuerte Holzentnahme und Klimasensitivität

---

*Weiterentwicklungen im Waldmodell FABio*

*Mirjam Pfeiffer, Klaus Hennenberg, Hannes Böttcher, Judith Reise, Anke Benndorf*

*Öko-Institut e. V.*

## Zusammenfassung

Viele der gängigen Waldwachstumsmodelle berechnen Holzentnahme aufkommensbasiert. Es wird so viel Holz entnommen, wie anhand festgelegter Durchforstungs- und Erntekriterien im Wald entnahmereif ist. Dieser Ansatz berücksichtigt jedoch nicht, dass – mit Ausnahme von waldpflegerischen Maßnahmen – die Holzernte auch von marktwirtschaftlichen Aspekten beeinflusst wird und sich daher an der vom Markt kommenden Nachfrage nach verschiedenen Holzsortimenten orientiert. Aufkommensbasierte Modelle entnehmen somit mehr Holz aus dem Wald als nötig, solange die Nachfrage unter dem Aufkommen bleibt. Zudem liefern sie auch keine Information darüber, ob die Wälder die Nachfrage nach verschiedenen Sortimenten zu gegebenen Zeitpunkten erfüllen können.

In dem am Öko-Institut entwickelten Waldwachstumsmodell FABio integrieren wir ein Modul, bei dem die Holznachfrage die Holzernte steuert. Die Nachfrage kann z. B. aus einer Holzverwendungsmodellierung stammen. In jedem Simulationsjahr wird das Holzaufkommen anhand festgelegter Bewirtschaftungskriterien als Obergrenze für die Holzernte ermittelt und mit der Nachfrage nach verschiedenen Holzsortimenten abgeglichen. Liegt die Nachfrage unter dem möglichen Holzaufkommen, so wird nur ein entsprechender Anteil an Bäumen entnommen. Liegt die Nachfrage höher als das mögliche Holzaufkommen, so wird nur bis zu dieser Obergrenze eingeschlagen. Im zweiten Fall liefert das Waldmodell eine Abschätzung zur Größe der Lücke zwischen Nachfrage und Holzaufkommen für die jeweiligen Sortimente. Mit diesem Modellierungsansatz besteht die Möglichkeit, verschiedene Annahmen zur Waldbewirtschaftung mit unterschiedlichen Annahmen zur Holznachfrage zu kombinieren. Es lässt sich testen, ob die Nachfrage gedeckt werden kann und wie sich die Bewirtschaftung auf die Entwicklung der Waldflächen auswirkt.

Vorläufige Ergebnisse zeigen, dass im neuen Holzentnahmemodul die Holzernte bereits zufriedenstellend über die Holznachfrage gesteuert werden kann. Beim Laubholz konnte die vorgegebene Nachfrage nach Stamm- und Industrieholz bis in die frühen 2060er Jahre ausschließlich über die Entnahme von Durchforstungs- und Totholz abgedeckt werden. Während dieser Zeit fand kein Ernteeinschlag statt. Dies ist ein Indiz dafür, dass im Waldmanagement für Laubbäume eine noch zu intensive Durchforstung angenommen wird. Die deutlich höhere Nachfrage nach Nadelstammholz erforderte für diesen Holztyp bereits nach wenigen Simulationsjahren eine zunehmende Holzentnahme durch Ernte. Gleichzeitig wurde so viel Nadelindustrieholz angefragt, dass Bäume eigens zum Zweck der Industrieholzgewinnung eingeschlagen werden mussten. Kleinere Unschärfen beim Nadelindustrie- und Restholzeinschlag zeigen, dass noch Feinabstimmungen in der modellinternen Abstimmung von Holzverfügbarkeit, Einschlag und Holznachfrage erforderlich sind.

Zukünftige Modellentwicklungen werden sich auf Details zur Flächenauswahl zur Holzernte, die Feinabstimmung der Holzsortimentsklassenzuweisung zwischen Holzverwendungsmodellierung und FABio, sowie auf die Berücksichtigung von Kronenrestholz zur Anrechnung auf den Restholzbedarf fokussieren. Weitere nötige Arbeitsschritte bestehen in einer Überarbeitung der Durchforstungsregeln

in FABio, dem Umgang mit der Holzlagervorratshaltung von Holzüberschüssen, und der Implementierung klimasensitiver Modifikationen für die bestehenden Zuwachs- und Mortalitätsfunktionen.

## Einleitung

Waldwachstumsmodelle haben das Ziel, Entwicklungen auf der Waldfläche Deutschlands bzw. anderer Länder zu simulieren, um Abschätzungen zur Veränderung von waldbaulichen Parametern sowie Kenngrößen mit Bezug zum Klima- und Naturschutz treffen zu können. Hierzu zählen z. B. Holzvorrat, Holzzuwachs, Bestandesstrukturen, Kohlenstoffspeicherung, Totholzvorrat, und der Anteil an stark dimensionierten Laubbäumen. Zuwachs und wirtschaftlicher Ertrag werden dabei üblicherweise als Funktionen der Standortqualität, des Baumalters bzw. der Baumgröße, der Bestandsdichte sowie der Wechselwirkung zwischen diesen Variablen angesehen. So beeinflusst beispielsweise die Standortqualität (Bonität), die oft als integrierender Parameter verschiedene Standortfaktoren zusammenfasst, die Durchmesser- und Höhenentwicklung der dominanten Bäume im Bestand abhängig von ihrem Alter (CLUTTER et al. 1983). Die Waldwachstums- und Ertragsmodellierung hat es somit mit einem System zu tun, in dem verschiedene wechselseitig voneinander abhängige Prozesse interagieren und das Wachstum bestimmen.

Waldwachstumsmodelle sind auf Daten zur Initialisierung und Parameterisierung angewiesen, um zielführende Informationen liefern zu können. Mit geeigneten Bestandsdaten aus Waldinventuren und forstlichen Versuchsflächen bieten sie eine gute Möglichkeit, forstwirtschaftliche Bewirtschaftungs- und Ernteooptionen in verschiedenen Gebieten zu untersuchen und Bewirtschaftungsstrategien abzuleiten. Sie sind somit ein nützliches Werkzeug, um die Entwicklung von Handlungsempfehlungen für Waldbewirtschaftung und Formulierung forstpolitischer Vorgaben zu unterstützen.

Verschiedene Arten von Waldwachstumsmodellen können unterschiedliche Fragestellungen adressieren. Holzaufkommensmodelle wie WEHAM (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT 2016) wurden spezifisch dafür entwickelt, die Waldentwicklung und das Rohholzpotenzial für kommende Jahrzehnte basierend auf den Daten der Bundeswaldinventuren deutschlandweit abzuschätzen. Ökonomische Waldmodelle wie G4M (KINDERMANN et al. 2013) fokussieren sich darauf, das Nettoeinkommen aus verschiedenen Waldbewirtschaftungsformen zu modellieren, indem die Menge und der Wert des produzierten Holzes abzüglich der Erntekosten sowie das potenzielle Einkommen durch die Kohlenstoffspeicherung in den Wäldern bewertet wird. Prozessbasierte Waldmodelle wie LPJ-GUESS (SMITH et al. 2001, LINDESKOG et al. 2021) oder 4C (GUTSCH et al. 2018, LASCH-BORN et al. 2020) sind gut geeignet, um ökologische Fragestellungen zu adressieren, deren Beantwortung eine dynamische physiologische Reaktion von Vegetation auf variierende Umweltbedingungen erfordert. Bestandsmodelle wie BWINPro (DEGENHARDT et al. 2017) sind als Hilfsmittel zur Unterstützung betrieblicher Entscheidungen und als Instrument in der forstlichen Forschung, Aus- und Weiterbildung konzipiert. Viele der genannten Waldmodelltypen sind in der Lage, verschiedene Managementoptionen abzubilden. Hierzu gehört die Parametrisierung waldpflegerischer Maßnahmen wie der Durchforstung und Entnahme von Kalamitätsholz. Maßnahmen zur Holzentnahme können mit Kriterien festgelegt werden, die vorgeben, welche Anforderungen Bäume erfüllen sollen, die bei der Ernte zu erfüllen sind (z. B. Zieldurchmesser). Außerdem können naturschutzrelevante Vorgaben einfließen (z. B. Schutz ausgewählter Habitatbäume). Die Holzmenge, die durch waldpflegerische Maßnahmen entnommen wird, ist ein Resultat der nötigen Pflegemaßnahme und erfolgt unabhängig von der Holznachfrage. Die Holzernte erfolgt im Regelfall, indem das verfügbare Holzaufkommen eingeschlagen wird, d. h. es wird so viel Holz geerntet, wie im Rahmen der vorgegebenen Bewirtschaftungsregeln entnahmefähig ist. Dieser

Ansatz ist für bioökonomische Fragestellungen problematisch, da die Holzentnahme von der Holz Nachfrage der Märkte entkoppelt erfolgt. Die regelbasierte Umsetzung von Waldbewirtschaftungsroutinen lässt somit unberücksichtigt, ob das aus dem Wald entnommene Holz der Nachfrage nach verschiedenen Sortimenten (z. B. Stamm- und Industrieholz, differenziert nach Laub- oder Nadelholz) zu einem gegebenen Zeitpunkt entspricht.

Seit 2015 wird am Öko-Institut das empirische Waldwachstumsmodell FABio (Forestry and Agriculture Biomass Model) entwickelt und verwendet (BÖTTCHER et al. 2018a, 2018b). In der bisherigen Implementierung in FABio erfolgt die Holzentnahme aufkommensbasiert. Aktuell wird eine nachfragebasierte Methode zur Holzernte implementiert, die eine Anknüpfung des Modells an die Nachfragedynamik des Holzmarkts erlaubt. Im Folgenden wird der aktuelle Stand der Modellentwicklungen beschrieben und erste Simulationsergebnisse vorgestellt.

## Material und Methoden

### Das Modell FABio Wald

Das Modell FABio ist ein einzelbaumbasierendes, empirisches Waldwachstumsmodell. Es baut auf den Daten der Bundeswaldinventuren (BWIs) 2002 und 2012 auf und kann verschiedene Varianten der Waldbewirtschaftung abbilden. Das Modell simuliert die Entwicklung der Waldbestände an den Traktecken der BWIs in jährlicher Auflösung und nutzt die Inventurdaten der beiden BWIs einerseits zur Parametrisierung. Zum Beispiel wurden Zuwachs- und Mortalitätsfunktionen für 24 verschiedene Baumartengruppen basierend auf Vergleichen der Baumindividuen in den Inventurflächen zwischen 2002 und 2012 parametrisiert. Andererseits dienen die Inventurdaten aus dem Jahr 2012 dazu, den Startzustand der simulierten Flächen zu initialisieren. In FABio ist grundsätzlich für alle verfügbaren Inventurflächen der BWIs eine Simulation möglich. Je nach Fragestellung ist aber die Verwendung einer begrenzten Anzahl an als repräsentativ erachteter Flächen für die Simulation sinnvoll. Als Standarddatensatz werden 6.500 BWI-Punkte verwendet (4x4 km Raster, 1. Traktecke). Die Ergebnisse dieser simulierten Referenzflächen werden anschließend auf die Gesamtwaldfläche Deutschlands hochskaliert.

FABio beinhaltet Module, die Waldwachstum, Einwuchs, Mortalität, Totholzentwicklung, Bodenkohlenstoffentwicklung und Holzverwendung abbilden können. Eine detaillierte Beschreibung des Waldmodells FABio, seiner Funktionen und der verwendeten Parameter findet sich in BÖTTCHER et al. (2018a). Zuwächse werden für alle simulierten Baumindividuen in Abhängigkeit von ihrem Brusthöhendurchmesser (BHD) und ihrer Höhe fortgeschrieben. Zusätzlich wird der Zuwachs von der Dichte des Bestands, dem Anteil stärkerer Bäume im Bestand und der Bonität des Standorts beeinflusst. Der Einwuchs junger Bäume richtet sich nach den im Bestand vorhandenen Baumarten. Außerdem können zufällig ausgewählte weitere Baumarten hinzukommen, und eine gezielte Überprägung durch Bewirtschaftung ist (Pflanzung) möglich. Die Mortalitätswahrscheinlichkeit ist individuen-spezifisch und abhängig vom BHD, dem Alter des Individuums, der Bonität des Standorts, dem Anteil stärkerer Bäume im Bestand und der Baumartendiversität auf der Fläche.

In FABio können verschiedene Waldmanagementtypen konfiguriert werden. Für die vorliegende Studie wurden für laubdominierte Bestände Regeln eines Business as Usual Szenarios gewählt, in Anlehnung an die Bewirtschaftungsregeln des WEHAM Basisszenarios (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT 2016, BÖTTCHER et al. 2018b). Für Nadelbaumbestände wurde ein intensives Waldmanagement wie im FABio-Szenario „Holz“ gewählt (BÖTTCHER et al. 2018b). Die Angaben zum Waldmanagement werden nach Bundesländern, Eigentümer (Staatswald, Privatwald) und Bestandestypen

differenziert. Bei den Bestandestypen werden neun Baumartengruppen sowie Mischbestände unterschieden (z. B. Buche-Reinbestand, Buche-Mischbestand mit Laubbäumen, Buche-Mischbestand mit Nadelbäumen). In Szenarien können Waldmanagementtypen kombiniert werden. Weitere individualisierte Bewirtschaftungsszenarien sind möglich, indem Annahmen zum Zieldurchmesser, der Eingriffstärke und zur Durchforstungshäufigkeit angepasst werden. Zudem kann für einzelne Flächen eine gezielte Nutzung angesprochen werden (inklusive Nutzungsausschluss). In dieser Studie sind 4,2 % der Waldfläche von der Nutzung ausgeschlossen (vgl. BÖTTCHER et al. 2018b).

In FABio werden verschiedene Holzentnahmearten unterschieden. Zum einen wird Holz durch *Durchforstung* entnommen. Diese Entnahmen dienen der Waldpflege und der Baumartensteuerung. Dabei werden Bäume bestimmter Durchmesserstufen in verschiedenen Phasen der Waldentwicklung entfernt und ggf. entnommen. Erreichen Bäume einen gewissen Schwellenwert des Durchmessers werden sie einzelstammweise oder flächig geerntet (reguläre *Ernte*). Der Übergang zwischen Durchforstung und Ernte ist in der Praxis in manchen Fällen nicht eindeutig und auch im Modell können die Durchmesserschwellen beider Entnahmeformen sich für verschiedene Baumarten oder auch Regionen überlappen. Neben der regulären Ernte und der Entnahme bei der Durchforstung können auch Bäume entnommen werden, die durch natürliche Prozesse abgestorben sind (*Totholzentnahme*). Alle drei Formen der Entnahme können die Holznachfrage bedienen, wenn auch mit Einschränkungen bezüglich der Qualität und Dimension des geernteten Holzes.

### Holznachfrage

Im Rahmen der Projekte BioSINK (UBA, FZK: 3720 43 502 0) und DIFENS (Waldklimafond, FZK: 2220WK32A4) wird das Holzaufkommen für Deutschland mit dem Modell TRAW (Total Resource Assessment of Wood, siehe ältere Version in GLASENAPP et al. (2017) fortgeschrieben. Im ersten Schritt war es nötig, die Nachfrage nach Waldholz aus TRAW und die Holzkategorien in FABio zu harmonisieren, um eine Schnittstelle zwischen beiden Modellen zu schaffen. In TRAW wird Stammholz, industriell genutztes Holz, Restholz und Rinde differenziert nach Nadel- und Laubbaumherkunft nachgefragt. In FABio wird jeder entnommene Baum in Sortimenten zerlegt und diese Sortimente der Nachfrage aus TRAW zugewiesen (siehe Tabelle 1). Dies bedeutet, dass in FABio je nach Größe jeder entnommene Baum potenziell sowohl Stammholz als auch Industrieholz und X-Holz liefern kann.

*Tabelle 1: Sortimenten in TRAW und FABio sowie deren Zuweisung in der Schnittstelle zwischen den beiden Modellen*

| TRAW - Nachfrageklassen                                | FABio - Sortimenteklassen   |
|--|---|
| Stammholz mit einem Durchmesser >7 cm                  | Stammholz: Volumenanteile des Schafts mit einem Durchmesser >20 cm                  |
| Industriell genutztes Holz mit einem Durchmesser >7 cm | Industrieholz: Volumenanteile des Schafts im Durchmesserbereich von 10 cm bis 20 cm |
| Restholz mit einem Durchmesser <7 cm                   | X-Holz: Volumenanteile des Schafts im Durchmesserbereich von 7 cm bis 10 cm         |
|  | Restholz <7cm (Entnahme bisher ausgeschlossen)                                      |
| Rinde  | Rinde   |

### Holzaufkommen und Befriedigung der Holznachfrage in FABio

Die Holzentnahme erfolgt in FABio jahresbasiert in vier Schritten: (1) Totholzentnahme im Rahmen der Waldpflege, (2) Durchforstung, (3) Stammholzernte und (4) Industrieholzernte. Grundsätzlich wird in

FABio entnommenes Holz von der Holznachfrage aus TRAW, stets differenziert nach Nadel- und Laubholz und den Sortimenten, abgezogen, bis die Nachfrage erfüllt oder kein Holz mehr verfügbar ist.

Die Holzentnahme folgt zudem der Logik, dass höherwertige Holzsortimente bei Bedarf in wertig untergeordneten Sortimentsklassen verwendet werden können, jedoch nicht umgekehrt. D. h., dass Stammholz bei Bedarf die Nachfrage nach Industrie- oder Restholz decken und Industrieholz denselben Verwertungszwecken wie Restholz zugeführt werden kann. Jedoch ist es nicht möglich, Industrieholz als Stammholz oder Restholz als Industrie- oder Stammholz zu verwenden.

#### *Totholzentnahme*

Im *ersten Schritt* wird bestimmt, wieviel Totholz aufgrund natürlicher Mortalität innerhalb eines Jahres anfällt. Im Rahmen der Waldpflege wird ein Teil des Totholzes entnommen. Derzeit wird die Totholz-Entnahme auf Baumebene anteilig für Stammholz (z. B. 90 %), Industrieholz (z. B. 60 %) und X-Holz (z. B. 30 %) vorgegeben. Ein Teil des Schadholzes verbleibt somit als Totholz im Wald. Für das entnommene Schadholz kann eingestellt werden, welcher Anteil auf die Nachfrageklassen aus TRAW angerechnet werden soll (Abbildung 1 a und e). So kann z. B. für Nadel-Schadstammholz eingestellt werden, dass aufgrund der schlechten Qualität nur zu 75 % auf die Nachfrage aus TRAW angerechnet wird. Die Schadholzentnahme als Waldpflegemaßnahme erfolgt im Modell nachfrageunabhängig. Bei starken natürlichen Störungen kann es so zu einem höheren Holzaufkommen kommen, als in TRAW nachgefragt wird. Entnommenes Schadholz, das nicht auf die Nachfrage angerechnet wird, wird als Exportholz interpretiert.

#### *Durchforstung*

Im *zweiten Schritt* erfolgt die Durchforstung für alle Flächen, für die diese in diesem Jahr gemäß Managementvorgaben ansteht. In der Nutzung befindliche Flächen werden dabei ca. alle 7-10 Jahre durchforstet (siehe Details in BÖTTCHER et al. 2018a). Das bei der Durchforstung anfallende Holz wird analog zur Totholzentnahme sortimentsklassenscharf auf die Nachfrageklassen angerechnet und diese entsprechend reduziert (Abbildung 1 b und f).

#### *Stammholzernte*

Im *dritten Schritt* wird Stammholz geerntet, um die noch offene Nachfrage nach Stammholz zu decken. Dazu wird geprüft, ob die beiden Nachfrage-Pools für Laub- und Nadelstammholz noch eine offene Nachfrage haben, und wie groß diese ist. Die noch nicht bediente Nachfrage wird anschließend mit dem möglichen Holzaufkommen an Stammholz abgeglichen, das laut Modell basierend auf den vorgegebenen Bewirtschaftungskriterien im aktuellen Jahr zur Ernte verfügbar ist. Aus dem Vergleich zwischen noch offener Nachfrage und potenziellem Holzaufkommen ergibt sich, welcher Prozentsatz des verfügbaren Holzaufkommens im aktuellen Jahr entnommen werden muss, um die Stammholznachfrage zu decken. Im angenommenen Szenario erfolgt die Holzentnahme auf allen zur Verfügung stehenden Flächen nach diesem Prozentsatz.<sup>1</sup> Je nach Holzangebot auf den erntefähigen Flächen gibt es entweder die Möglichkeit, dass die Nachfrage voll gedeckt wird, oder es wird mehr nachgefragt als entnommen werden kann. Im zweiten Fall werden alle erntbaren Bäume eingeschlagen, und die offenbleibende Nachfrage wird als Defizit ausgewiesen (Abbildung 1 c und g). Bei der Stammholzernte

---

<sup>1</sup> Andere Ansätze sind denkbar und wären potenziell in FABio implementierbar. Beispielsweise könnten die Flächen nach Eigenschaften wie der Baumart, dem Volumen hiebsreifer Bäume oder den Besitzverhältnissen in eine Rangliste gestellt werden. Der Einschlag könnte dann nach dieser Rangliste erfolgen, bis die Nachfrage gedeckt ist. Die Rangliste würde in jedem Jahr neu erstellt, da sich die Eigenschaften der Flächen ändern.

fallen als Nebenprodukt Industrie- und X-Holz an, die auf die Nachfrage angerechnet bzw. als Überschuss ausgewiesen werden.

#### *Industrieholzernte*

Konnte die Stammholz-Nachfrage vollständig bedient werden, so wird im *vierten Schritt* geprüft, ob noch Bedarf an Industrieholz vorliegt, der durch die vorausgegangenen Schritte (Totholzentnahme, Durchforstung, Ernte zum Zweck der Stammholzgewinnung) noch nicht gedeckt wurde. In diesem Fall wird erneut geprüft, wieviel erntbares Holz nach den bereits erfolgten Entnahmen noch zur Verfügung steht, um diese Menge mit der noch benötigten Industrieholzmenge in Relation zu setzen. Der Prozentsatz dient erneut dazu festzulegen, welche Holzmenge anteilig von den zur Ernte verfügbaren Flächen entnommen wird. Bei der Nachernte für Industrieholz anfallendes Stammholz wird dem Industrieholz angerechnet (Abb. 1 d und h). Die Nachernte für Industrieholz findet nur dann statt, wenn die Stammholznachfrage komplett bedient werden konnte, da ansonsten keine erntereifen Bäume mehr verfügbar sind. Bei der Industrieholzernte anfallendes X-Holz wird auf die Restholz-Nachfrage angerechnet bzw. als Überschuss ausgewiesen.

#### *Holzentnahmelogik*

Ist die Nachfrage geringer als die Menge an Holz, die für das jeweilige Sortiment durch Totholzentnahme und Durchforstung anfällt, so wird das überschüssig entnommene Stamm- und Industrieholz im Waldlager vorrätig gehalten und auf die Nachfrage in den folgenden Jahren als bereits vorhanden angerechnet, bis das Lager abgetragen ist. Derzeit ist im Lager vorrätig gehaltenes Holz für unbegrenzte Dauer in der Zukunft verfügbar. Diese Annahme ist stark vereinfachend und berücksichtigt nicht, dass im Wald gelagertes Holz nicht unbegrenzt seine Qualität beibehält. Denkbare alternative Optionen wären, das überschüssige Holz in den Export gehen zu lassen, oder alternativ jährlich einen Prozentsatz des gelagerten Holzes abzuschreiben und ins Totholz zu überführen. Des Weiteren wird für Restholz, im Gegensatz zu den anderen beiden Sortimenten, kein Waldlager geführt, sondern angenommen, dass in einem Jahr überschüssig anfallendes Restholz in den Folgejahren nicht mehr genutzt wird. Dementsprechend werden Restholz-Überschüsse dem Totholz-Pool zugeführt.

Lässt sich allerdings die Nachfrage nach Stamm- und Industrieholz durch die Summe dessen, was bei Totholzentnahme, Durchforstung und Ernte aus dem Wald entnommen werden konnte, nicht decken, so wird der Fehlbetrag als Defizit jahresscharf ausgewiesen. Es wird angenommen, dass Defizite durch Importe geschlossen werden. Für eine ggf. verbliebene Nachfrage nach Restholz erfolgt keine weitere Nachernte.

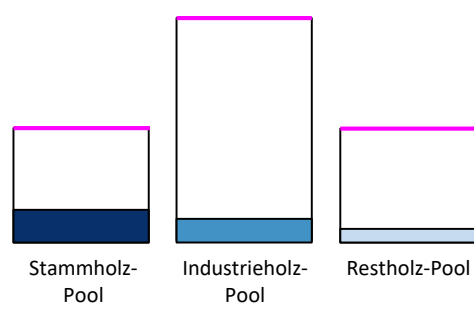
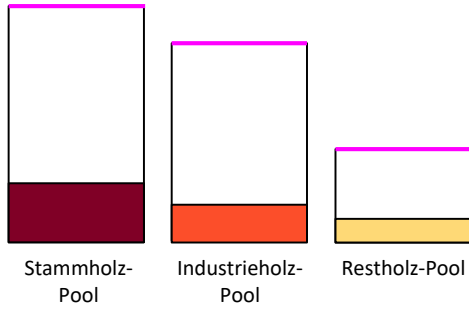


**BEISPIEL 1: Nadelholzentnahme**

**BEISPIEL 2: Laubholzentnahme**

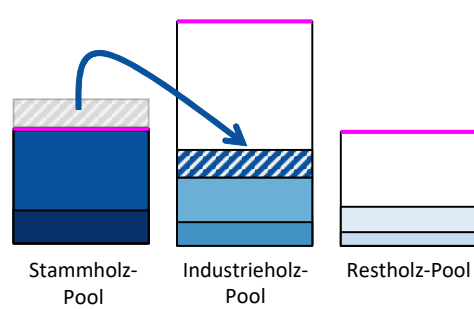
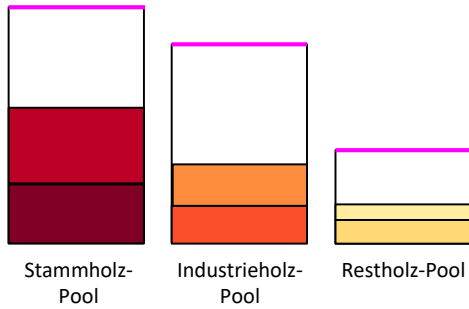
**a) Totholzentnahme (Nadelbäume)**

**e) Totholzentnahme (Laubbäume)**



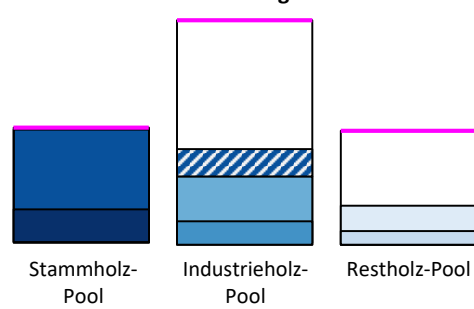
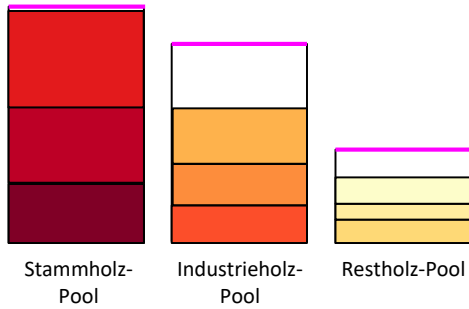
**b) Durchforstung (Nadelbäume)**

**f) Durchforstung (Laubbäume)**



**c) Stammholzernte (Nadelbäume)**

**g) Stammholzernte (Laubbäume): Entfällt, da Stammholzbedarf bereits gedeckt**



**d) Industrielholzernte (Nadelbäume)**

**h) Industrielholzernte (Laubbäume)**

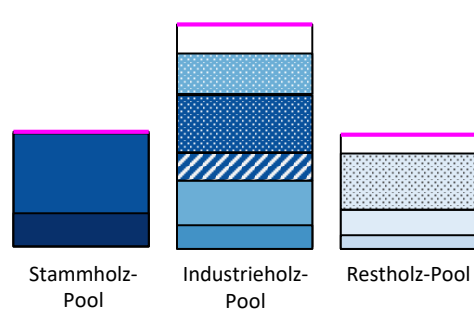
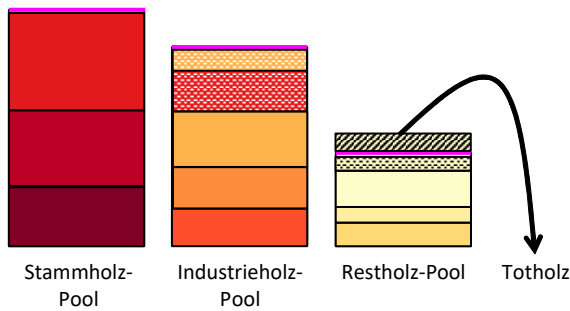


Abbildung 1: Beispielhafte Darstellung der Abfolge der Holzentnahme und der Zuordnung des entnommenen Holzes zu den Sortimentsklassen der Holz Nachfrage. Holz aus qualitativ höherwertigen Sortimentsklassen kann in qualitativ untergeordneten Sortimentsklassen verwendet werden, jedoch nicht umgekehrt (Legende in Abbildung 2).



Abbildung 2: Legende zu Abbildung 1

## Ergebnisse

Im Folgenden werden Ergebnisse des neu implementierten nachfragebasierten Holzentnahme-Moduls in FABio mit der in TRAW modellierten Holznachfrage verglichen. Hierbei handelt es sich um vorläufige Ergebnisse, die einen Zwischenstand der Modell- und Szenarienentwicklung für die Projekte BioSINK und DIFENs abbilden. Die Ergebnisse dienen somit vorrangig dazu, die Funktionsweise und Reaktion des neuen Moduls zu demonstrieren.

Abbildung 3 zeigt die von FABio realisierte Holzentnahme im Verhältnis zur Holznachfrage, untergliedert nach Holztypen, Sortimentsklassen und Art der Holzentnahme. Modellstart ist das Jahr 2012. Zu Beginn der Simulationsperiode überschreitet das Holzaufkommen durch Totholzentnahme und Durchforstung die Nachfrage um ca. 25 Mio. Festmeter, was vor allem der Durchforstungsentnahme zuzuschreiben ist. Hierdurch entsteht ein Überschuss an Holz, das zunächst im Waldlager verbleibt und in den Folgejahren abgetragen wird, so dass es in den ersten Jahren der Modellierung kaum zu einer Holzentnahme durch Ernte kommt. Nachdem Rückstände der Durchforstungsentnahmen und Lagerbestände abgebaut sind und damit eine Art Gleichgewicht der Bestände mit den vorgegebenen Durchforstungsregeln erreicht wird, ist eine zunehmende Entnahme der Sortimentsklassen durch Ernte zu verzeichnen. In Summe besteht ab dem Jahr 2030 ein moderates Defizit zwischen Gesamtentnahme und Gesamtnachfrage, welches mehr oder weniger bis zum Ende der Simulationsperiode bestehen bleibt (Abbildung 3).

Eine detailliertere Darstellung der Holzentnahmemengen nach Nadel- und Laubholz, untergliedert nach den einzelnen Sortimentsklassen in FABio, findet sich in Abbildung 4. Hier wird ersichtlich, dass die entnommene Stammholz-Menge sowohl beim Nadel- als auch beim Laubholz die Nachfrage in der Sortimentsklasse übersteigt. Beim Nadelholz wird mehr Stammholz geerntet als benötigt. Beim Laubholz wird bereits durch das in der Durchforstung anfallende Stammholz die Nachfrage überschritten, und es findet bis ca. 2075 keine nennenswerte Entnahme von Laubholz durch Ernte statt. Im Gegenzug reicht die im Industrielholzsegment anfallende Holzmenge nicht aus, um den Bedarf zu decken (Abbildung 4).

Die Ernte von Nadelstammholz über den Bedarf hinaus erklärt sich dadurch, dass zur Deckung des Industrielholzbedarfs aus TRAW zusätzlich Holz eingeschlagen wird, das immer sowohl Stamm- als auch Industrielholz liefert. Beim Laubholz tritt bereits durch die Durchforstung ein Stammholzüberschuss in FABio auf, der als Industrielholz zur Deckung der Nachfrage aus TRAW verwertet wird. Erst gegen Ende der Simulationsperiode führt die Nachfrage aus TRAW zu einer Ernte von Laubholz, um den Industrielholzbedarf zu decken (vgl. Abbildung 4 und Abbildung 5). Beim X-Holz kann die in der entsprechenden

Durchmesserklasse anfallende Holzmenge den Bedarf an Laubholz decken, während beim Nadelholz nur ca. die Hälfte dessen anfiel, was nachgefragt wurde (Abbildung 4).

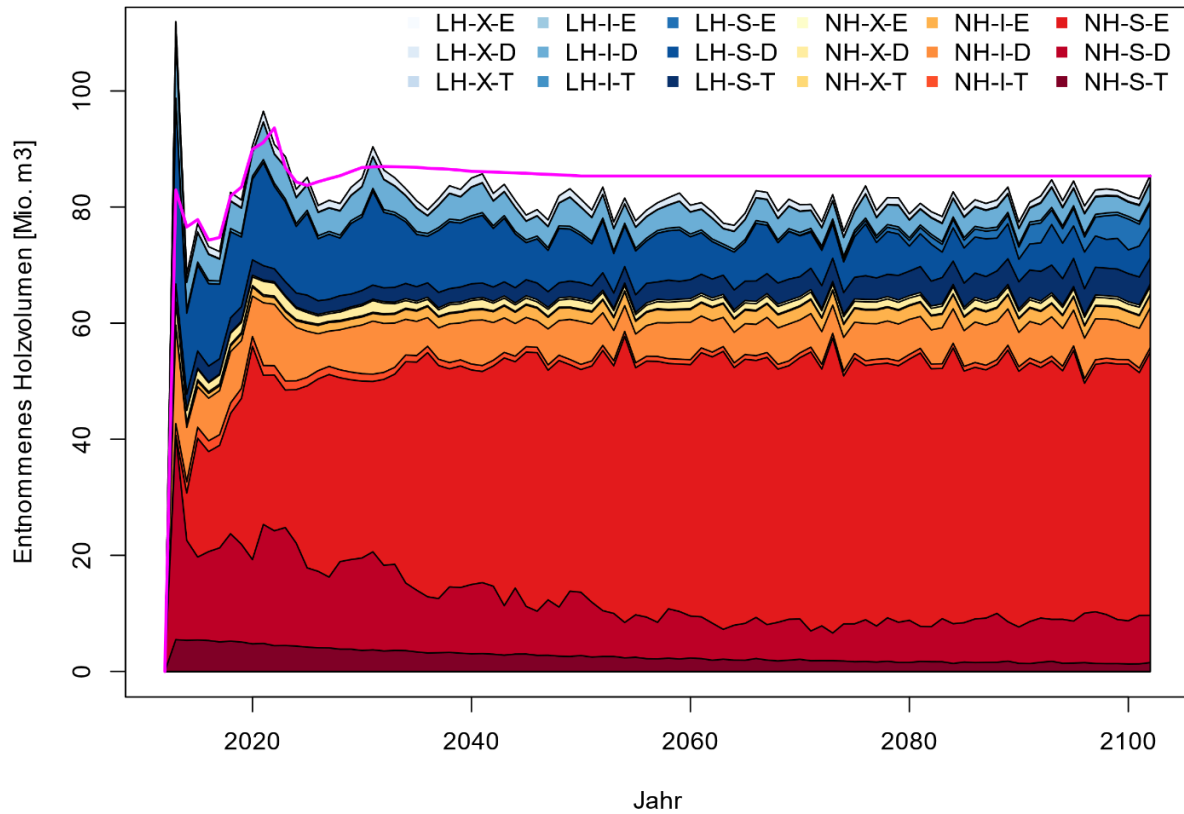


Abbildung 3: Simuliertes aus dem Wald entnommenes Holzvolumen ohne Rinde im Verhältnis zur Gesamtnachfrage magentafarbene Linie), untergliedert nach Holztyp (LH-: Laubholz; NH-: Nadelholz), Sortimentsklasse (-X: X-Holz; I-: Industrieholz; S-: Stammholz) und Art der Entnahme (E: Ernte; D: Durchforstung; T: Schadholzentnahme).

Berücksichtigt man die Verwendung von qualitativ höherwertigen Sortimentsklassen in untergeordneten Sedimentsklassen, insbesondere die Verwendung von Stammholz als Industrieholz im Zuge der Industrieholzernte, sowie die Verwendung von im Waldlager potenziell aus Vorjahren verfügbarem Holz für die Sortimentsklassen Stamm- und Industrieholz, ergibt sich das in Abbildung 5 dargestellte Bild. Der Stammholzbedarf ist sowohl beim Nadel- als auch beim Laubholz zu jedem Zeitpunkt der Simulationsperiode gedeckt. Beim Industrieholz ist der Bedarf beim Nadel- und Laubholz in den meisten Jahren gedeckt bzw. nahezu gedeckt.

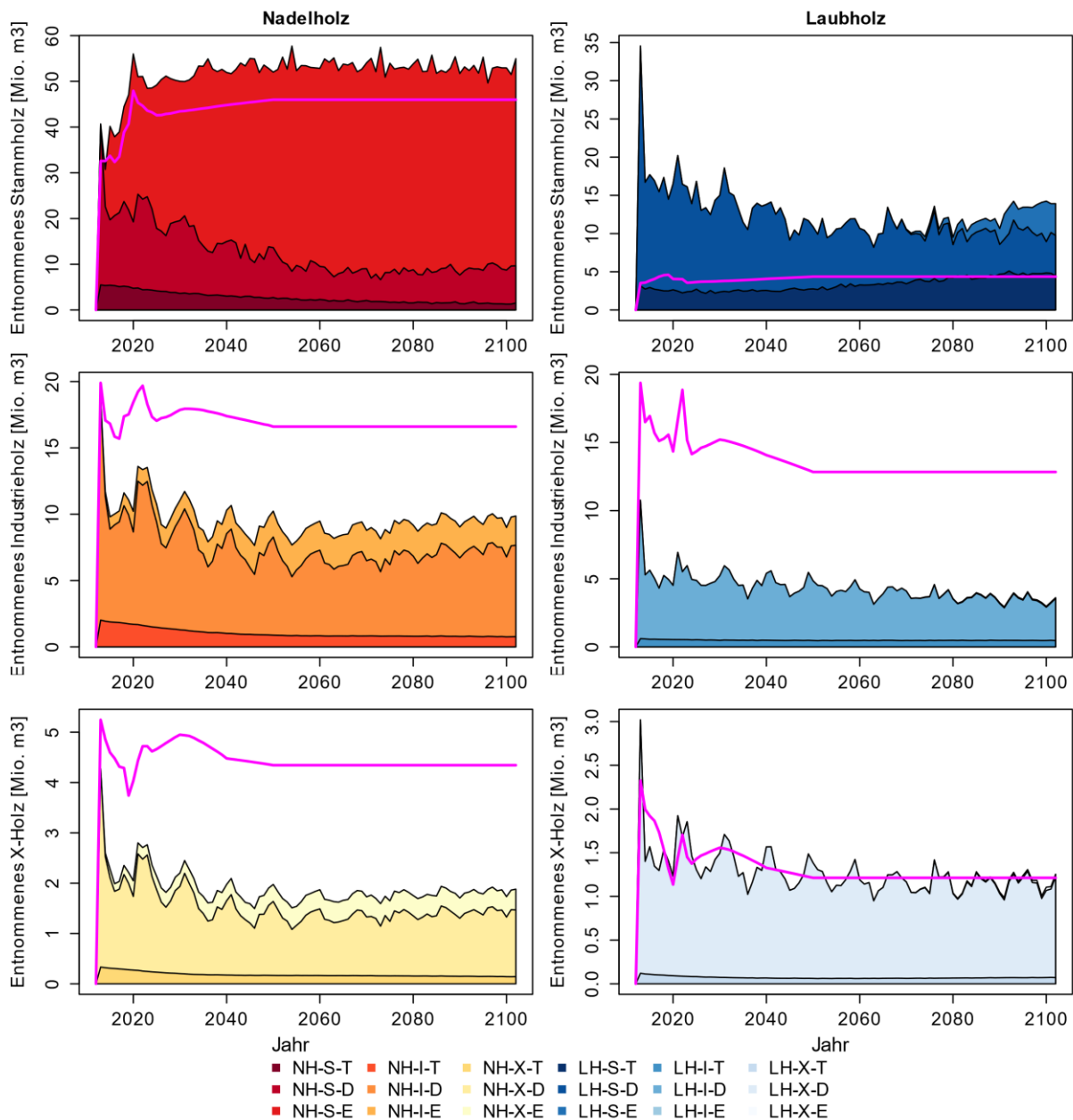


Abbildung 4: Detaillierte Darstellung der simulierten Holzentnahme der einzelnen Sortimente in FABio im Vergleich zur Holznachfrage aus TRAW. Magentafarbene Linie: Nachfrage für die Sortimentsklasse; Bezeichnungen in der Legende analog zu Abbildung 3.

Allerdings wird beim Industrienadelholz in manchen Jahren geringfügig zu viel geerntet, so dass Stammholzüberschüsse bleiben, die im dargestellten Simulationslauf dem Restholz-Pool zugefügt werden, wo die Nachfrage nach Nadelrestholz höher ist als das aus dem Wald gelieferte Restholzaufkommen. Beim Industrielaubholz ist die Nachfrage bis in die frühen 2060er Jahre vollständig gedeckt, und zwar bereits durch die durch die Durchforstung anfallenden Holzmenge, so dass vor 2060 kein Bedarf für Ernteeinschlag besteht. Da im Laubholz-Segment deutlich mehr Industrie- als Stammholz nachgefragt wird, wird der Großteil des durch Durchforstung anfallenden Stammholzes im Industrieholz-Sortiment verwertet. Ab ca. 2060 nimmt das Aufkommen von Laubholz aus der Durchforstung und dem Holzlager so weit ab, dass der Bedarf beim Laubindustrieholz bis ca. 2090 nicht mehr vollständig gedeckt werden kann. Es wird in zunehmendem Maße Laubholz durch Ernte entnommen, um die Nachfrage zu bedienen.

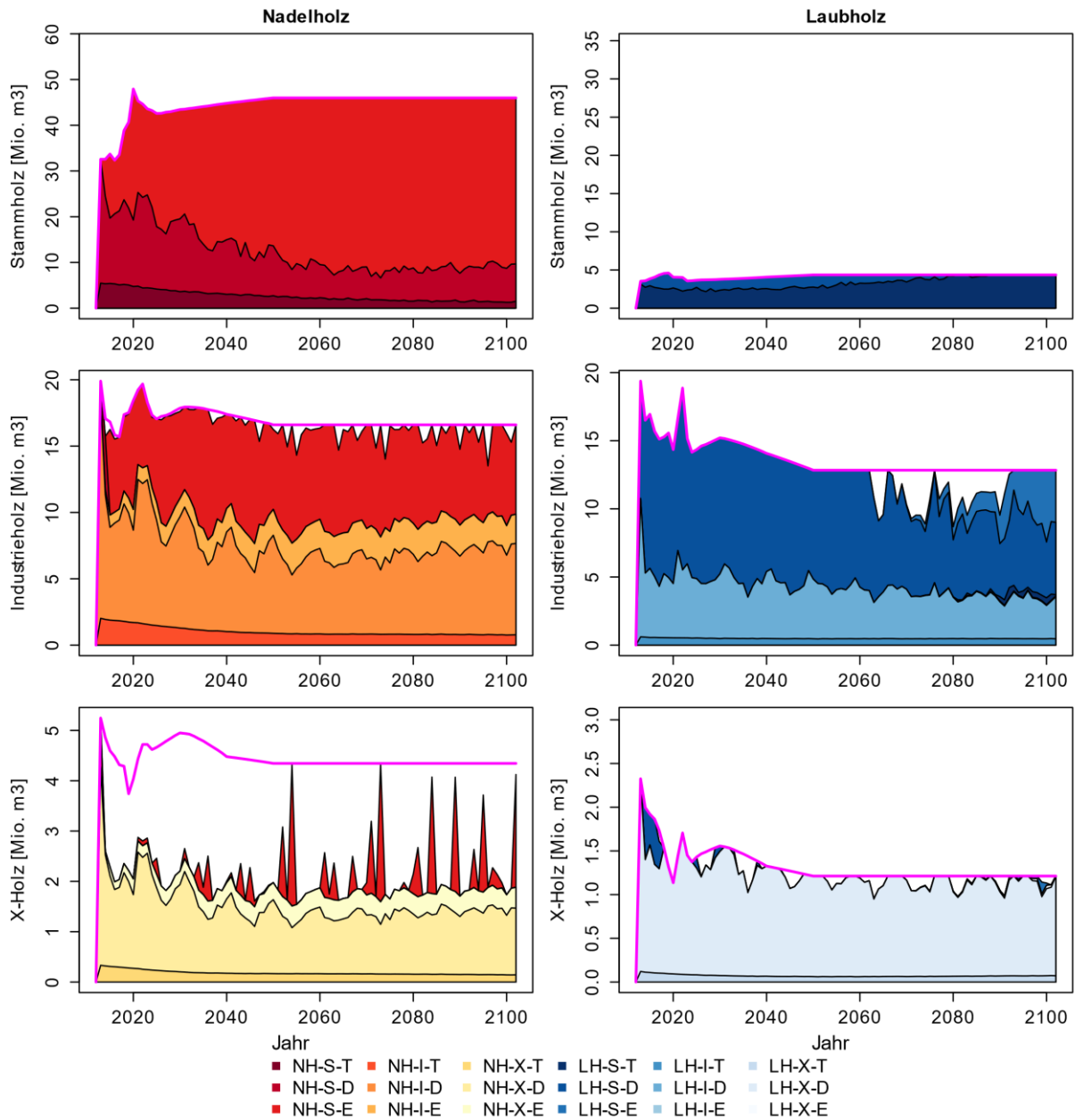


Abbildung 5: Detaillierte Darstellung der simulierten Holzentnahme der einzelnen Sortimente in FABio im Vergleich zur Holznachfrage aus TRAW, unter Berücksichtigung von Holzlagereffekten und der Verwendung qualitativ höherwertiger Sortimentsklassen in untergeordneten Sortimentsklassen. Magentafarbende Linie: Nachfrage für die Sortimentsklasse; Bezeichnungen in der Legende analog zu Abbildung 3.

## Diskussion

Die Simulationsergebnisse zeigen, dass die Implementierung der nachfragebasierten Holzernte nach Holztypen (Nadelholz, Laubholz) und Sortimentsklassen (Stammholz, Industrieholz, Nadelholz) zu einer dem Bedarf angepassten Ernte von Waldholz führt. Dies wird insbesondere beim Laubholz ersichtlich, wo das aus Totholzentnahme und Durchforstung anfallende Holz im Zeitraum bis 2060 ausreicht, um die Nachfrage nach Stamm- und Industrieholz zu decken. Entsprechend wird kein weiteres Holz durch Ernte entnommen, wie dies im Fall einer holzaufkommensbasierten Holzernte erfolgt wäre. Eine deutlich höhere Nachfrage wie beim Nadelholz erfordert hingegen einen gezielten Holzeinschlag durch Ernte, da der Bedarf nach Stamm- und Industrieholz durch das Holzaufkommen aus Totholzentnahme und Durchforstung allein nicht gedeckt wird. Durch den Ernteeinschlag kann im Beispiel die Nachfrage

nach Nadelstammholz vollständig und die Nachfrage nach Industrieholz nahezu vollständig gedeckt werden.

Allerdings zeigt sich gerade beim Nadelholz auch, dass noch kleinere Unschärfen in der modellinternen Bilanzierung behoben werden müssen. So ist einerseits in manchen Jahren beim Nadelindustrieholz die Nachfrage nicht vollständig bedient worden, während in anderen Jahren in der gleichen Größenordnung zu viel Stammholz geerntet worden war, das im gezeigten Beispiel dem Restholz zugeordnet wurde. Da Ernteneinschlag zur Gewinnung von Restholz aus wirtschaftlichen Erwägungen im Modell ausgeschlossen wird, dürfte der Überhang an Stammholz entsprechend nicht eingeschlagen werden. Vermutlich entsteht die Unschärfe bei der Ernteentnahme durch die prozentuale Umlegung der Nachfrage auf alle zur Ernte zur Verfügung stehenden Bäume je Einzelfläche. Ein zusätzlicher Abgleich mit den entnommenen Holzvolumina kann hier das Ergebnis verbessern.

### Regionalisierung der Holzernte

Die gleichmäßig über alle Flächen verteilte prozentuale Holzernte basierend auf dem Verhältnis von Holznachfrage zu Holzaufkommen ist ein erster, einfach implementierbarer Ansatz, um die gesamtdeutsche Holznachfrage auf die simulierte Fläche zu bringen. Künftig sollte dieser Ansatz dahingehend überarbeitet werden, dass eine realistischere Darstellung der räumlich expliziten Holzernte erreicht wird. Es ist in der Praxis zu erwarten, dass Einzelflächen in bestimmten Jahren intensiver beerntet werden und dabei ein Großteil des den Erntekriterien entsprechenden Holzes auf der Fläche entnommen wird, um die Fläche anschließend für längere Zeit weniger intensiv zu bewirtschaften, bis erneut eine signifikante Menge an erntbarem Holz nachgewachsen ist. Eine zeitlich derart konzentrierte Ernteentnahme erhöht die Wirtschaftlichkeit der durch die Entnahme entstehenden Kosten (Anlegen von Rückegassen, Bereitstellung von Erntemaschinen, Abtransport des geernteten Holzes) gegenüber einer jährlich stattfindenden Ernte von geringen Holz Mengen. Im Modell könnte ein solcher Ansatz durch ein Prioritäten-Ranking der verfügbaren Ernteflächen erfolgen, bei der beispielsweise Flächen mit einer hohen Menge an erntbarem Holz vor Flächen mit nur geringer erntbarer Menge eingeschlagen werden. Nach der Ernte werden die Flächen im Ranking weiter unten einsortiert, da auf ihnen in den Folgejahren zunächst nur wenig erntbares Holz vorhanden ist. Mit Nachwachsen von Bäumen in die zur Ernte vorgesehenen Durchmesserklassen nimmt im Lauf der Zeit das erntbare Volumen wieder zu, so dass die Flächen im Ranking erneut nach oben rücken. Weitere Möglichkeiten könnten darin bestehen, die regionale Lage von Flächen (z. B. Bundesländer oder Zugehörigkeit zu Öko-Regionen), den Flächenbesitztyp (z. B. privat vs. staatlich), die Flächengröße (Klein- vs. Großprivatwald) oder ähnliche Kriterien mit im Ranking zu berücksichtigen.

### Verbesserung der Sortierung des Holzaufkommens

Im Restholz-Segment wird die Nachfrage bei Laubholz im angenommenen Szenario weitestgehend befriedigt, während dies beim Nadelholz nicht der Fall ist. Hier ist künftig noch eine detailliertere Überarbeitung der Abstimmung der Holzsortimentklassen zwischen FABio und TRAW nötig, da sich die Definitionen derzeit noch nicht völlig decken. Während TRAW X-Holz als Teil des Industrieholzes ausweist, wird X-Holz in FABio dem Restholz zugeordnet. Restholz im Sinne von TRAW (Kronenrestholz, Durchmesserklassen < 7 cm) werden derzeit in FABio aus Nachhaltigkeitsgründen nicht aus dem Wald entnommen. Kronenrestholz (Ast- und Knüppelholz) wird aber bereits als Biomassepool geführt. Künftige Überlegungen sollten sich darauf konzentrieren, welche Anteile des Kronenrestholzes zur Nutzung verfügbar sein sollen. Diese können dann dem Restholz im eigentlichen Sinn zugewiesen werden, während zumindest ein Teil des X-Holzes als Industrieholz neu klassifiziert werden sollte.

## Durchforstungsregeln

Ein weiterer Punkt zur Überarbeitung besteht im Bereich der Durchforstungsregeln, die vermutlich derzeit zu einer höheren Holzentnahme führen als dies real der Fall sein dürfte. Ein Hinweis darauf ist der von der Durchforstung verursachte Entnahmepeak zum Simulationsbeginn. Dieser ist ein Anzeichen dafür, dass sehr viele Bäume durch Durchforstung entnommen werden, die gemäß den im Modell vorgegebenen Kriterien nicht im Wald verbleiben würden. Die Tatsache, dass diese Bäume gemäß der durch die BWI 2012 vorgegebenen Initialisierung existieren, deutet aber darauf hin, dass die Durchforstungskriterien real weniger streng sein dürften als die im Modell vorgegeben. Somit sollten die bestehenden Durchforstungsintensitäten sowie die Stammgrendurchmesser, durch die derzeit die Durchforstungskriterien festgelegt sind, überarbeitet werden, um ein realistischeres Bild zu geben. Allerdings ist es schwierig, Bewirtschaftungsregeln aus den bestehenden Beständen allein abzuleiten, da diese das Produkt sich ändernder Präferenzen und Bewirtschaftungsweisen sind und keinesfalls einen Gleichgewichtszustand darstellen.

Wichtig ist auch zu diskutieren, inwieweit die Unterscheidung von Durchforstung und Ernte realistisch ist. Tatsächlich kann bei Waldbausystemen der Einzelstammnutzung (z. B. Plenterwald) der Übergang zwischen Durchforstung und Ernte fließend sein. Auch Holzentnahmen, die der Bestandesentwicklung oder Förderung einzelner Erntebäume dienen, können bereits Erlöse erzielen, die in der Größenordnung der Ernteerlöse liegen. Deshalb sollte der Übergang zwischen Durchforstung und Ernte flexibel gehandhabt werden und keine unrealistische Einschränkung des möglichen Holzaufkommens darstellen.

## Weitere Entwicklungsschwerpunkte

Überschüssig entnommenes Holz aus Totholzentnahme und Durchforstung wird derzeit in FABio in einem Waldlager auf Vorrat gehalten und in den kommenden Jahren auf den Bedarf angerechnet, so dass sich die Nachfrage um den Vorrat im Waldlager reduziert. Bei geringer Nachfrage kann dies potenziell zu einem immer weiter anwachsenden Lagerbestand führen, der auf unbegrenzte Dauer in die Zukunft vorgehalten wird. Realistisch ist anzunehmen, dass Holz nicht für unbegrenzte Dauer im Waldlager nutzbar bleibt, da es im Lauf der Jahre Qualitätseinbußen erfährt und somit für eine wirtschaftliche Nutzbarkeit zunehmend an Bedeutung verlieren dürfte. Ein Ansatz hierfür könnte sein, jährlich einen vorgegebenen Prozentsatz des Lagerholzes ins Totholz zu überführen oder alternativ in den Export gehen zu lassen.

Als empirisches Waldwachstumsmodell, das basierend auf den Daten der Bundeswaldinventuren 2002 und 2012 parameterisiert wurde, besitzt FABio derzeit keine Möglichkeit, Klimavariabilität und Störungsereignisse zu berücksichtigen. Daher sind sowohl Zuwachs als auch Mortalität auf die mittleren Werte der Periode 2002-2012 kalibriert. Da klimatische Extremereignisse zunehmend gehäuft auftreten, fokussieren sich derzeit an FABio stattfindende Modellentwicklungsarbeiten darauf, sowohl art-spezifische Modifikationen der Zuwächse als auch Mortalitäten jahresscharf variabel aufzunehmen und in den Simulationsverlauf einfließen lassen zu können. Hierzu besteht im Rahmen des DIFENS Projektes eine Kooperation mit den Modellierern des prozessbasierten Waldmodells 4C (LASCH et al. 2005, GUTSCH et al. 2018, LASCH-BORN et al. 2020) am Potsdam Institut für Klimafolgenforschung. Es ist zu erwarten, dass klimatisch bedingte Veränderungen des Zuwachses und der Mortalität die Bestände stark beeinflussen, wie in den Extremjahren 2018 bis 2020 zu sehen war. Die in FABio implementierte nachfragebasierte Holzernte enthält mit der differenzierten Totholzentnahme bereits ein Element, um auf hohe Anteile an abgestorbenen Bäumen reagieren zu können. In zukünftigen Analysen sollte der Fokus

darauf liegen, ob die nachfragebasierte Holzernte in FABbio bereits in extremen Szenarien robust arbeitet und plausible Holzentnahmen abbildet, oder ob es weiterer Spezifizierungen bedarf.

## Literaturverzeichnis

- BÖTTCHER, H.; HENNENBERG, K.; WINGER, C. (2018a): FABio-Waldmodell - Modellbeschreibung Version 0.54, Stand Nov. 2017. Öko-Institut e.V., Freiburg/Berlin/Darmstadt. 38 S.
- BÖTTCHER, H.; HENNENBERG, K.; WINGER, C. (2018b): Waldvision Deutschland – Beschreibung von Methoden, Annahmen und Ergebnissen. Öko-Institut e.V., Freiburg/Berlin/Darmstadt. 80 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2016): Wald und Rohholzpotenzial der nächsten 40 Jahre - Ausgewählte Ergebnisse der Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung 2013 bis 2052. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Berlin. 64 S.
- CLUTTER, J.L.; FORTSON, J.C.; PIENAAR, L.V.; BRISTER, G.H.; BAILEY, R.L. (1983): Timber management: a quantitative approach. John Wiley & Sons, New York. 334 S.
- DEGENHARDT, A.; GUERICKE, M.; SCHRÖDER, J.; HENTSCHEL, R. (2017): Einsatzbereiche des Wachstumssimulators BWINPro Brandenburg in Forschung, Lehre und Praxis. *AFZ/Der Wald* 18: 28–30.
- GLASENAPP, S.; DÖRING, P.; BLANKE, C.; MANTAU, U. (2017): Entwicklung von Holzverwendungsszenarien [Abschlussbericht]. 43 S.
- GUTSCH, M.; LASCH-BORN, P.; KOLLAS, C.; SUCKOW, F.; REYER, C.P.O. (2018): Balancing trade-offs between ecosystem services in Germany's forests under climate change. *Environmental Research Letters* 13(4): 045012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aab4e5>
- KINDERMANN, G.E.; SCHÖRGHUBER, S.; LINKOSALO, T.; SANCHEZ, A.; RAMMER, W.; SEIDL, R.; LEXER, M.J. (2013): Potential stocks and increments of woody biomass in the European Union under different management and climate scenarios. *Carbon Balance and Management* 8(1): 2. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-8-2>
- LASCH, P.; BADECK, F.-W.; SUCKOW, F.; LINDNER, M.; MOHR, P. (2005): Model-based analysis of management alternatives at stand and regional level in Brandenburg (Germany). *Forest Ecology and Management* 207(1): 59–74. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.034>
- LASCH-BORN, P.; SUCKOW, F.; REYER, C.P.O.; GUTSCH, M.; KOLLAS, C.; BADECK, F.-W.; BUGMANN, H.K.M.; GROTE, R.; FÜRSTENAU, C.; LINDNER, M.; SCHABER, J. (2020): Description and evaluation of the process-based forest model 4C v2.2 at four European forest sites. *Geoscientific Model Development* 13(11): 5311–5343. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-5311-2020>
- LINDESKOG, M.; SMITH, B.; LAGERGREN, F.; SYCHEVA, E.; FICKO, A.; PRETZSCH, H.; RAMMIG, A. (2021): Accounting for forest management in the estimation of forest carbon balance using the dynamic vegetation model LPJ-GUESS (v4.0, r9710): implementation and evaluation of simulations for Europe. *Geoscientific Model Development* 14(10): 6071–6112. <https://doi.org/10.5194/gmd-14-6071-2021>
- SMITH, B.; PRENTICE, I.C.; SYKES, M.T. (2001): Representation of vegetation dynamics in the modelling of terrestrial ecosystems: comparing two contrasting approaches within European climate space. *Global Ecology and Biogeography* 10(6): 621–637. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2001.t01-1-00256.x>



# Neuparametrisierung standortsensitiver Bonitätsfächer wichtiger Baumarten unter Berücksichtigung von konzeptionellen Verbesserungen und erweiterten Datengrundlagen

---

*Jan Schick*

*Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt*

## Zusammenfassung

Die bisher an der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) verwendeten Standort-Leistungsmodelle werden derzeit neu parametrisiert. Hierzu wurde zunächst die Datenbasis umfangreich erweitert. Zur bisher verwendeten BWI I bis III sowie den Betriebsinventuren aus Hessen und Niedersachsen kommen die Betriebsinventur Schleswig-Holsteins sowie die Daten der Kohlenstoffinventur für alle drei genannten Bundesländer. Weiterhin die Versuchsflächen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg sowie der NW-FVA. Somit ergibt sich je nach Baumart ein Datenzuwachs von plus 42 % (Kiefer) bis zu plus 160 % (Douglasie). Besonders hervorzuheben sind hierbei die bisher nicht vorhandenen langen Messreihen der Versuchsflächen. Auch die vorhandene Standortkartierung konnte ausgebaut werden, sodass mittlerweile für 79 % der Plots Wasserhaushalts- und Nährstoffziffer vorliegen.

Auch die verwendeten Einflussgrößen werden, im Vergleich zu den bisherigen Modellen, deutlich verändert. Die atmosphärischen Variablen, Temperatur- und Niederschlagssummen sowie die Stickstoffdeposition, gingen bisher als gleichgewichtete Mittelwerte ein. Dies wird durch eine mit Wachstumsgängen gewichtete Mittelwertbildung ersetzt. Hierdurch soll das unterschiedliche Wachstum in verschiedenen Altersphasen besser berücksichtigt werden. Weiterhin wird für die Temperatursumme eine Hangkorrektur eingeführt. Dies ist erforderlich, da die Ausgangsdaten hierfür dem Deutschen Wetterdienst entstammen, dessen Stationen stets in der Ebene stehen. Weiterhin soll die Niederschlagssumme nicht mehr direkt eingehen, sondern durch die Temperatursumme geteilt werden um einen Ariditätsindex zu erzeugen. Dieser soll Trockenheit besser abbilden. Überdies ging die Stickstoffdeposition bisher als über dem Alter normierter Wert ein, künftig soll diese direkt als absoluter Wert eingehen.

Zu Testzwecken wurde das Modell für die Buche parametrisiert, die Effekte zeigten hierbei weitgehend plausible Verläufe. Weitergehende Interpretationen sind an dieser Stelle jedoch nicht zielführend, da die Modellformulierung noch nicht finalisiert ist.

## Einleitung

Der Klimawandel stellt die Forstwirtschaft vor erhebliche Herausforderungen. Aufgrund der vergleichsweise schnellen Veränderungen der klimatischen Verhältnisse muss die lange angenommene Standortkonsistenz als ungültig angesehen werden (vgl. IPCC 2021). Dies führt dazu, dass die Wuchsleistung bereits etablierter Baumarten sich erheblich ändern und ggf. ein Wechsel der Baumart künftig zu besseren Ergebnissen führen kann. Um die ökonomische Rentabilität der Bestände zu evaluieren, ist eine Quantifizierung dieser zu erwartenden Wuchsleistung von Nöten. Dies erfordert wiederum Modelle, welche die Leistung sowohl von vorhandenen als auch neu zu begründenden Beständen klimasensitiv schätzen können.

Weiterhin ist in der Zukunft auch mit erhöhten Risiken für Sturmschäden und, durch längere Trockenperioden, für Borkenkäferbefall zu rechnen (vgl. IPCC 2021). Um diese in der Waldbauplanung adäquat berücksichtigen zu können, müssen besagte Risiken quantifiziert werden. Speziell beim Sturmrisiko spielt die Höhe des Bestandes eine erhebliche Rolle und auch bei Borkenkäferkalamitäten spielen die Dimensionen des Bestandes eine Rolle. Somit zeigt sich auch hier die Erforderlichkeit für eine klimasensitive Modelle, welche eben jene Bestandeshöhen unter künftigen Bedingungen fortschreiben können.

An der NW-FVA existiert ein seit Jahren erprobter und eingesetzter Satz an eben hierzu fähigen Standort-Leistungs-Modellen (SCHMIDT 2020). Durch hinzugewonnene Daten sowie neue Methoden in der Aufbereitung der Eingangsgrößen, werden diese derzeit neu strukturiert und parametrisiert. Hiermit soll eine feingliedrigere und präzisere Schätzung rezenter und zukünftiger Höhen erreicht werden.

Der vorliegende Beitrag gibt einen Überblick über die Erweiterung der Datengrundlage sowie die angedachten Veränderungen der Kovariablen. Es wurde bereits ein Modell probeweise parametrisiert, die Ergebnisse sind jedoch absolut vorläufig.

## Bisherige Modellierung

Die Ausgangsbasis der Modellierung bilden die an der NW-FVA vorhandenen Standort-Leistungs-Modelle (SLM), welche für die Baumarten Eiche, Buche, Fichte, Weißtanne, Douglasie, Kiefer und Europäische Lärche parametrisiert sind (siehe bspw. SCHMIDT 2020). Die Verwendung einer Wachstumsfunktion gewährleistet die Abbildung eines biologisch sinnvollen Wachstumsganges durch das Modell. Hier wurde die durch LAPPI (1997) hergeleitete, linearisierte Korf Funktion verwendet. Diese wurde ursprünglich für die Darstellung von Höhe über Durchmesser konzipiert und wurde entsprechend für Hg über Alter angepasst:

$$\ln(E[Hg_{kt}]) = A_{kt} + B_{kt}x_{kt}$$

wobei

$$x_{kt} = \frac{(Alt_{kt} + \lambda)^{-c} - (100 + \lambda)^{-c}}{(50 + \lambda)^{-c} - (100 + \lambda)^{-c}}$$

mit

|                    |  |
|--------------------|--|
| $Hg$               | Höhe des Grundflächenmittelstammes [m] |
| $Alt$              | Alter des Bestandes [a]                |
| $A, B, \lambda, c$ | Parameter                              |
| $k$                | Index für den Plot                     |
| $t$                | Index für die Zeit / Messung           |

Hierbei ist  $A$  als die erwartete, logarithmierte Hg im Alter 50 zu interpretieren.  $B$  entspricht der erwarteten, logarithmierten Differenz der Hg zwischen den Altern 50 und 100. Diese biologische Interpretation der Parameter ermöglicht eine unmittelbare, intuitive Einordnung der geschätzten Effekte und führt zu erheblich einfacheren Plausibilitätsprüfungen. Weiterhin zeichnen sich  $A$  und  $B$  durch eine geringe Korrelation aus, was sich positiv auf die statistischen Eigenschaften der Modelle auswirkt. Überdies ermöglicht die Linearität der Formel eine erheblich einfachere und eindeutige Parametrisierung der Modelle. Schlussendlich hat sich die Formel in jahrelanger Erprobung bewährt, sodass eine Weiterverwendung sinnvoll erscheint.

Zur Modellierung wurde für jede Baumart ein separates generalisiertes, additives Modell (GAM) parametrisiert. Zunächst wurden die Parameter  $\lambda$  und  $c$ , welche die Grundform der Kurve bestimmen, vorab für alle Baumarten getrennt mittels Gittersuche optimiert. Anschließend erfolgte die Prüfung möglicher Eingangsgrößen sowie deren Modifikation, so wurden bspw. die Wasserhaushalts- und Nährstoffziffern nach sachlogischen und statistischen Kriterien zu Gruppen zusammengefasst. Temperatur und Niederschlag gingen als Summen in der Vegetationsperiode ein. Final ergab sich folgende Modellformulierung:

$$\ln(E[Hg_{kt}]) = \beta_0 + f_1(temp_{kt}) + f_2(nds_{kt}) + f_3(ndep_{kt}) + whz_k^t \beta_{whz} + nz_k^t \beta_{nz} + f_4(rw_k, hw_k) + \beta_1 * x_{kt}$$

mit

|                           |   |
|---------------------------|---|
| $Hg$                      | Höhe des Grundflächenmittelstammes [m]  |
| $temp, nds$               | Temperatursumme [°C] und Niederschlagssumme [mm] in der Vegetationsperiode, gemittelt über das Bestandesleben |
| –                         |   |
| $ndep$                    | Stickstoffdeposition [eq/ha/a], gemittelt über das Bestandesleben und normiert                                |
| $whz, nz$                 | Wasserhaushalts- und Nährstoffziffer des Bestandes, codiert als Dummy-Vektor                                  |
| $rw, hw$                  | Koordinaten (Rechtswert, Hochwert) des Bestandes  |
| $k$                       | Index für den Plot  |
| $t$                       | Index für den Messzeitpunkt   |
| $\beta_0$                 | Interzept   |
| $\beta_1$                 | Koeffizient   |
| $\beta_{whz}, \beta_{nz}$ | Koeffizientenvektoren für $whz$ und $nz$  |
| $f(.)$                    | Spline-Funktionen   |

## Erweiterung der Datengrundlage

Die Dendrometrie des bisher verwendeten Datensatzes entstammte den Bundeswaldinventuren I-III (BWI) sowie Betriebsinventuren aus Hessen und Niedersachsen. Dies erlaubte bereits eine sehr gute räumliche Abdeckung des deutschen Waldes, die Messungen beschränkten sich zeitlich jedoch auf den Bereich von 1986 (BWI I) bis 2014 (Betriebsinventuren). Somit fehlen längere Zeitreihen an Messwiederholungen. Weiterhin wird durch das systematische Probenetz zwar eine repräsentative Probe gezogen, seltene Standorte sind hierdurch jedoch auch entsprechend schwach vertreten. Die jeweiligen Prädiktionen sind somit mit einer hohen Unsicherheit belegt.

### Dendrometrie

Der erste Schritt zur Verbesserung der vorhandenen Modelle ist die Erweiterung der Datenbasis. Der neue Datensatz besteht aus den Messungen der Bundeswaldinventuren I-III (BWI) sowie der Betriebsinventuren (BI) und Kohlenstoffinventur (CI) der Länder Hessen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein. Hinzu kommen Messungen auf den Versuchsflächen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA) und der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) sowie speziell für dieses Vorhaben von der NW-FVA durchgeführte Messungen auf klimatisch extremen Standorten. Tabelle 1 stellt den Umfang des aktuellen Datensatzes hinsichtlich Plots, Aufnahmen und Einzelmessungen dar. Tabelle 2 zeigt die Änderung im Vergleich zum alten Datensatz, getrennt nach Baumarten. Bei letzterem ist zu beachten, dass auf einem Plot mehrere Baumarten sein können, die kumulative Anzahl an Plots ist daher in Tabelle 2 deutlich höher.

*Tabelle 1: Umfang der Datengrundlage zur Neuparametrisierung der Standort-Leistungs-Modelle. Dargestellt ist die absolute Anzahl an Messplots, die Summe der durchgeführten Aufnahmen, die Summe an einzelnen, individuellen Messungen sowie die mittlere Anzahl besagter Messungen pro Aufnahme.*

|              | Anzahl Plots   | Anzahl Aufnahmen | Anzahl Messungen | ∅ Messungen pro Aufnahme |
|--------------|----------------|------------------|------------------|--------------------------|
| BI           | 106.705        | 165.293          | 1.461.756        | 8,8                      |
| BWI          | 58.336         | 121.127          | 853.068          | 7,0                      |
| CI           | 5.456          | 5.456            | 33.206           | 6,1                      |
| FVA          | 1.868          | 11.434           | 1.691.151        | 147,9                    |
| NW-FVA       | 1.870          | 11.816           | 1.093.927        | 92,6                     |
| <b>Summe</b> | <b>174.235</b> | <b>315.126</b>   | <b>5.133.108</b> |                          |

In Tabelle 1 ist oben beschriebenes Phänomen klar zu erkennen: Die Inventuren verfügen über eine hohe Anzahl an Plots (über 170.000) bei geringerer Zahl an Aufnahmen und an gemessenen Bäumen pro Aufnahme, wohingegen die vergleichsweise wenigen Versuchsflächen (ca. 3.700) erheblich mehr Einzelbaumdaten aus mehr Messwiederholungen liefern. Durch die neu hinzugewonnenen Daten kann somit auch die Plausibilität der Schätzung bei längeren Zeitreihen beurteilt werden.

*Tabelle 2: Anzahl an Plots pro Baumart im alten und neuen Datensatz, sowie der Zuwachs an Daten in Prozent.*

| Baumart       | Alt            | Neu            | Änderung        |
|---------------|----------------|----------------|-----------------|
| Eiche         | 43.301         | 65.353         | +50,93 %        |
| Buche         | 73.143         | 113.045        | +54,55 %        |
| Fichte        | 89.471         | 129.694        | +44,96 %        |
| Weißtanne     | 6.806          | 10.950         | +60,89 %        |
| Douglasie     | 8.959          | 23.323         | +160,33 %       |
| Kiefer        | 68.044         | 96.854         | +42,34 %        |
| Europ. Lärche | 16.267         | 27.446         | +68,72 %        |
| <b>Summe</b>  | <b>305.991</b> | <b>466.665</b> | <b>+52.51 %</b> |

Tabelle 2 zeigt bei allen Baumarten eine erhebliche Erweiterung des Datensatzes, von +42 % bei der Kiefer bis +16 % bei der Douglasie, wobei letzteres speziell auf die Daten der Versuchsflächen (NW-FVA und FVA) zurückzuführen ist.

Die räumliche Abdeckung der Daten ist in Abbildung 1 dargestellt. Hierbei ist klar zu erkennen, dass die Grundabdeckung des Gebietes der Bundesrepublik Deutschland durch die hohe Anzahl an Plots der Inventuren (BWI, BI, CI) erfolgt. Die Versuchsflächen der Versuchsanstalten (NW-FVA, FVA) sind in der Anzahl weniger, zeichnen sich jedoch durch eine hohe Zahl an gemessenen Bäumen und vor allem an Messwiederholungen aus (vgl. Tabelle 1).

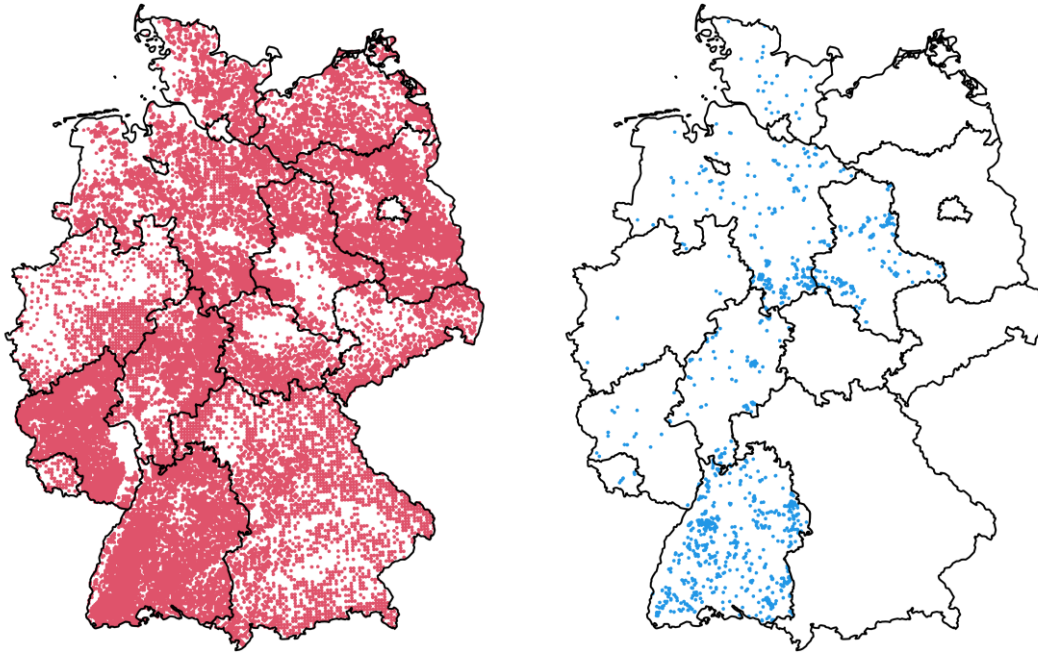


Abbildung 1: Räumliche Abdeckung der Datengrundlage zur Neuparametrisierung der Standort-Leistungs-Modelle. Die linke Grafik (rote Punkte) zeigt den aus den Inventuren (BWI, BI, CI) stammenden Teil des Datensatzes, die rechte Grafik (blaue Punkte) die Daten der Versuchsanstalten (NW-FVA, FVA).

### Klimadaten und Standortkartierung

Die verwendeten Temperatur- und Niederschlagssummen basieren auf Tageswerten des Deutschen Wetterdienstes (DWD). Für diese wurde mittels des R-Paketes `vegperiod` (NUSKE 2022) jährlich die Vegetationsperiode bestimmt. Anschließend wurden die Werte aufsummiert und auf ein 50m\*50m Raster regionalisiert, die Werte stehen aktuell von 1900 bis 2019 zur Verfügung. Für Projektionen stehen die sieben Regionalisierungen des ReKliEs-Kernensembles des Klimaszenarios RCP 8.5 von 2020 bis 2100 in der gleichen Auflösung bereit. Die Stickstoffdeposition wurde basierend auf Daten des Umweltbundesamtes und liegt von 1800 bis 2100 vor.

Die Standortkartierung besteht einerseits aus den im Rahmen der BWI kartierten Werten. Weiterhin liegen die Kartierungen der Wasserhaushaltsziffer (Whz) und Nährstoffziffer (Nz) der jeweiligen Landesforstverwaltungen für Hessen, Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt vor. Zusätzlich wurden durch die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) Kartierungen für Bayern geliefert, die Werte für Baden-Württemberg kamen von der FVA. Somit kann derzeit 79 % der Plots ein Paar aus Wasserhaushalts- und Nährstoffziffer zugewiesen werden. Um die Dendrometrie der restlichen 21 % nicht komplett zu verlieren, wurden whz und nz hier einer "Unbekannt"-Kategorie zugeordnet, welche in der Modellierung ihren eigenen Effekt bekommt.

### Modifikation der Eingangsgrößen

Neben der erweiterten Datengrundlage werden auch substantielle Änderungen in der Aufbereitung der Eingangsvariablen vorgenommen, speziell bei Temperatur- und Niederschlagssumme in der Vegetationsperiode sowie der Stickstoffdeposition. Bisher gingen diese Größen als einfacher Mittelwert über das Bestandesleben ein. Für eine realitätsnähere Abbildung biologischer Prozesse wird dies durch einen mit Wachstumsgängen gewichteten Mittelwert ersetzt. Weiterhin erfolgt eine Hangkorrektur besagter Temperatursummen.

## Gewichtung mit Wachstumsgängen

Der bisher verwendete, gleichgewichtete Mittelwert für Temperatur- und Niederschlagssumme in der Vegetationsperiode sowie Stickstoffdeposition unterstellt implizit eine gleiche Wirksamkeit der Witterung bei unterschiedlichen Altern. Für eine biologisch plausible Gewichtung werden künftig Wachstumsgänge aus Ertragstafeln verwendet. Letztere wurden basierend auf den Bonitätsfächern der Ertragstafelsammlung SCHOBER (1995) an der NW-FVA funktionalisiert (vgl. auch ALBERT et al. 2022, STAUPENDAHL 2022). Die verwendeten Ertragstafeln finden sich in Tabelle 3. Abbildung 2 zeigt die Wachstumsgänge der vier Hauptbaumarten. Da bei einer späteren Schätzung die Bonität als unbekannt vorausgesetzt werden muss, wird hierbei über alle Baumarten pauschal die erste Bonität verwendet.

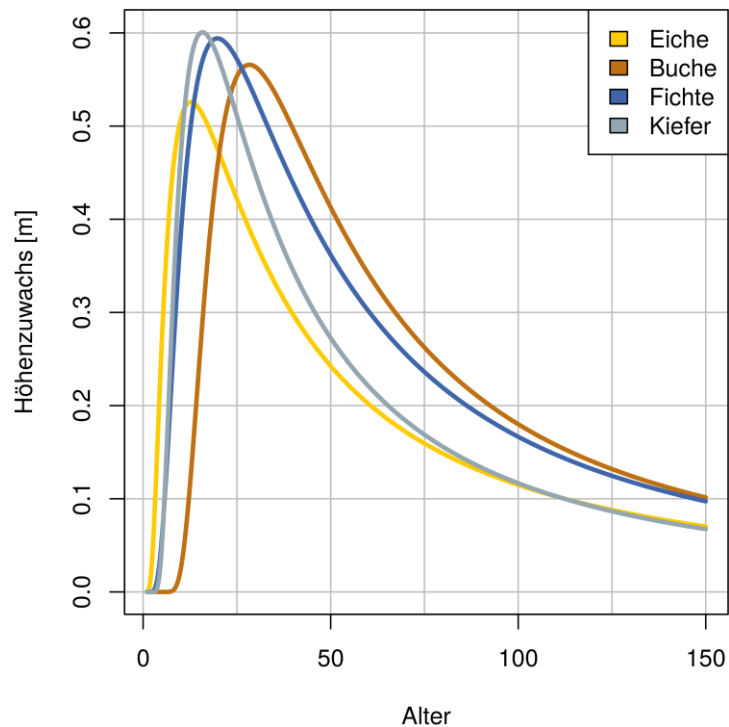


Abbildung 2: Zur Gewichtung der Klimavariablen verwendete Wachstumsgänge aus funktionalisierten Ertragstafeln, beispielhaft für die vier Hauptbaumarten.

Tabelle 3: Zur Gewichtung der Wachstumsgänge verwendete Ertragstafeln.

| Baumart            | Ertragstafel        |
|--------------------|---------------------|
| Eiche              | Jüttner 1955        |
| Buche              | Schober 1967/1971   |
| Fichte             | Wiedemann 1936/1942 |
| Weißtanne          | G. D. Schmidt 1955  |
| Douglasie          | Bergel 1985         |
| Kiefer             | Wiedemann 1943      |
| Europäische Lärche | Schober 1946        |

## Hangkorrektur

Die primäre Datenquelle für die verwendeten Temperatursummen ist der DWD. Da dessen Messstationen jedoch nicht an Hängen stehen, sondern nur auf flachem Terrain, entsprechen auch die Temperaturen jenen in der Ebene. Um die Temperatur auf Hängen zu erhalten, wird die in WaSiM-ETH

(SCHULLA 2021) implementierte Hangkorrektur für Temperatursummen mittels GAM nachmodelliert. Hierzu wurden Aspect (Wertebereich 0° bis 360°) und Slope (Wertebereich 0° bis 74°) auf Basis des Copernicus DGM (Digitales Geländemodell) errechnet und als Prädiktoren für die Temperatursummenkorrektur genutzt. Die explained deviance des geschätzten Modells liegt bei 99,9 %, die Anpassung ist daher als nahezu perfekt zu bewerten. Das Resultat ist eine moderate Erhöhung der Temperatur auf Südhängen sowie eine stärkere Abkühlung auf Nordhängen, beide Effekte nehmen mit steigendem Gefälle zu. Eine beispielhafte Anwendung auf dem Brocken (Harz) findet sich in Abbildung 3.

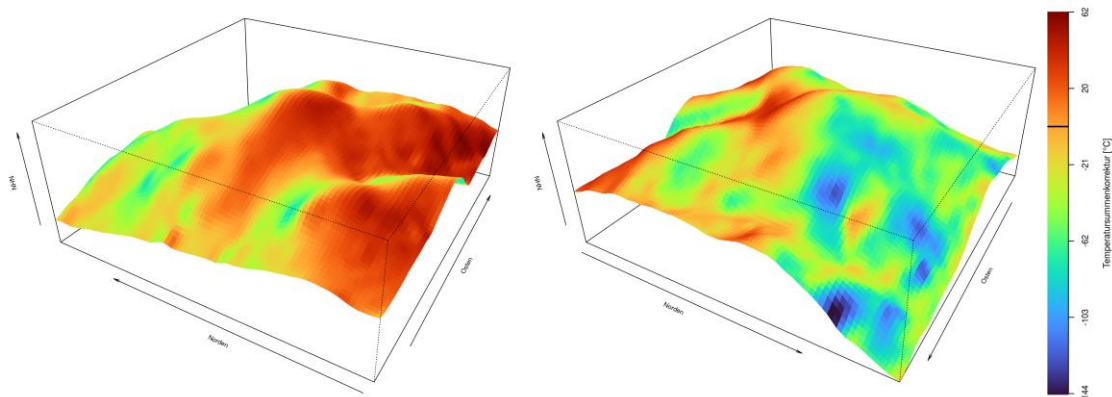


Abbildung 3: Effekt der Temperatursummenkorrektur. Dargestellt ist die absolute Korrektur der Temperatursumme in der Vegetationsperiode in °C am Beispiel des Reliefs des Brockens (Harz). Der Mittelpunkt der Karte befindet sich auf dem Gipfel, die linke Teilgrafik ist aus Blickrichtung Westsüdwest, die rechte aus Ostnordost erstellt. Der schwarze Strich in der Legende markiert die Null. Relief nicht maßstabsgetreu.

## Vorläufige Ergebnisse

Zu Testzwecken wurde das Modell der Buche vorläufig nach folgender Formulierung parametrisiert:

$$\ln(E[Hg_{kt}]) = \beta_0 + f_1(temp_{kt}) + f_2(arid_{kt}) + f_3(ndep_{kt}) + whz_k^t \beta_{whz} + nz_k^t \beta_{nz} + f_4(rw_k, hw_k) + \beta_1 * x_{kt}$$

Die Formulierung entspricht hierbei zunächst weitgehend der des bisherigen Modells (siehe oben), wobei die Eingangsgrößen, wie in den vorhergehenden Kapiteln beschrieben, modifiziert und erweitert wurden. Weiterhin wurde durch das Teilen der Niederschlagssumme durch die Temperatursumme ein Ariditätsindex erzeugt ( $arid_{kt}$ ), welcher den Niederschlag ersetzt und aufgrund der Datenlage auf ein Maximum von 0,4 begrenzt wurde. Die Stickstoffdeposition ging bisher als über dem Alter normierter Wert ein, in die künftige Modellierung soll sie jedoch absolut eingehen. Die resultierenden Effekte der atmosphärischen Variablen sind in Abbildung 4 dargestellt. Hierbei ist anzumerken, dass die absoluten Höhen der Effekte durch die log-Transformation (siehe oben) nicht direkt interpretierbar sind. Auf die Darstellung der Effekte für  $whz$  und  $nz$  sowie des räumlichen Glätters wurde hier verzichtet.

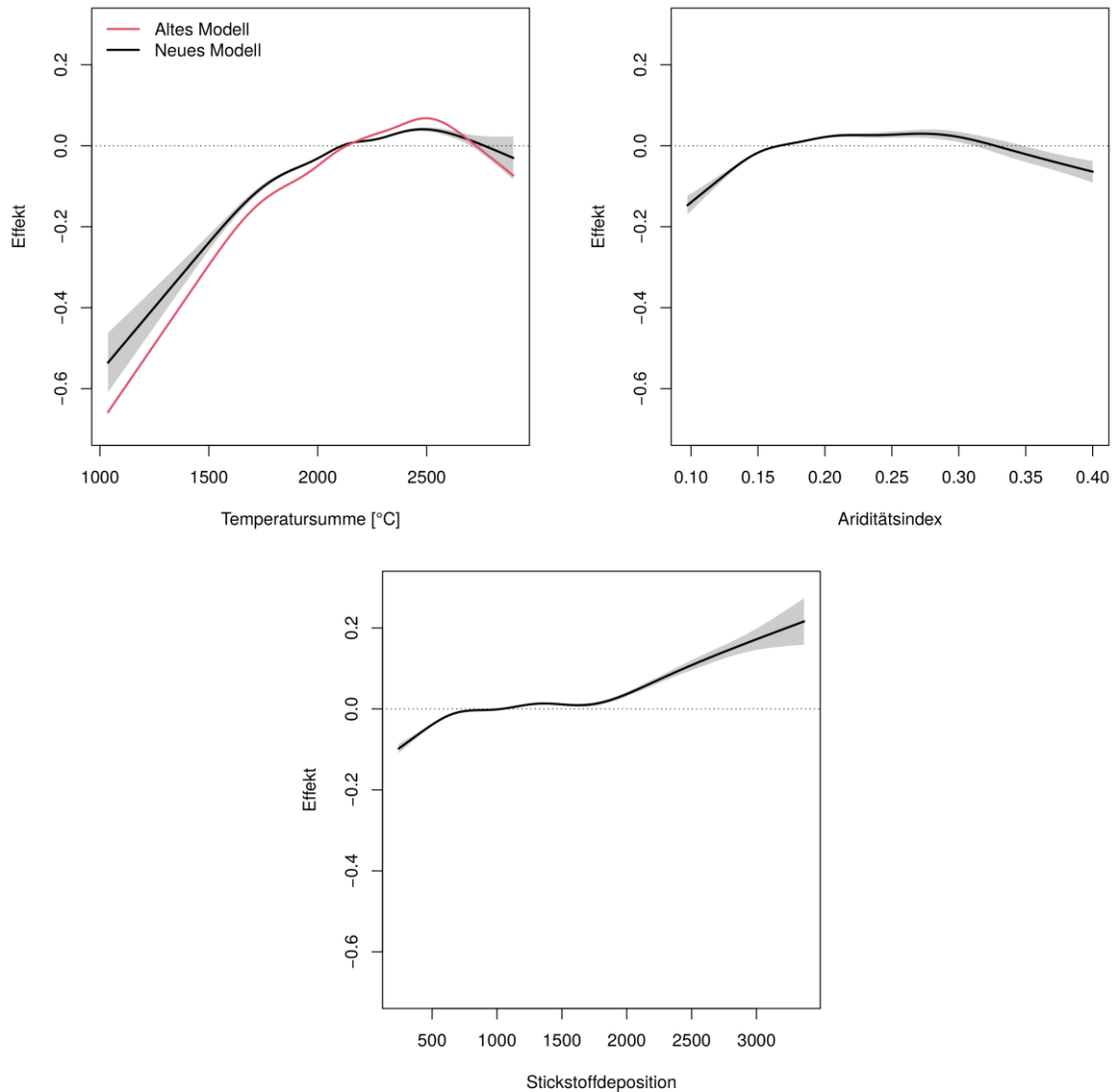


Abbildung 4: Darstellung der vorläufigen Effektschätzungen für das Buchenmodell. In der oberen Reihe findet sich die Temperatursumme in der Vegetationsperiode, die schwarze Linie kennzeichnet den neuen Effekt, die rote die des bisherigen Modells. Die 95 %-Konfidenzbänder sind grau dargestellt. Daneben findet sich der aufgrund der Datenlage bei 0,4 gekappte Ariditätsindex. Der Effekt der Stickstoffdeposition findet sich unten in der Grafik.

Wie in der Abbildung klar zu erkennen ist, zeigt die Temperatursumme ein Optimum bei ca. 2500 °C, wie auch schon im bisherigen Modell. Bisher zeigte sich jedoch ein stärkerer Abfall jenseits des Optimums. Dieses Resultat könnte sich unter anderem durch die Verwendung des (neuen) Ariditätsindex erklären lassen, da sich die Effekte gegenseitig beeinflussen. Der Ariditätsindex selbst zeigt ebenfalls einen Optimalverlauf mit abfallenden Höhen bei zu feuchten oder zu trockenen Standorten. Die Stickstoffdeposition wirkt sich bis ca. 750 eq/ha/a positiv aus, danach stagniert die Wirkung jedoch, um bei 1750 eq/ha/a wieder stark anzusteigen. Letzteres könnte durch die Verfügbarkeit an Daten begründet sein, hier muss noch eine Kappung der Daten auf einen Maximalwert geprüft werden. Sowohl beim Ariditätsindex als auch bei der Stickstoffdeposition ist kein Vergleich mit dem bisherigen Modell möglich. Ersterer stellt eine komplett neue Größe dar. Letztere geht als absoluter Wert in die neuen Modelle ein und nicht mehr, wie bisher, als normierter.

Generell sollen die hier gezeigten Effekte als absolut vorläufig bewertet werden, sie dienen lediglich zur Illustration möglicher Ergebnisse.



## Ausblick

Da sich die neuen Modelle noch in Entwicklung befinden, kann an dieser Stelle keine definitive Aussage über deren endgültige Formulierung oder über die mögliche Form resultierender Effekte getroffen werden. Grundsätzlich wird sich die Formulierung jedoch an den bereits vorhandenen Modellen orientieren. Es wird weiterhin ein GAM eingesetzt werden und auch die verwendeten Einflussgrößen wirken zunächst ähnlich. Letzteres ist vor allem in der Verfügbarkeit an Daten begründet: Einerseits sollten für die Parametrisierung alle Einflussgrößen im Optimalfall für den kompletten, wenigstens aber für den erheblichen Teil des verwendeten Datensatzes vorliegen. Andererseits soll eine Anwendung des Modells auch auf neuen, bisher nicht erfassten Beständen möglich sein. Daher sollten die Einflussgrößen hierfür bestenfalls für die komplette Waldfläche der Bundesrepublik vorliegen. Da dieses Kriterium nur von wenigen Daten erfüllt wird, werden auch hier ähnliche Größen verwendet wie bei den bestehenden Modellen. Es ist jedoch hervorzuheben, dass Temperatur- und Niederschlagssumme sowie die Stickstoffdeposition komplett neu berechnet wurden. Auch die Standortkartierung wurde umfangreich erweitert und überarbeitet.

Weitere deutliche Unterschiede zu den bisherigen Modellen ergeben sich in der Aufbereitung der Daten (siehe oben) sowie hinsichtlich der Wirkung der Einflussgrößen. So ist bspw. angedacht, die Niederschlagssumme im Modell durch einen Ariditätsindex (siehe oben) zu ersetzen. Hierzu wird die Niederschlagssumme durch die Temperatursumme geteilt, um ein relatives Maß zu erhalten und die durch den Klimawandel erwartete Trockenheit besser abzubilden. Weiterhin sind durch die erweiterte Datengrundlage die einzelnen Kategorien der Standortkartierung deutlich besser besetzt. Bisher wurden die extremen und daher seltenen Kategorien teils zusammengefasst, bspw. besonders trockene oder besonders nährstoffreiche Böden. Künftig wird hier eine feinere Gliederung möglich sein. Letztlich wird bei der Modellierung schlussendlich jede Variable hinsichtlich ihres Eingangs in das Modell sowie ihrer Aufbereitung überprüft und angepasst werden, über die Ergebnisse kann zum aktuellen Zeitpunkt jedoch keine Aussage getroffen werden.

Hinsichtlich der Anwendung der Modelle ergeben sich mannigfaltige Möglichkeiten. So werden die Leistungsschätzungen aus den bereits vorhandenen Modellen bspw. eingesetzt, um ökonomische Analysen durchzuführen, Sturmschadensrisiken zu berechnen (ZEPPENFELD u. SCHMIDT 2022) oder in der multikriteriellen Baumartenwahl (HAMKENS 2022). Durch die Neuparametrisierung dieser Modelle sollen Klimaeffekte besser abgebildet und seltene Standorte adäquater erfasst werden können. Durch die erweiterte Datengrundlage ist überdies von einer erhöhten Präzision der Prädiktion und stabileren Effekten auszugehen. Somit soll hier ein leistungsstarkes Werkzeug zur Planung künftiger Waldbestände unter Klimawandel entstehen.

## Danksagung

Dank geht an Matthias Schmidt und Matthias Albert für umfangreiche Vorarbeit und Unterstützung, Thorsten Zeppenfeld für das Regionalisieren der Klimadaten und Bernd Ahrends für die Modellierung der Stickstoffdeposition. Weiterhin an die Deutsche Forschungsgemeinschaft für die Förderung des Graduiertenkollegs 2300 "EnriCo" (Gefördert durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) - Projektnummer 316045089), im Rahmen dessen die Neuparametrisierung erfolgt.

## Literatur

- ALBERT, M.; MATTHIAS, S.; NAGEL, R.-V.; SPELLMANN, H. (2022): Eine neue Generation von Ertragstafeln. *AFZ – DerWald* 77(15): 35–39.
- HAMKENS, H. (2022): Baumartenwahl im Klimawandel. In: Beiträge zur Jahrestagung 2022. DVFFA – Sektion Ertragskunde.
- IPCC (2021): *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- LAPPI, J. (1997): A Longitudinal Analysis of Height/Diameter Curves. *For Sci* 43(4): 555–570.
- NUSKE, R. (2022): *vegperiod: Determine Thermal Vegetation Periods*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7272438>
- SCHMIDT, M. (2020): Standortsensitive und kalibrierbare Bonitätsfächer: Wachstumspotenziale wichtiger Baumarten unter Klimawandel. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 190(5/6): 136–160.
- SCHOBER, R. (1995): Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. *Sauerliformode* \ddota\elseä\finder, J D.
- SCHULLA, J. (2021): Model Description WaSiM (Water balance Simulation Model), 10.06.00.
- STAUPENDAHL, K. (2022): Mit der Sloboda- und Cieszewski & Bella-Funktion geschätzte Bonitätsfächer auf Basis der Daten der Ertragstafelsammlung Schober
- ZEPPENFELD, T.; SCHMIDT, M. (2022): Modellierung und Projektion von Wintersturmschäden im Klimawandel. In: Beiträge zur Jahrestagung 2022. DVFFA – Sektion Ertragskunde.

# Erkenntnisse aus der Übertragung von klimasensitiven Wachstumsgängen aus einem öko-physiologischen Waldwachstumsmodell auf WEHAM

---

*Hendrik Stark, Christian Vonderach*

*Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg*

## Zusammenfassung

Die Prognose der zukünftigen Waldentwicklung in Deutschland basiert auf Daten der Bundeswaldinventur (BWI) und dem empirischen Waldwachstumsmodell WEHAM. Insbesondere die Bhd-Wachstumsfunktionen mit denen die Baumdimensionen in die Zukunft fortgeschrieben werden, basieren zwar auf aktuellen Messdaten der BWI 3 (2012), aber sie enthalten keine klimasensitiven Komponenten die Änderungen im zukünftigen Klimaregime bei der Vorhersagen Rechnung tragen können. Dieser Beitrag stellt Ergebnisse aus dem Projekt KNOW vor, dessen Ziel darin besteht, die erwarteten Wachstumsgänge eines intrinsisch klimasensitiven, ökophysiologischen Prozessmodells auf Basis der BWI 3 (2012) Winkelzählprobe für fünf unterschiedliche Klimaszenarien in BHD-Wachstumsmodelle für WEHAM zu übersetzen. Dazu wurden umfangreiche Datenaufbereitungsschritte unternommen um die BWI-Daten mit dem Modell 4C verarbeiten zu können. Ein Vergleich der verschiedenen Klima-Szenarien untereinander und mit den Prognosen WEHAM-Basiszenario zeigt markante Unterschiede insbesondere auf Bestandesebene aber auch für Einzelbäume.

In WEHAM werden für die Modellierung des BHD die 3-parametrischen Modelle nach Sloboda eingesetzt. In einem ersten Ansatz wurden zur Parametrisierung der durch 4C modellierten Bhd-Zuwachsgänge für acht Baumarten über 10 Jahre gemittelte jährliche Bhd-Zuwächse berechnet und über nicht-lineare Regressionen ausgeglichen. Die Modelle zeigen für einige Baumarten grundsätzlich plausible („erwartete“) Verläufe, gleichzeitig aber auch deutliche Unterschiede zu den aus der BWI bekannten Verläufen. Aus diesem Grund wurden in einem zweiten Ansatz ein zusätzliches Szenario heutigen Klimas berechnet, welches als 4C-Baseline betrachtet wurde um das Klimasignal aus den Prognosen zu extrahieren, den Modelleffekt zu eliminieren und folglich diese relativen, klimabedingten Unterschiede in die BWI-basierten Sloboda-Funktionen zu integrieren.

Die Ergebnisse zeigen, dass eine einfache Übertragung der Wachstumsgänge kritisch zu sehen ist. Auch die Übertragung des extrahierten Klimasignals löst nicht alle Bedenken auf. Im Beitrag wird auf verschiedene Herausforderungen eingegangen und die Ergebnisse im Kontext der beiden Waldwachstumsmodelle interpretiert.

## Einleitung

Der Klimawandel hat einen bedeutenden Einfluss auf das Waldwachstum. Dies ist schon jetzt sichtbar und wird sich in der Zukunft fortsetzen (NOTHDURFT et al. 2012, ARNETH et al. 2013, CHARNEY et al. 2016). Trotz dieser Tatsachen werden die Projektionen für das zukünftige Holzaufkommen und die zukünftige Kohlenstoffspeicherung im Deutschen Wald bisher ohne Sensitivität für zukünftige Klimaszenarien gerechnet (Haenel et al., 2020). In dem genutzten Modell WEHAM beruhen die Projektionen auf Daten der Bundeswaldinventur (BWI) und damit vollständig auf empirischen, retrospektiven Daten.

In mehreren Projekten wurde und wird an klimasensitiven Wachstumsfunktionen für eine verlässlichere Prognose des Waldwachstums gearbeitet (z. B. BURGGRAEF et al. 2016, SCHMIDT 2020), insbesondere auch für die Anwendung in WEHAM (BURGGRAEF 2016). Ein populärer Ansatz nutzt dazu beobachteten Versuchsflächen-daten sowie dazugehörige Umweltdaten, um damit die Wechselwirkung dieser Umweltfaktoren mit dem Baumwaldwachstum explizit darzustellen und für eine Zukunft unter sich veränderndem Umweltzustand fortzuschreiben. Wenngleich die Verfügbarkeit solcher Daten wächst und auch auf Daten von Naturräumen zurückgegriffen wird, deren klimatische Charakteristik bei uns in Deutschland erwartet wird, so ist der Parameterraum, den dieser Ansatz erfassen kann, doch begrenzt auf Standorte bzw. Klimabedingungen, die aktuell auch tatsächlich anzutreffen sind. Mit dieser Arbeit wird ein Ansatz präsentiert, der bekannte ökophysiologischen Zusammenhänge zwischen Baumwachstum und Umweltfaktoren nutzt, um sie simulationstechnisch in zukünftigen klimatischen Zuständen in Baumwachstum zu übersetzen und damit Prognosen erlaubt, die wiederum in die „klassischen“ Wachstumsfunktionen überführt werden können. Damit wird ein zusätzlicher Weg beschritten um das Wirken des Klimawandels besser verstehen zu können und mögliche Ausprägung veränderten Baumwachstums, hier im Kontext der BWI, besser modellieren zu können. Konkret genutzt werden in diesem Projekt KNOW das ökophysiologischen, prozessbasierten Wachstumsmodell 4C (PIK Potsdam) um die Zusammenhänge zwischen Wachstum und Standorts-/Klimabedingungen in klimaabhängige Projektion des Bhd-Wachstumsverlaufs zu übersetzen. Diese Projektionen sollten anschließend als pseudo-empirische Daten zur Re-Parametrisierung der Wachstumsfunktionen in WEHAM genutzt werden – dem Prognosemodell, was speziell für die Fortschreibung der BWI entwickelt wurde.

Eine zu prüfende Grundannahme, die diese Herangehensweise überhaupt erst sinnvoll erscheinen lässt, ist der Nachweis, dass WEHAM und 4C zunächst für eine BWI-Zehnjahresperiode vergleichbar akkurate Schätzungen des Wachstums einzelner Bäume erzielen. Damit stellt sich also die wissenschaftliche Frage, ob die pseudo-empirischen Daten aus 4C für die Neuanpassung der Wachstumsmodelle in WEHAM plausibel nutzbar sind. Diese Frage ist umso interessanter aber auch dringender, da bereits bei den vorbereitenden Arbeiten im KNOW-Projekt zahlreiche systematische Differenzen zwischen WEHAM und 4C identifiziert werden konnten. Diese beziehen sich auf:

1. Methode zur Abbildung von Waldbeständen
2. Herkunft von Baumdurchmessern und -höhen
3. Abbildung von Durchforstungen
4. Abbildung von Verjüngung
5. Abbildung von Mortalität
6. Baumwachstum

Insgesamt konnten sowohl für die unterschiedlichen Ansätze zur Abbildung der Waldbestände und die Unterschiede im Hinblick auf Durchforstungen Lösungen durch Anpassungen in 4C gefunden werden. Die übrigen systematischen Unterschiede mussten hingenommen und bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Zur näheren Erläuterungen wird an dieser Stelle auf den Abschlussbericht des KNOW-Projekts verwiesen.

## Material und Methoden

WEHAM nutzt die 3-parametrische Trendfunktion nach SLOBODA (1972) um das Durchmesserwachstum (BHD) der Bäume an den Traktecken der BWI in ganz Deutschland zu modelliert. Die Funktion wird an wiederholt gemessenen überlebenden Probestämmen einer zehnjährigen BWI-Inventurperiode (aktuell: 2002 bis 2012), welche mittlere jährliche Durchmesser- bzw. Höhenzuwächse liefern, kalibriert. Damit wird über die Sloboda-Funktion das mittlere BHD-Wachstum unter den Klimabedingungen dieser Periode repräsentiert. Die Baumhöhe wird über einer Petterson-Tariffunktion aus dem BHD abgeleitet. Aus diesem Grund beziehen sich die Überlegungen zur Herleitung einer Klimasensitivität nur auf das BHD-Wachstum der einzelnen Bäume.

Grundsätzlich ist das BHD-Wachstum von mehreren Umweltfaktoren (Klima, Boden) aber auch von waldbaulichen Eingriffen abhängig. Die Modellierung des BHD-Wachstums für eine Periode in WEHAM spiegelt also die standörtlichen, periodenspezifischen Klimaeinflüsse und die mittleren Behandlungseffekte eines bewirtschafteten Waldes für einen spezifischen Zeitraum wider. Sicher ist, dass die Wälder auch in Zukunft einer Bewirtschaftung unterliegen werden und dieser in der Sloboda-Funktion abgebildete Einfluss also grundsätzlich auch weiterhin bestehen wird, wenngleich auch dieser Veränderungen unterliegen kann. Der ebenfalls enthaltene Klimaeinfluss und seine Wirkung auf den Standort wird sich in Zukunft definitiv ändern, und die RCP-basierten Klimaszenarien zeigen eine Reihe von möglichen Ausprägungen auf.

### Explorative Datenanalyse

Die explorative Datenanalyse zielt darauf ab, (i) nachzuweisen, dass keine markanten Unterschiede im BHD-Wachstum von WEHAM und 4C auftreten und (ii) zu untersuchen, welche Effekte bei langfristigen Simulationen auftreten.

### Vergleich Bhd-Wachstum Periode 2002 – 2012

Teil der Identifikation von systematischen Unterschieden zwischen den Modellen WEHAM und 4C ist die Analyse der BHD-Projektionen für den Zeitraum der BWI 2002 zur BWI 2012 unter Ausschluss möglicher Einflüsse von Konkurrenz, Durchforstung, Verjüngung oder Mortalität, sodass der alleinige Effekt des Durchmesserwachstums von WEHAM und 4C extrahiert werden kann. Da beide Modelle das Wachstum von Beständen als Summe des Wachstums von Einzelbäumen abbilden, wird hier zunächst die Abbildung des Wachstums von Baumindividuen in BHD, Höhe und der aggregierenden Größe Biomasse betrachtet. Dafür wurden 1871 Ecken der BWI identifiziert, in denen während der Periode von 2002 bis 2012 weder Bäume durch Verjüngung hinzugekommen waren und auch keine Bäume durch Nutzung oder Mortalität ausgeschieden sind.

### Effekte langfristiger Betrachtung (2012 bis 2099)

Für die Periode 2012 bis 2099 liegen keine Beobachtungsdaten vor. Um die Performance der Modelle WEHAM und 4C zu analysieren wurden baumartenspezifische Graphiken ausgewählter Variablen erstellt, die das Wachstum und die Bestandesentwicklung von Reinbeständen in 4C und WEHAM unter verschiedenen Klimaszenarien darstellen. Dies dient dem Zweck a) mögliche Modellunterschiede zwischen WEHAM und 4C und b) mögliche Klimaeffekte innerhalb der Projektionen von 4C zu identifizieren. Auf den gleichen Wegen kann die Plausibilität der 4C Projektionen im Vergleich zu Projektionen aus WEHAM in ihrer Tendenz überprüfen werden.

Wenn möglich wurden die Jahre 2012, 2022, 2052 und 2082 betrachtet. 2012 als das Jahr der BWI 3 und Startjahr der Projektionen in WEHAM und 4C. 2022 als das Jahr der ersten 10-Jahresperiode nach 2012. Das Jahr 2052 liegt vier Jahrzehnte entfernt vom Startjahr 2012 und gilt damit als bisher längste noch als belastbar angesehene Projektionszeit mit WEHAM. Das Jahr 2082 wurde ergänzt, da die größten Klimateffekte erst in der zweiten Hälfte des Jahrhunderts erwartet werden.

Für die explorative Datenanalyse wurden nur Bäume mit BHD  $\geq 7$  cm betrachtet. Weiterhin wurden folgende Filter angewandt:

1. Für die Betrachtungen der Projektionsergebnisse wurde für das Startjahr der Projektionen ein Filter auf alle in dem Jahr verfügbaren Reinbeständen gesetzt (Anzahl der Baumarten = 1<sup>1</sup>) und es galt die Annahme, dass die Mehrzahl dieser Bestände jedenfalls für eine bestimmte Zeit weiterhin als Reinbestand fortgeschrieben werden. Vorräte wurden anschließend mit einem Reinbestandsfaktor korrigiert (Berechnung analog zum BWI 3 Methodenhandbuch S. 40).
2. Das 4 x 4 km Netz der BWI.

Auf diese Weise verblieben für Fichte, Kiefer, Buche und Eiche insgesamt 3.296, 3.220, 1.471 und 252 Traktecken als Stichprobenumfang für eine explorative Datenanalyse.

### Re-Parametrisierung der Wachstumsfunktionen in WEHAM

Vorbemerkung: Vorüberlegungen, explorative Datenanalysen, sowie die Arbeit an den Sloboda-Modellen selbst haben gezeigt, dass die Projektionen von 4C und den daraus abgeleiteten Sloboda-Funktionen im Verlauf von 40 Simulationsjahren doch sehr unterschiedliche Wachstumsverläufe aufweisen im Vergleich zu den aus der BWI abgeleiteten Funktionen. Dabei bleiben sich die Sloboda-Funktionen aller 4C-Läufe (je Baumart) deutlich ähnlicher und unterscheiden sich teils markant vom empirischen Funktionsverlauf. Dies deutet auf einen starken Modelleffekt hin. Gleichzeitig zeigen sich die auf Basis von 4C-Daten kalibrierten Funktionen in sich konsistent hinsichtlich der hinterlegten Klimadaten. Diese Erkenntnis hat dazu geführt, dass in einem ersten Schritt die Sloboda-Trendfunktion auf die Pseudo-Beobachtungen aus 4C kalibriert wurden, und in einem zweiten Schritt auf Daten, die nur noch das relative Klimasignal gegenüber der Referenzperiode 2002 – 2012 enthalten. Die Modelle des ersten Schritts werden im Folgenden als „absolute Modelle“, die des zweiten Schritts als „relative Modelle“ bezeichnet. Insgesamt wurden 2 Varianten (absolut + relativ) mit je 8 Baumarten x 5 Klimaprojektionen = 80 Modelle angepasst.

### Sloboda Modelle auf Basis der Pseudo-Beobachtungen (absolute Modelle)

Zur Kalibrierung wurden die Messdaten der BWI 2012 mit 4C für fünf verschiedene Klimaprojektionen (Tageswerten klimatischer und bodenkundlicher Variablen) fortgeschrieben. Auf Details der 4C-Modellierung sei auf den Abschlussbericht des KNOW-Projekts verwiesen.

Für die Modellkalibrierung wurden die Baumarten Fichte, Kiefer, Weißtanne, Douglasie, Buche und Eiche sowie Robinie und Birke berücksichtigt. Die Klimainformation entstammt fünf verschiedenen Klimaszenarien der CMIP6-Serie (RCP26\_GFDL\_ESM4, RCP26\_MRI, RCP45\_IPSL, RCP85\_IPSL und

---

<sup>1</sup> Ein Nachteil dieser Methode ist, dass Bestände sich im Lauf der Projektionsjahre von Reinbeständen in Mischbestände ändern können, und umgekehrt, weshalb sich das Stichprobenkollektiv der präsentierten Scatter- und Density-Plots der explorativen Datenanalyse über die betrachteten Jahre hinweg theoretisch ändern könnte. Dadurch kann sich im Extremfall eine Verzerrung der abgebildeten Trends einstellen, da mit der Änderung des Stichprobenkollektives z. B. auch standörtliche Veränderungen und veränderte Wuchsleistungen einhergehen.

RCP85\_UKESM). Verwendet wurden zwei Szenarien basierend auf dem RCP26<sup>1</sup>, eines auf RCP45 und wiederum zwei auf RCP85. Daneben wurden zu Vergleichszwecken zwei weitere Simulationen gerechnet: ein konterfaktisches Klimaszenario („kein Klimawandel“) und eine Fortschreibung der BWI-Periode 2002 bis 2012 auf Basis beobachteter Klimadaten.

Aufgrund der erzeugten Datenfülle und aus Gründen der Vergleichbarkeit wurden die Jahreswerte der mit 4C erzeugten Bhd-Verläufe im Sinne einer virtuellen Bundewaldinventur in 10-Jahres-Mittelwerte überführt. Folgende Schritte der Datenvorbereitung wurden unternommen:

- Nur Bäume mit Bhd  $\geq 70$  mm
- Entfernung von negativen Bhd-Zuwächsen (im Wesentlichen stagnierender Jungwuchs)
- Ausreißer-Eliminierung durch Entfernen von Pseudo-Beobachtungen kleiner als das 1 %- und größer als das 99 %-Perzentil
- Datenauswahl entsprechend des Parameterraums der BWI 2012 bzgl. Alter und Bhd (ebenfalls 1 % und 99 %-Perzentil), d. h. die berücksichtigten Bäume entsprechen im Alter und Bhd der BWI 3
- Aggregation der Bhd-Wachstumsverläufe:
  - Messungen auf ganze Millimeter gerundet
  - 10-Jahres-Mittelwerte zur jeweiligen Periodenmitte
  - Damit nur Nutzung von Bäume, die mindestens 10 Jahre lang beobachtet wurden
  - Beobachtungszeitraum 2012 bis 2052

Die Trendfunktion nach SLOBODA (1972) wird üblicherweise in der Differenzialform angepasst (vgl. BÖSCH 2012):

$$\frac{\delta Bhd}{\delta t} = \beta \cdot \frac{Bhd}{t^\alpha} \cdot \ln\left(\frac{Bhd}{\gamma}\right) \quad \text{Gleichung 1}$$

Dabei ist  $t$  das Alter und  $\alpha$ ,  $\beta$  und  $\gamma$  sind die freien, zu bestimmenden Parameter. Die Sloboda-Funktion kann für jeden Baum separat „eingehängt“ werden, denn die integrierte Form

$$Bhd = f(t, C) = \gamma \cdot e^{-C \cdot e^{\frac{\beta}{(\alpha-1) \cdot t^{(\alpha-1)}}}} \quad \text{Gleichung 2}$$

enthält einen freien Parameter  $C$ , der mit dem Alter ( $t_0$ ) und Bhd ( $Bhd_{t_0}$ ) des zur Schätzung vorliegenden Baums bestimmt wird:

$$C = -e^{\frac{-\beta}{(\alpha-1) \cdot t_0^{(\alpha-1)}}} \cdot \ln\left(\frac{Bhd_{t_0}}{\gamma}\right) \quad \text{Gleichung 3}$$

Letztendlich ergibt sich zum Zeitpunkt  $t$  die integrierte Form der Sloboda-Funktion in Abhängigkeit des Alters und des Bhd des betrachteten Baums durch nachfolgende Gleichung:

$$Bhd_t = \gamma \left(\frac{Bhd_{t_0}}{\gamma}\right)^{e^{\left(\frac{\beta}{(\alpha-1)t^{(\alpha-1)}} - \frac{\beta}{(\alpha-1)t_0^{(\alpha-1)}}\right)}} \quad \text{Gleichung 4}$$

---

<sup>1</sup> RCP = Representative Concentration Pathway; beschreibt repräsentative Verläufe der Treibhausgas-Konzentrationen (inkl. Aerosole, chemisch aktive Substanzen sowie Landnutzung und Landnutzungsänderung) und die damit einhergehende Verstärkung des natürlichen Treibhauseffekts („radiative forcing“). RCP26 beschreibt einen Verlauf mit einem Höchstwert von ca. 3 W/m<sup>2</sup> vor dem Jahr 2100 und einer nachfolgenden Abnahme; im RCP45 wird eine Verstärkung um ca. 4,5 W/m<sup>2</sup> um 2100 erreicht mit einer darauf folgende Stabilisierung des Werts; beim RCP85 werden im Jahr 2100 mindestens 8,5 W/m<sup>2</sup> erreicht mit weiter steigender Tendenz ([https://www.ipcc-data.org/guidelines/pages/glossary/glossary\\_r.html](https://www.ipcc-data.org/guidelines/pages/glossary/glossary_r.html), aufgerufen am 26.08.2022)

Die baumartenweise Kalibrierung der Differenzialform (Gleichung 1) wurde mit den R-Paketen `stats` und `nlme` in der Programmiersprache R durchgeführt. Die Struktur der Bundeswaldinventur-Daten, auf die die 4C-Simulationsergebnisse zurückgehen, verlangen eine hierarchische Formulierung des Modells in Abhängigkeit von Trakten, Traktecken und Bäumen. Zusätzlich muss durch die wiederholte Beobachtung der Bäume entlang der Zeitachse (longitudinal) eine eventuelle Autokorrelation berücksichtigt werden.

Die Modellentwicklung selbst (mit mehreren Zwischenschritten) hat gezeigt, dass ein nichtlineares gemischtes Modell (Zufallseffekt nur auf dem Parameter  $\alpha$ ) unter Berücksichtigung von Autokorrelation und Traktecken-spezifischen Abweichungen der Vorhersage vom Populationsmittelwert die besten Ergebnisse liefert. Die aktuelle offizielle WEHAM-Version bietet keine Möglichkeiten, die Wachstumsfunktionen mit Traktecken-spezifischer Abweichung auszuwerten. Die in WEHAM realisierbare Option Bundesland-spezifischer Wachstumsfunktionen wurde getestet, hat aber zu keiner Verbesserung der Modelle geführt und wurde deshalb nicht weiterverfolgt.

Zur Ableitung von statistischen Größen (RMSE, BIAS, MAE, MAPE, CV)<sup>1</sup> wurde eine 10-fache Kreuzvalidierung durchgeführt.

### Sloboda Modelle auf Basis der relativen Abweichungen (relative Modelle)

Beim Vergleich der Projektionsergebnisse von WEHAM und 4C bis 2082 hatte sich im Rahmen der explorativen Datenanalyse gezeigt, dass neben möglichen Klimaeffekten immer auch ähnlich große bis größere Modelleffekte entstehen. Zusammen mit Ergebnisse der absoluten Sloboda-Modelle aus vorherigem Abschnitt wurde deshalb versucht nur den Klimaeffekt aus den 4C-Wachstumsverläufen zu extrahieren; also nur die Unterschiede im BHD-Wachstum zwischen den Klimaprojektionen zu extrahieren. Da die Bestandsdaten, die Bodendaten sowie die Behandlung für alle fünf genutzten Klimaprojektionen identisch sind, können Unterschiede in den Vorhersagen den unterschiedlichen Klimabedingungen zugeordnet werden. Werden diese Unterschiede im Vergleich betrachtet, entstehen relative Unterschiede, die den unterschiedlichen Klimaszenarien zugeordnet werden können. Zur Berechnung einer relativen Abweichung wird eine Klima-Referenz benötigt, gegenüber der die Abweichungen quantifiziert werden können.

Da es sich gezeigt hat, dass die Bhd-Wachstumsverläufe der 4C-Sloboda-Funktionen in sich ähnlich und konsistent sind (vgl. Ergebnisse), aber sich strukturell anders verhalten als die BWI-WEHAM-Projektionen, sind letztere keine geeignete Referenz. Keines der genutzten Klimaszenarien erscheint als Referenz geeignet, da alle eine Änderung des Klimas gegenüber der Periode 2002-2012 beinhalten. Deshalb wurde aus Messdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) der Periode 2002 – 2012 durch Resampling eine Pseudo-Klimazeitreihe erzeugt, mit der 4C äquivalent zu den anderen Klimaszenarien angetrieben wurden. Eine nähere Beschreibung des Vorgehens findet sich in Schlussbericht des KNOW-Projekts. Diese Projektionen wurden dann auch als Referenz für die hier beschriebenen relativen Sloboda-Funktionen genutzt. Für die Ableitung der „*relativen Modelle*“ wurde für jede Baumart folgendermaßen vorgegangen:

1. Erzeugung eines künstlichen Bhd-Alter-Datensatzes der den Parameterraum der BWI 2012 hinsichtlich Bhd und Alter (1 % bis 99 %-Perzentil der Altersverteilung; 1 % bis 99 %-Perzentil der Bhd-Verteilung je 10-Jahres-Altersklasse) abbildet. Alle Bhd-Altersklassen sind somit gleich gewichtet vertreten.

---

<sup>1</sup> RMSE = Root Mean Squared Error, BIAS = mittlere Abweichung, MAE = Mean Absolute Error, MAPE = Mean Absolute Percentage Error, CV = Coefficient of Variation



2. Für jeden Baum mit gegebenem Alter und Bhd wird sein Bhd-Verlauf von Alter 0 bis zum 99 %-Alter der Baumart vorhergesagt
  - a. mit den empirischen Sloboda-Funktionen, wie sie im offiziellen WEHAM enthalten sind
  - b. mit den „absoluten“ Sloboda-Funktionen auf Basis 4C mit dem DWD-Daten-Resampling
  - c. mit den „absoluten“ Sloboda-Funktionen auf Basis 4C der fünf RCP-Klimaszenarien
3. der Wachstumsgang der WEHAM-Sloboda-Funktion (a) wird um den relativen Unterschied zwischen dem Wachstumsgang des gewählten 4C-Klimaszenarios (c) im Verhältnis zum 4C-DWD-Szenario (b) angepasst (vgl. Gleichung 5, unten).
4. Die modifizierten Wachstumsgänge aller Bäume werden wiederum per nichtlinearer Regression als Sloboda-Trendfunktion ausgeglichen.
5. Die Parameterschätzungen werden als „relative Modelle“ in WEHAM zur Prognose genutzt.

Die Ableitung der Wachstumsgänge bzw. die Schätzung der BHDs in Schritt 3 erfolgt mit folgender Gleichung:

$$Bhd_{RCP^{\circ}x}^t = Bhd_{BWI}^t \cdot \frac{Bhd_{RCPx}^t}{Bhd_{REF}^t} \quad \text{Gleichung 5}$$

Dabei stehen die Indizes  $RCP^{\circ}x$  für den auf Basis des Klimamodells  $x$  adjustierten Wachstumsverlauf,  $BWI$ ,  $RCP_x$  und  $REF$  für die Bhd-Schätzung mit der BWI-basierten Sloboda-Trendfunktion, entsprechend der 4C-Simulation mit Klimamodell  $x$  sowie der 4C-Simulation entsprechend dem Referenz-Klimamodell der Periode 2002-2012. Eine visuelle Darstellung des Vorgehens der Adjustierung der Wachstumsverläufe findet sich in Abbildung 1.

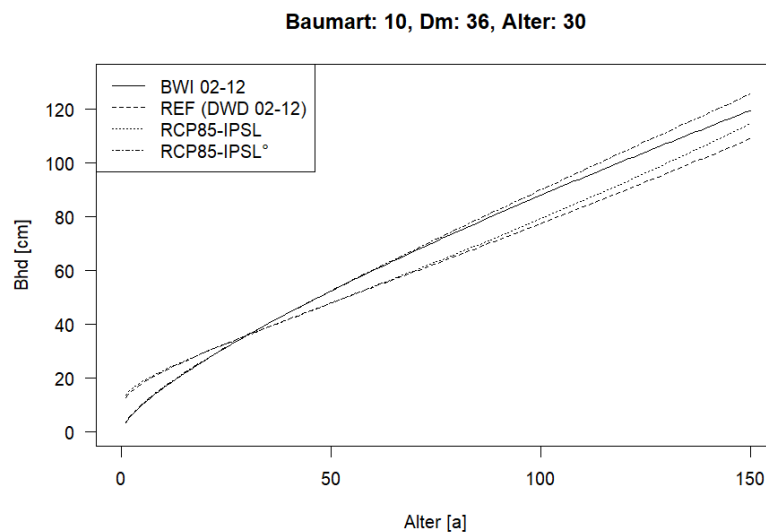


Abbildung 1: Anpassung der Wachstumsverläufe für das „relative Modell“ hier exemplarisch dargestellt für einen Beispielbaum (Baumart 10 = Fichte). Der relative Unterschied zwischen RCP85-IPSL und RCP85-IPSL° wird dem Verlauf der BWI 02-12 Kurve hinzugerechnet. Damit kann das Klimasignal aus den Sloboda-Funktionen auf Basis der 4C-Simulationen auf die empirischen Verläufe übertragen werden.

## Ergebnisse

### Explorative Datenanalyse

#### Vergleich Bhd-Wachstum Periode 2002 – 2012

Es wurden 1871 Traktecken identifiziert, in denen sich seit der zweiten Bundeswaldinventur 2002 keine Änderungen im Baumbestand durch Einwuchs oder Entnahme ergeben haben. Dieser Datensatz ermöglicht damit die Analyse des Wachstums einzelner Bäume (BHD, Höhe, Biomasse) im Zeitraum 2002 bis zur BWI 2012 unabhängig von Durchforstung oder Verjüngung.

Zusammengefasst kann festgehalten werden, dass 4C für den BHD im Vergleich zur BWI 2012 erstaunlich passende Schätzungen liefert, die denen von WEHAM im optischen Eindruck der observed-vs-predicted Plots nicht nachstanden. Bei einem etwas genaueren Blick fiel aber dennoch eine Tendenz zu leichten Unterschätzungen der BHD durch 4C im Vergleich zu WEHAM auf. Höhen wurden in 4C für Fichte und Kiefer tendenziell unterschätzt und für Buche tendenziell leicht überschätzt. Für die geschätzt oberirdische Biomasse (Laubbäume ohne Laub, Nadelhölzer mit Nadeln) lieferte 4C stets deutlich sichtbare Überschätzungen sowohl im Vergleich zur BWI (geschätzt mit BDAT, vgl. Riedel und Kändler, 2017) als auch im Vergleich zur WEHAM-Projektion. Es bleibt bei Betrachtung des ungestörten Einzelbaumwachstums festzuhalten, dass es insbesondere bei der Biomasse zu Überschätzungen seitens 4C im Vergleich zu WEHAM und der BWI 2012 kommt. Diese Überschätzung der Biomassen seitens 4C steht in direktem Zusammenhang mit der Aufteilung der primär geschätzten Biomassen in 4C auf die Baumdimensionen BHD und Höhe.

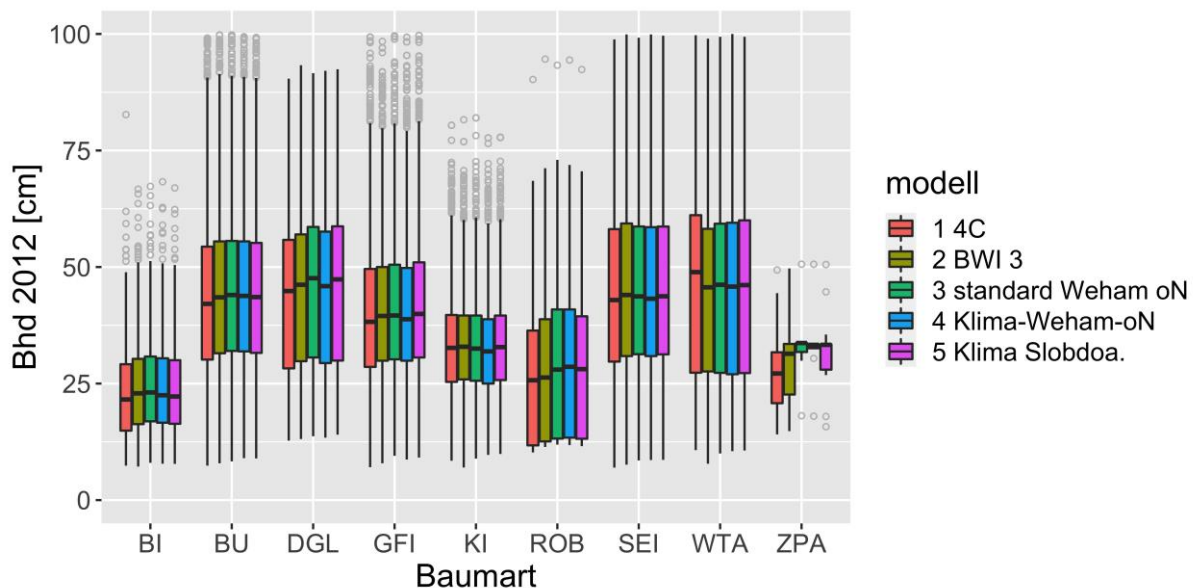


Abbildung 2: BHD-Schätzungen auf Ebene von Einzelbäumen eines ausgewählten Stichprobenkollektivs, in welchem zwischen der BWI 2002 und der BWI 2012 keine Bäume hinzugekommen oder ausgeschieden sind. Dargestellt sind die verschiedenen Modelle 4C, BWI 3 2012, Standard WEHAM ohne Nutzungen, Klima-WEHAM ohne Nutzungen (aus WP-KS-KW), und einem Nachbau der Wachstumsfunktionen von WEHAM in R, je nach Baumart: BI = Birke, BU = Buche, DGL = Douglasie, GFI = Fichte, KI = Kiefer, ROB = Robinie, SEI = Sieleiche, WTA = Weißtanne, ZPA = Zitterpappel.

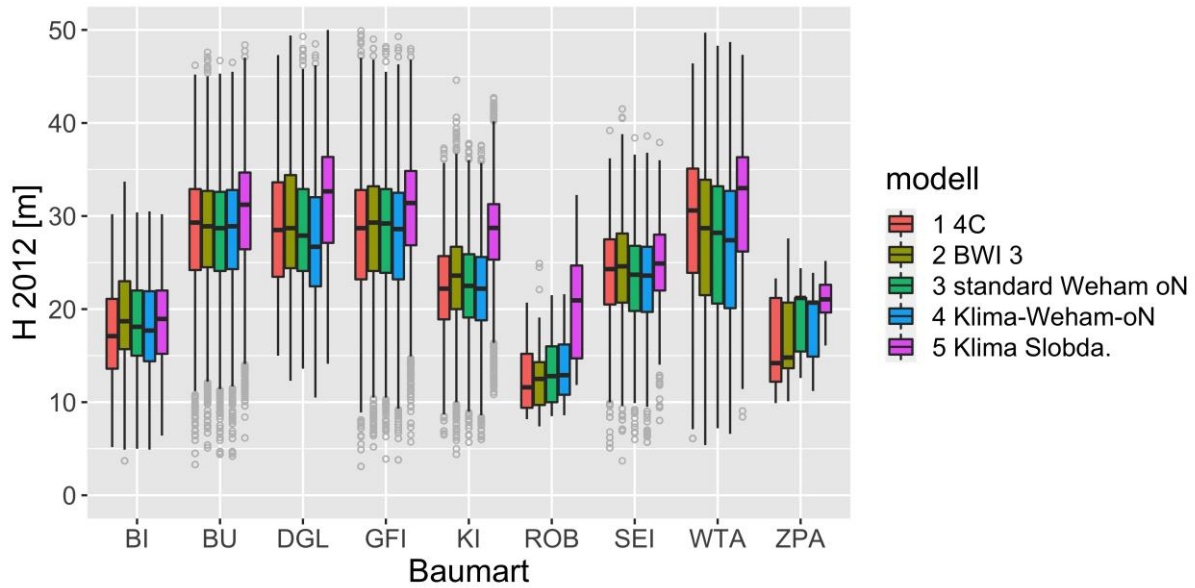


Abbildung 3: Höhen-Schätzungen auf Ebene von Einzelbäumen in einem ausgewählten Stichprobenkollektiv. Vgl. Abbildung 2 für weitere Erläuterungen.

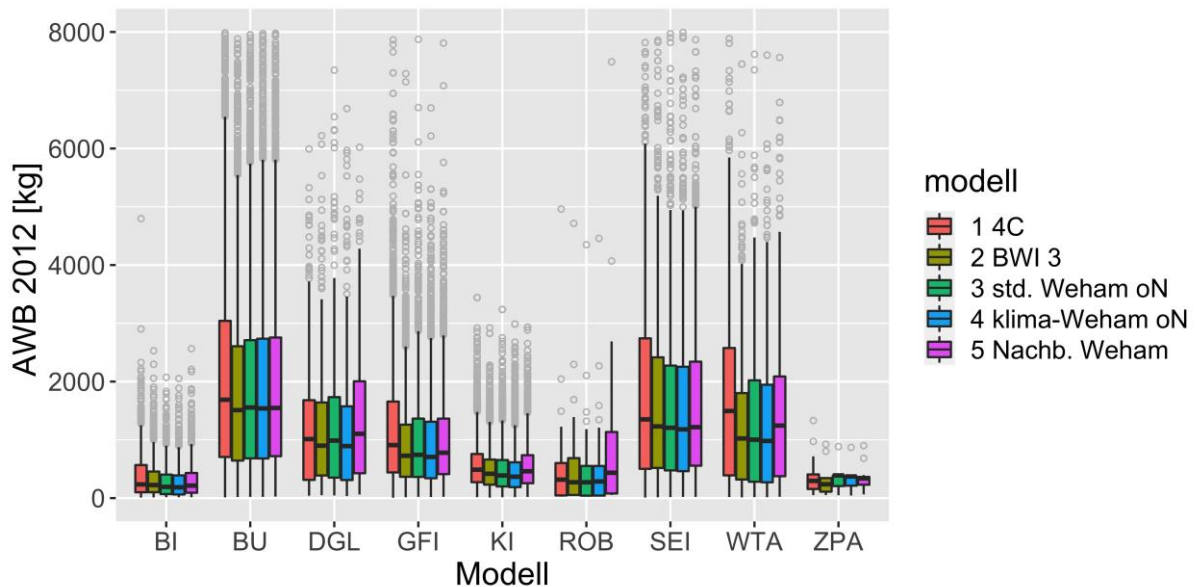


Abbildung 4: Biomasse-Schätzungen (AWB: aboveground woody biomass, bei Nadelbäumen inkl. Nadeln) auf Ebene von Einzelbäumen in einem ausgewählten Stichprobenkollektiv. Vgl. Abbildung 2 für weitere Erläuterungen.

### Effekte langfristiger Betrachtung (2012 – 2099)

#### Fichte

**Modelleffekte:** Insgesamt waren sehr deutliche Modelleffekte von bis zu 120 % Differenz zwischen den Projektionen von WEHAM und 4C im Fall des laufenden jährlichen periodischen Gesamtzuwachses bzw. der ausscheidenden Biomassen zu beobachten (vgl. folgende Abbildungen, die Modellierungen mit 4C und unterschiedlichem Klimaantrieb darstellen). Auch bei der Betrachtung verschiedener Bestandesparameter zeigte sich über alle betrachteten Jahre (außer dem Startjahr) ein deutlicher Modelleffekt zwischen WEHAM und 4C. Es zeigten sich teils deutlich unterschiedliche Entwicklungen der

Baumdimensionen (mittlere Höhen, BHDs, H/D etc.) innerhalb der Bestände, sowie der Konkurrenzsituation (KF, BAL, SDI<sup>1</sup>). Zwei- oder mehrgipflige Verteilungen stellten sich in beiden Modellen im Laufe zu unterschiedlichen Zeitpunkten mit gegenläufiger Entwicklung z. B. der Altersverteilung, Höhenverteilung oder der Verteilung der Konkurrenzsituationen ein. Auch bei dem Blick auf das Wachstum einzelner Bäume identifizierte die explorative Datenanalyse starke Modelleffekte zwischen WEHAM und 4C. Insbesondere fallen dabei die stark unterschiedlichen Zuwachsmuster von Höhe und BHD auf, für die in WEHAM ein Seneszenzeffekt deutlich wird, welche in 4C fehlt.

*Klimaeffekte* waren für die Fichte ebenfalls sichtbar und bewegten sich im Bereich zwischen 2 % und 17 % im Vergleich der WT- und KF-Szenarios<sup>2</sup> mit dem CF<sup>3</sup>-Szenario. Gegenüber dem Klima der BW 2002-2012 Periode (Szenario BWI23<sup>4</sup>, vgl. folgende Abbildungen) waren für Fichte die Zuwachssteigerungen im KF-Szenario größer als im WT-Szenario. Auf Bestandesebene scheint der beobachteten Klimaeffekte im Vergleich zu den Modelleffekten marginal. Beim Blick auf das Einzelbaumwachstum wurden ebenfalls Klimaeffekte auf das Wachstum sichtbar (Höhe versus BHD, ab 2052) mit einer ansatzweisen Staffelung der Szenarien KF > WT > 4C-BWI23 > CF.

## Kiefer

*Modelleffekte*: Insgesamt zeigten sich für Kiefer starke Modelleffekte sowohl beim laufenden periodischen jährlichen Gesamtzuwachs als auch bei den ausscheidenden Biomassen. Anders als bei Fichte weist 4C im Jahr 2022 höhere laufende periodische jährliche Gesamtzuwächse auf als WEHAM. Die dazugehörigen Modelleffekte bewegen sich zwischen 28 % und 85 %. Bei der Analyse weiterer Bestandesparameter zeigte sich im Vergleich von WEHAM und 4C eine deutlichere Strukturierung der Höhen in 4C mit insgesamt geringeren Baumhöhen und deutlich abholzigeren Kiefern im Vergleich zu WEHAM. Es zeigen sich ebenfalls Trends von geringeren Bestandesgrundflächen und mildereren Konkurrenzsituationen in 4C im Vergleich zu WEHAM.

Auch beim Blick auf das Einzelbaumwachstum zeigen sich für Kiefer in WEHAM und 4C deutliche Modelleffekte, insbesondere für den Zuwachs von BHD und Höhe durch nicht vorhandene Seneszenzeffekt in 4C. Im Hinblick auf das H/D Verhältnis der Baumindividuen entwickeln sich Kiefern in WEHAM deutlich schlanker als in 4C.

*Klimaeffekte*: Für Kiefer bedeuten sowohl das KF- als auch das WT-Szenario erhebliche Steigerungen im Wachstum und im Vorrat der ausscheidenden Bestände (Durchforstungen und Ernten). Höchste Werte wurden im KF-Szenario gegenüber dem BWI23-Szenario im Jahr 2052 erreicht (Zuwachssteigerung 28 % bzw. Steigerung ausscheidende Masse 34 %). Zuvor waren die Zuwächse und ausscheidenden Massen im Jahr 2022 geringer als im BWI23-Szenario. Für die betrachteten Bestandesparameter wurden im Jahr 2052 teils Klimaeffekte sichtbar; das CF und BWI23 setzen sich hier teilweise von KF und WT ab. Die Klimaeffekte auf den Zuwachs von Einzelbäumen waren ab dem Jahr 2052 erkennbar ausdifferenziert. Das CF-Szenario zeigte dabei den geringsten und das WT-Szenario den größten Zuwachs über alle betrachteten Jahre, bei insgesamt aber immer noch geringen absoluten Unterschieden. Im Vergleich zu den Modelleffekten sind die beobachtbaren Klimaeffekte auch für Kiefer eher marginal.

---

<sup>1</sup> KF=Konkurrenzfaktor, BAL=Basal Area of Larger Trees, SDI=Stand Density Index

<sup>2</sup> WT=warm-trocken (CMIP6-Szenario RCP85-UKESM), KF=kühl-feucht (CMIP6-Szenario RCP26-GFDL)

<sup>3</sup> CF=Counter Factual, kein Klimawandel

<sup>4</sup> BWI23=Klima wie in der Periode 2002 bis 2012, ohne Trend fortgeschrieben

## Buche

*Modelleffekt:* Zusammenfassend konnten für Buche im laufenden periodischen jährlichen Gesamtzuwachs bzw. den ausscheidenden Vorräten größte Modelleffekte beobachtet werden, die in 4C um bis zu 162 % größer oder kleiner waren als in WEHAM. Unplausibel erschien insbesondere die starke Reduktion des stehenden Vorrates in Beständen in 4C (um ca. 50 %) ab Mitte des Jahrhunderts. Hinsichtlich der Bestandesstrukturen war in 4C eine sichtbare Entwicklung hin zu stärker bestockten, jüngeren, dünneren, schlankeren und niedrigeren Beständen im Vergleich zu WEHAM zu erkennen. Auf Einzelbauebene waren teilweise auch sehr starke Modelleffekte sowohl für die Allometrien der Bäume (Höhe über BHD, H/D) als auch für die Zuwachsmuster von BHD, Höhe und Grundflächen zu erkennen. Wie zuvor bildete den Haupteffekt das in 4C im Alter fortbestehende Wachstum von BHD und Höhen, während in WEHAM abnehmende Zuwächse mit dem Alter stetig präsent waren.

*Klimaeffekte* waren für die Buche deutlich und signifikant zu beobachten; der laufende jährliche periodische Zuwachs und auch die Nutzungen waren im KF-Szenario sichtbar höher als im WT-Szenario gegenüber dem BWI23-Szenario. Hinsichtlich anderer Bestandesparameter waren die Klimaeffekte, welche in 4C abgebildet wurden, im Vergleich zu den Modelleffekten eher marginal. Es war erkennbar, dass insbesondere im zweiten Teil des Jahrhunderts die Zuwächse der Buche im WT-Szenario den Zuwächsen in kühl-feuchteren Szenarien unterlegen sind, bei insgesamt aber eher geringen absoluten Unterschieden. Auch für Einzelbaumzuwächse war erkennbar, dass insbesondere im zweiten Teil des Jahrhunderts die Zuwächse im BHD-Zuwachs im WT-Szenario den Zuwächsen in kühl-feuchteren KF-Szenario unterlegen waren, bei insgesamt aber eher geringen absoluten Unterschieden.

## Eiche

*Modelleffekte:* Der Modelleffekt auf die laufenden jährlichen periodischen Gesamtzuwächse oder ausscheidenden Bestände (WEHAM versus BWI23) fiel im Vergleich milder aus als für anderen Baumarten und war meist nicht signifikant. Beim Blick auf die Dynamik der Bestandesparameter zeigten sich für Eiche (im Vergleich zu anderen Baumarten) ebenfalls eher moderate Modelleffekte mit tendenziell höheren Beobachtungswahrscheinlichkeiten von Bäumen mit mittleren BHDs und Höhen in WEHAM und gleichzeitig größeren Beobachtungswahrscheinlichkeiten von Beständen mit stärkeren Konkurrenzsituationen als in 4C. Die Modelleffekte sind für Einzelbäume dem optischen Eindruck nach geringer ausgeprägt als für andere Baumarten. Sie sind dennoch erkennbar und in einigen Fällen (wie der Bestandesdichte im Jahr 2082), oder im Fall des BHD-Zuwachses, auch gravierend.

*Klimaeffekte:* Auch die Klimaeffekte auf die laufenden jährlichen periodischen Gesamtzuwächse oder ausscheidenden Bestände der Eiche (BWI23 vs. WT- bzw. KF-Szenario) vielen im Vergleich milder aus im Vergleich zu den anderen Baumarten, und waren meist nicht signifikant. Wie auch für Fichte und Buche zeigt sich für Eiche ein tendenziell besseres Wachstum im KF-Szenario als im WT-Szenario.

Sichtbare Klimaeffekte treten für Bestandesstrukturen von Eiche erst im Jahr 2082 auf. Das KF-Szenario hat hier sichtbar größere Beobachtungswahrscheinlichkeiten für stärkere Konkurrenzsituationen, basierend auf sichtbar häufigeren Beobachtungswahrscheinlichkeiten von dicken und hohen Bäumen als das WT-Szenario; das BWI23-Szenario nimmt eine mittlere Position zwischen WT- und KF-Szenario ein.

Die Klimaeffekte auf Einzelbauebene werden gegen Ende des Jahrhunderts im Jahr 2082 erkennbar, insbesondere für das BHD- und Grundflächenwachstum. Es zeichnet sich ein stärkeres Wachstum im KF-Szenario ab im Vergleich zum nass-kalten CF-Szenario, oder zum warm-trocknen WT-Szenario.

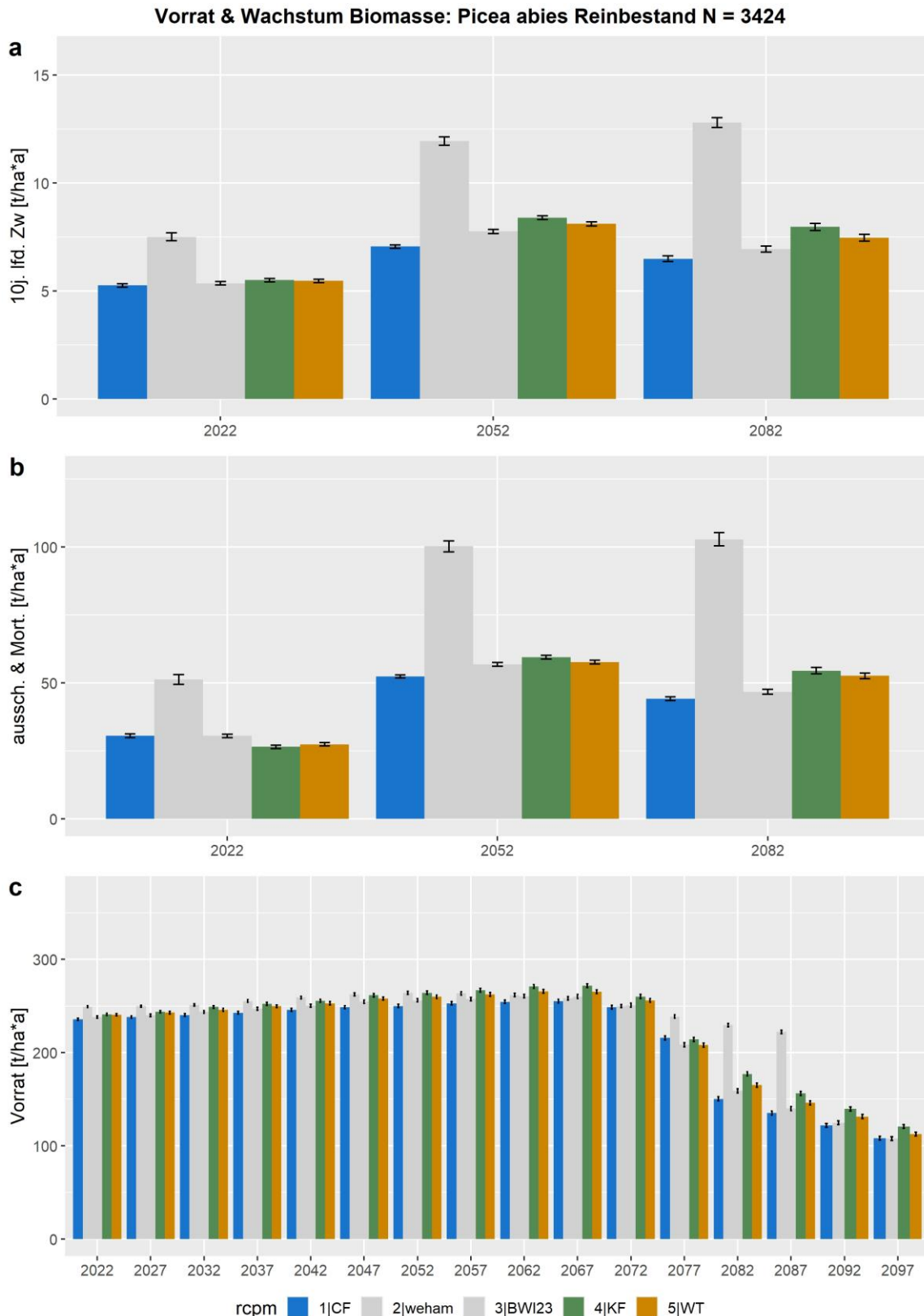


Abbildung 5: Beispielhafte Abbildung der Biomasse des laufenden jährlichen periodischen Zuwachses (a), des ausscheidenden Bestandes (b) und des stehenden Vorrates (c) für Fichte und für eine Auswahl bzw. die gesamte Bandbreite modellierter Jahre. Fehlerbalken stellen den Stichprobenfehler (Standarderror) dar. Die Klimaszenarien bzw. Modellidentifikation ist wie folgt: Der Modelleffekt ergibt sich aus dem Vergleich der Szenarien weham (= WEHAM ohne Klimasensitivität) und dem BWI23-Szenario (eine Projektion aus 4C, der ein künstlich generiertes Klima aus Daten des DWD für die BWI-Periode 2002 – 2012 zugrunde liegt). Der Klimaeffekt ergibt sich aus dem Vergleich der Szenarien CF, BWI23, KF und WT, die allesamt in 4C gerechnet wurden. Achtung: für WEHAM liegen für die Jahre 2092 und 2097 keine Daten vor.

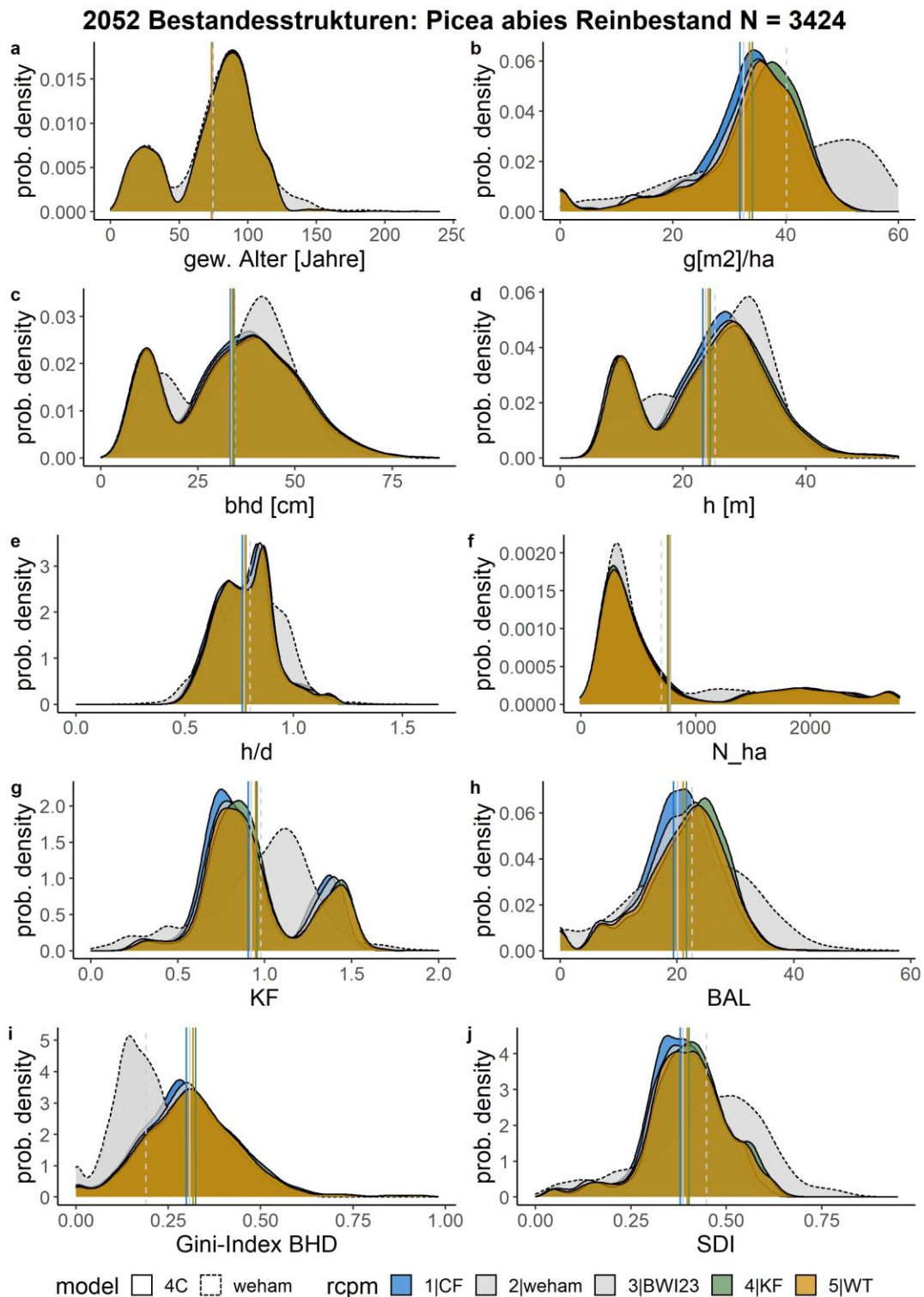


Abbildung 6: Beispielhafte Abbildung der Bestandesstrukturen für Fichte im Jahr 2052 mit Density-Plots für die verschiedenen Klimaszenarien und Modelle. CF = Counter Factual Vorindustrialisierung, BWI23 = 4C Projektion mit DWD-Daten der BWI-Periode 2002-2012, weham = WEHAM Basisszenario, KF = Kühl-feucht-Szenario ISIMIP, WT = Warm-trocken-Szenario ISIMIP. Vertikale Linien stellen Mittelwerte der Szenarien dar.



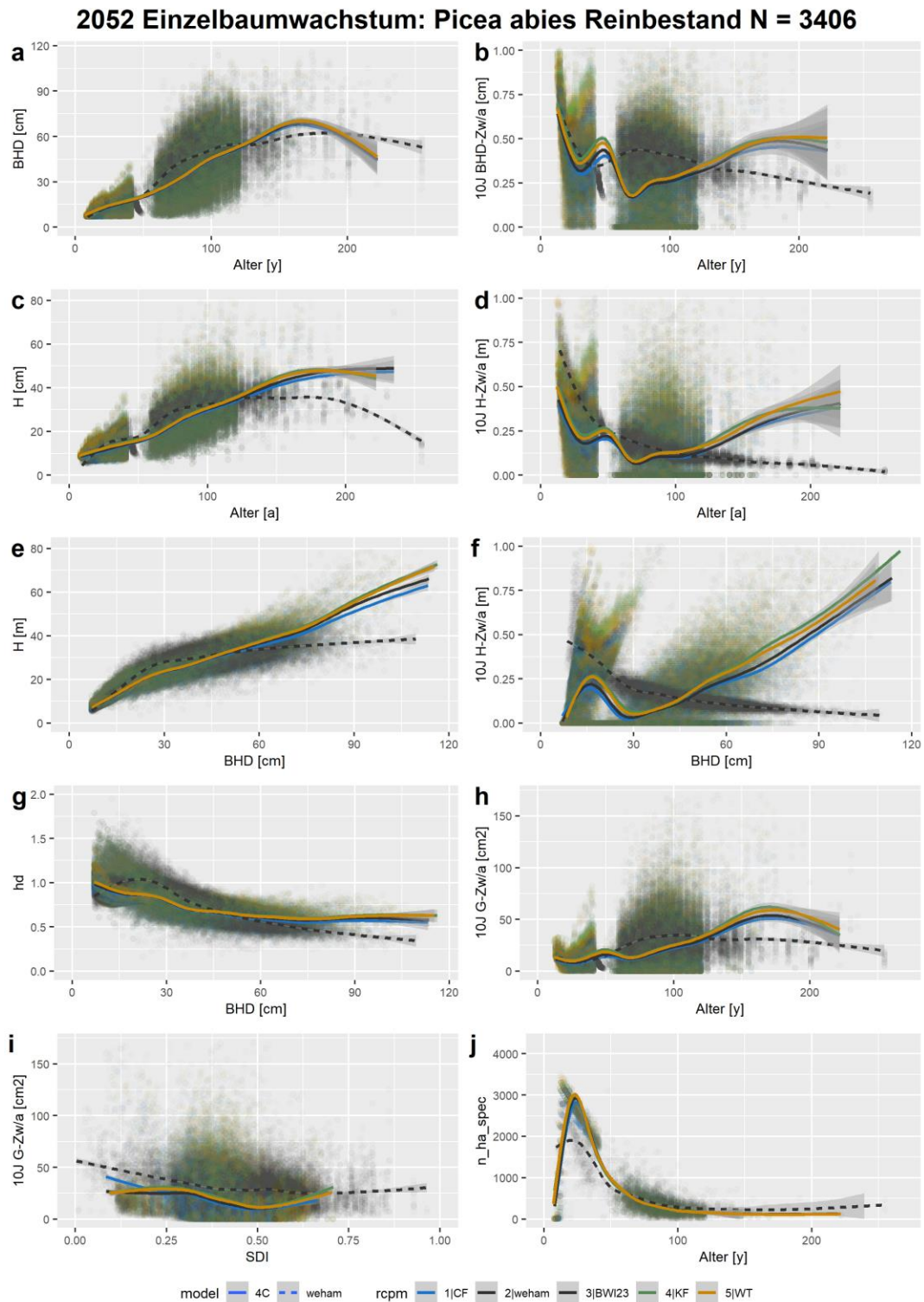


Abbildung 7: Beispielhafte Abbildung der Bestandesstrukturen für Fichte im Jahr 2052 mit Scatter-Plots und Ausgleichlinien und Konfidenzintervallen für die verschiedenen Klimaszenarien und Modelle. CF = Counter Factual Vorindustrialisierung, BW123 = 4C Projektion basierend auf DWD-Daten der BWI-Periode 2002-2012, weham = WEHAM Basis Szenario, KF = Kühl-feucht-Szenario, WT = Warm-trocken-Szenario. Vertikale Linien stellen Mittelwerte der Szenarien dar.



## Re-Parametrisierung der Wachstumsmodelle in WEHAM

Mit der Modellanpassung der nichtlinearen Sloboda Trendfunktion wurden für alle acht Baumarten<sup>1</sup> und sieben<sup>2</sup> Klimaszenarien prädiktive Bhd-Wachstumsmodelle erzeugt. Grundsätzlich konnte die Autokorrelation nicht bei allen Modellen vollständig eliminiert werden und die relative starre Modellform der Sloboda-Funktion konnte bei sehr kleinen Zuwächsen von  $< 0,2$  mm die Beobachtungen nur unzureichend abbilden (leichte Überschätzung). Die Vorhersagen auf dem Traktecken-Level des gemischten Modells waren dabei deutlich besser als auf dem Population-Level. Im Vergleich zu den BWI-basierten Modellen in WEHAM war aber auch die Vorhersage auf dem Population-Level nicht schlechter. Tatsächlich kann WEHAM die neuen hierarchischen Modelle aufgrund technischer Einschränkungen nur auf dem Population-Level nutzen, da eine entsprechende Schnittstelle zur Übergabe der Trakteckeninformation fehlt. Auf die Darstellung weiterer technisch-statistischer Ergebnisse der Regressionen wird an dieser Stelle verzichtet und auf die Wachstumsverläufe der Baumarten und im Vergleich der Klimaszenarien fokussiert. Statistische Kennziffern wie RMSE, BIAS und MAE geben Tabelle 1 für Nadelhölzer und Tabelle 2 für Laubhölzer.

### Absolute Modelle

Die Ergebnisse der verschiedenen 4C-Simulationen, übersetzt in Sloboda-Trendfunktionen, liefern für die einzelnen Baumarten jeweils relativ ähnliche Kurvenverläufe (vgl. Abbildung 8), die sich aber von den Sloboda-Funktionen, die aus BWI-Daten abgeleitet wurden, für einige Baumarten deutlich unterscheiden. Markant ist der viel stärkere Anstieg des Bhd im jungen Alter ( $< 20$  Jahre; alle Baumarten außer Weißtanne), der sogar zu einem (unplausibel) hohen BHD im jüngsten Alter führen kann (vgl. Eiche, Buche und im Extremfall Robinie). Während die BWI-Funktionen mit dem Alter sinkende Zuwächse zeigen (außer Weißtanne und Douglasie), suggerieren die auf 4C-basierenden Sloboda-Funktionen zumindest für Buche und Eiche, aber auch für Fichte, zum Teil auch bei Kiefer weiter hohe bis sehr hohe Zuwächse.

Insgesamt bleiben junge Bäume (im Alter 20 in die Sloboda-Funktion eingehängt) nach diesen Funktionen deutlich in ihrer Bhd-Entwicklung hinter den Erwartungen laut BWI zurück. Bäume, die mit höherem Alter in die Funktion eingehängt werden (nicht gezeigt), zeigen weniger Divergenz zur BWI-Sloboda-Funktion (Fichte, Kiefer). Die Douglasie erreicht nach diesen Simulationen das BWI-Sloboda-BHD-Wachstum nicht, Buche und Eiche wachsen demgegenüber sogar stärker.

Die Ergebnisse der Nadelhölzer (Weißtanne mit Einschränkung) aber auch Buche, Eiche und Birke (mit Einschränkung auch Robinie) zeigen deutlich eine Abhängigkeit vom Klimaszenario insbesondere bei starken, dominanten Bäumen (starke BHDs bei gegebenem Alter). Unterständige Bäume (schwache BHDs bei gegebenem Alter) zeigen wenig Sensitivität gegenüber dem Klimaszenario. Wird der Bhd-Verlauf von jungen, dominanten Bäumen betrachtet (Einhängung im Alter 20, starke BHDs, vgl. Abbildung 8 für Nadelhölzer und Abbildung 9 für Laubhölzer) so zeigt sich für die meisten Baumarten eine ähnliche Abfolge der verschiedenen Klimaszenarien.

Der geringste Durchmesserzuwachs zeigt bei allen Baumarten das konterfaktische Szenario (außer Buche, dort stärkster Zuwachs bei konterfaktischem Szenario, dies ändert sich später in den geringsten Zuwachs), gefolgt vom Modell der Klimaperiode 2002-2012 (außer bei Douglasie, dort folgt zuerst das RCP85-IPSL). An dritter Stelle steht bei allen Baumarten (außer Robinie und Douglasie) das RCP85-IPSL

---

<sup>1</sup> Weißtanne in 4C noch nicht final implementiert

<sup>2</sup> Fünf CMIP6-Szenarien sowie ein counter-factual Szenario (ohne Klimawandel) sowie eine Fortschreibung des Klimas der Periode 2002-2012

(feucht-warm). Dieses Szenario ist für den Zeitraum 2013 bis 2052 gekennzeichnet durch deutliche Temperaturerhöhung bei gleichzeitiger Reduktion der Niederschläge. Bei der Robinie zeigt dieses Szenario den zweitstärksten Zuwachs. Bei Buche und Birke steigen die Zuwächse geradezu idealtypisch mit klimatisch sich weniger stark ändernden Szenarien, d. h. höchste Zuwächse bei den RCP26-Szenarien (GFDL vor MRI) vor RCP45-IPSL und RCP85 (UKESM vor IPSL). Die Reihenfolge der Szenarien weicht bei den anderen Baumarten davon nur geringfügig ab: bei Fichte und Kiefer rutscht das RCP85-UKESM (warm-trocken) zwischen die beiden RCP26, bei Douglasie und Eiche zwischen das RCP45 und die beiden RCP26. Bei Robinie werden die höchsten Zuwächse bei den RCP85 erreicht, das RCP45 zeigt leicht schlechtere Werte als die RCP26. Insgesamt bleiben die Unterschiede zwischen den verschiedenen RCP eher gering und wirken hauptsächlich auf die dominanten Individuen.

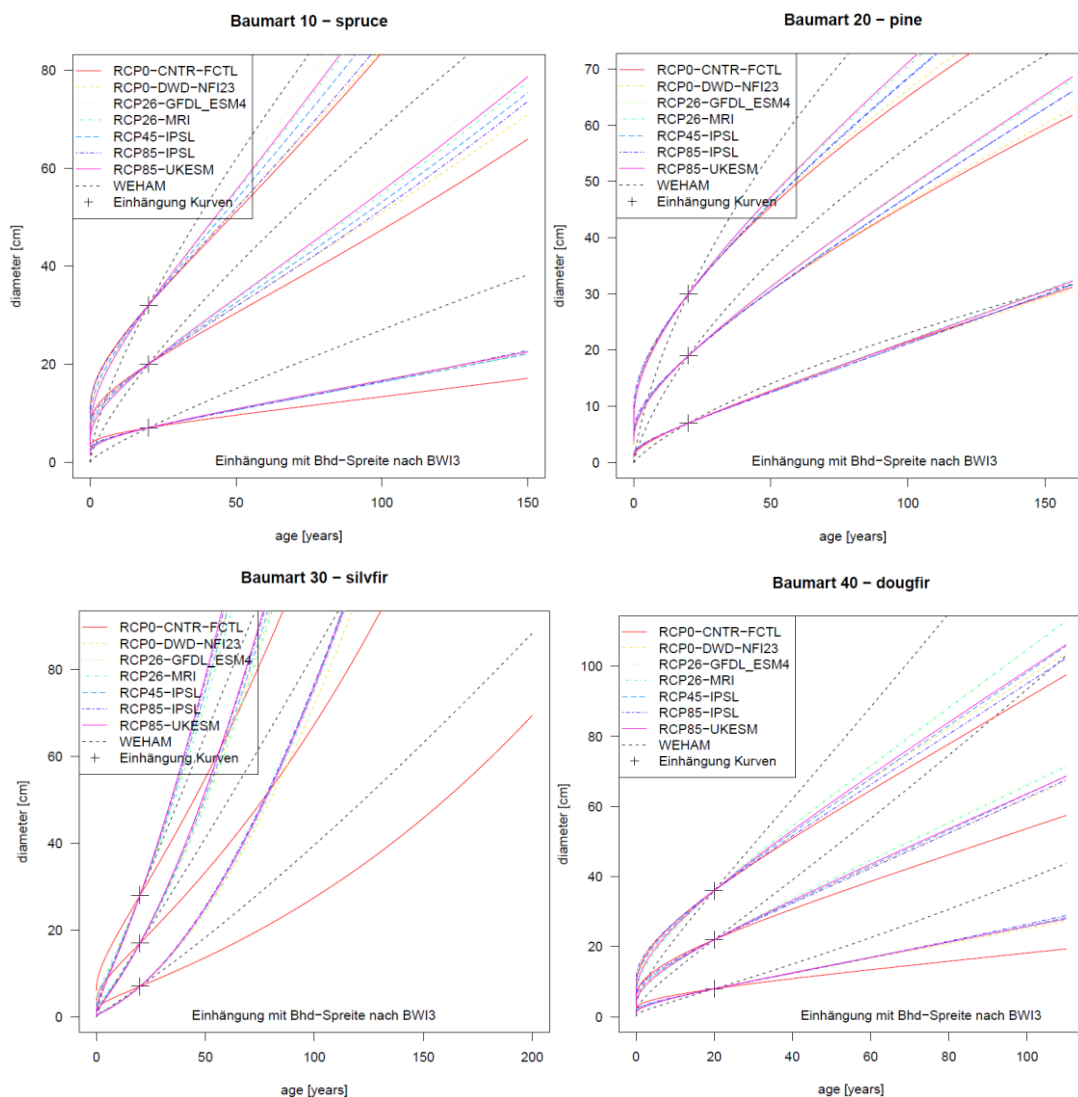


Abbildung 8: Bhd-Wachstumsverläufe wie durch den Modellierungsprozess, d. h. 4C-Simulation, virtuelle BWI und Anpassung einer Sloboda-Trendfunktion, abgeleitet im Vergleich der verschiedenen Klimaszenarien. Neben den fünf Klimaszenarien (RCP26 / RCP45 / RCP85) sind auch Wachstumsverläufe auf Basis einer kontrafaktischen Klimaprognose („CNTR-FCTL“) einer konstanten Klimafortschreibung entsprechend der BWI23-Periode („DWD-NFI23“), sowie der aus BWI-Daten abgeleitete und in WEHAM implementierte Verlauf („WEHAM“) dargestellt. Die jeweils drei Kurvenscharen sind im Alter 20 eingehängt entsprechend der BHD-Spreite der BWI 3 der jeweiligen Baumart.



Abbildung 9: Fortsetzung von Abbildung 8 für die Baumarten Buche, Eiche, Robinie und Birke.

Die Analyse der Eingangsdaten aus 4C für die Sloboda-Modellanpassung sowie die Auswertung der entwickelten Sloboda-Modelle zeigen, dass sich die Zuwachsverläufe nach BHD- und Altersklassen von den Ergebnissen der BWI 3 teilweise deutlich unterscheiden.

Exemplarisch hier dargestellt sind die Ergebnisse des 4C-Szenario RCP26-GFDL-ESM4, da dieses Szenario zuerst vorlag und zudem die klimatisch-geringsten Unterschiede zur BWI-Periode aufzeigen sollte. Vorab sei darauf hingewiesen, dass sich zwar die betrachteten Zeiträume unterscheiden (BWI: 2002 bis 2012, 4C: 2013 bis 2052) und Effekte der Waldentwicklung und des Klimawandels nicht ausgeschlossen werden können. Aber auch ein Vergleich mit WEHAM (2013 bis 2052) zeigt die gleichen, deutlichen Effekte, die eher auf einen strukturellen Unterschied der Modelle als auf Effekte des Klimawandels deuten. Dies wurde teilweise bereits in der vorangeschalteten explorativen Datenanalyse deutlich.

Allgemein kann festgehalten werden, dass bei den meisten Baumarten hohe Zuwächse in 4C insbesondere bei dominanten, alten Individuen auftreten (Abbildung 10). Dies ist eine bekannte Eigenschaft von 4C, da eine Altersseneszenz nicht implementiert ist. Demgegenüber stehen die gemessenen BHD-Zuwächse der BWI 2012, die die höchsten Zuwächse bei den „jungen, wuchsstarken“ Altersklassen

verorten. Mit Kenntnis dieser Eigenschaft, lässt sich der Verlauf der Sloboda-Funktionen besser verstehen.

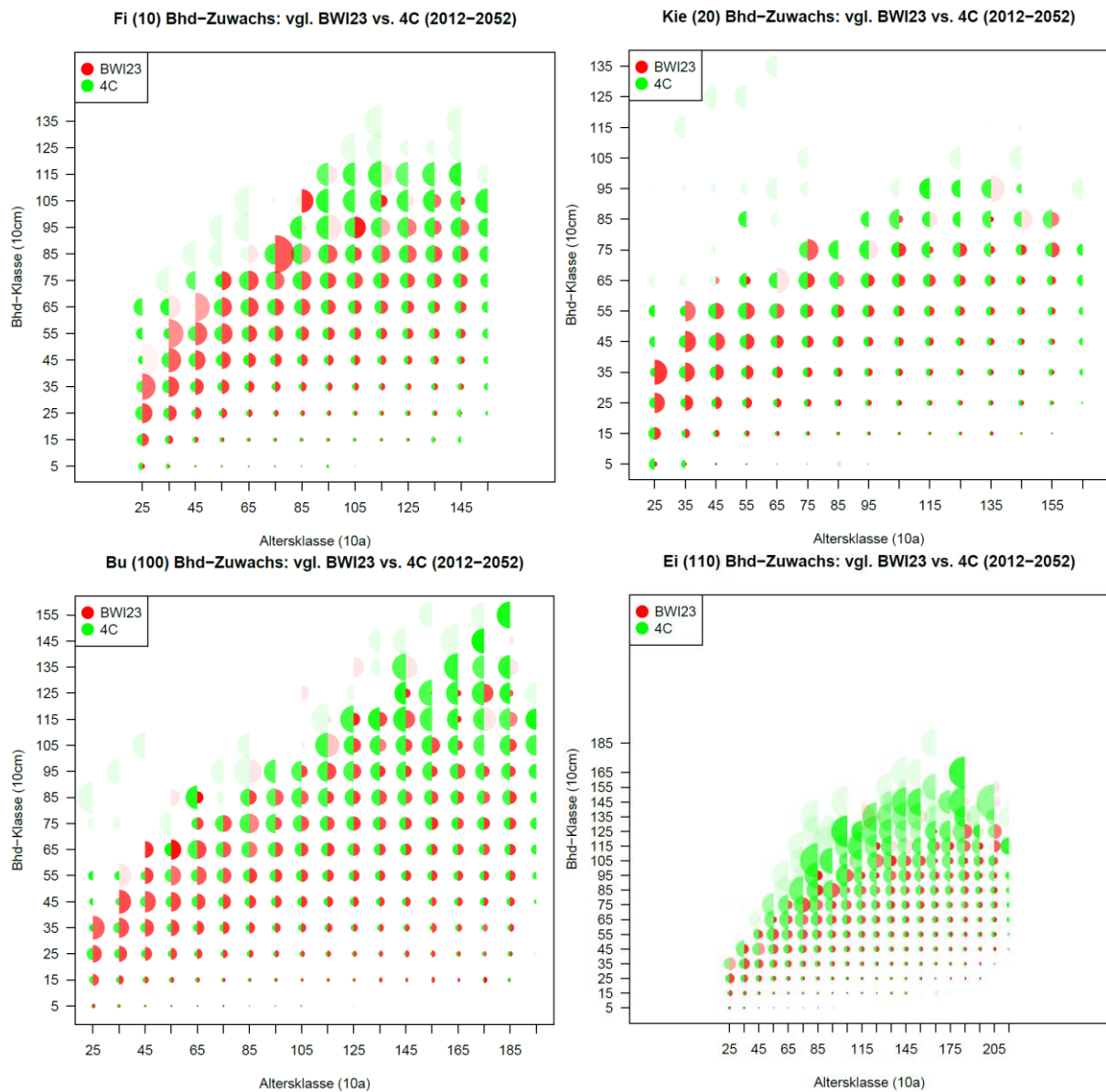


Abbildung 10: Vergleich der BHD-Zuwächse für BHD- und Altersklassen der Baumarten Fichte (oben links), Kiefer (oben rechts), Buche (unten links) und Eiche (unten rechts) zwischen der BWI 2012 und Simulationen mit 4C (RCP26-GFDL-ESM4). Die BHD-Zuwächse sind als Radius der Halbkreise codiert. Die Farbintensität gibt die Standardabweichung der jeweiligen BHD-Alter-Klasse wieder (je transparenter desto unsicherer).

Bei Fichte zeigt sich ein deutlicher Unterschied zwischen Bäumen bis ca. Alter 70 (korreliert mit BHD kleiner 80 cm) und Bäumen mit BHD größer 90 cm (korreliert mit Alter größer 90): die BWI 2012 Daten zeigen für die jüngeren Bäume einen deutlich höheren BHD-Zuwachs und demgegenüber geringere BHD-Zuwächse bei den starken, älteren Bäumen, die in 4C die höchsten BHD-Zuwächse zeigen. Für Bäume außerhalb dieser Klassen sind die Zuwächse zwischen Beobachtung und Modellierung vergleichbar. Hinzugefügt werden muss zudem, dass die 4C-Simulationen mehr starke Bäume ungenutzt lassen als in der BWI beobachtet werden kann.

Die Zuwachsverteilung bei der Baumart Kiefer ist vergleichbar zur Baumart Fichte, allerdings weniger stark unterschiedlich zwischen BWI 2012 und der 4C-Simulation. Bei der Weißtanne sind die Zuwächse in 4C über alle BHD-Alters-Klassen höher als beobachtet. Als einzige Baumart zeigt die Douglasie ähnliche Zuwächse bei starken Bäumen zwischen beiden Datenquellen, allerdings eine Unterschätzung

junger Bäume durch 4C. Buche und Eiche (vgl. Abbildung 10, unten) zeigen wiederum massive Abweichung und sehr hohe Zuwächse bei starken Bäumen.

Letztendlich unterscheidet sich der Kurvenverlauf der Sloboda-Funktionen der 4C-Simulationen (im Extremfall konkav, Buche) von denen der BWI 2012 (im Zeitverlauf eher konvex). Diese Erkenntnisse legen nahe, den Fokus stärker auf das durch 4C bereitgestellte, klimabedingte Wachstumssignal zu richten. Das Ergebnis dieses zweiten Ansatzes hat die „*relativen Modelle*“ hervorgebracht.

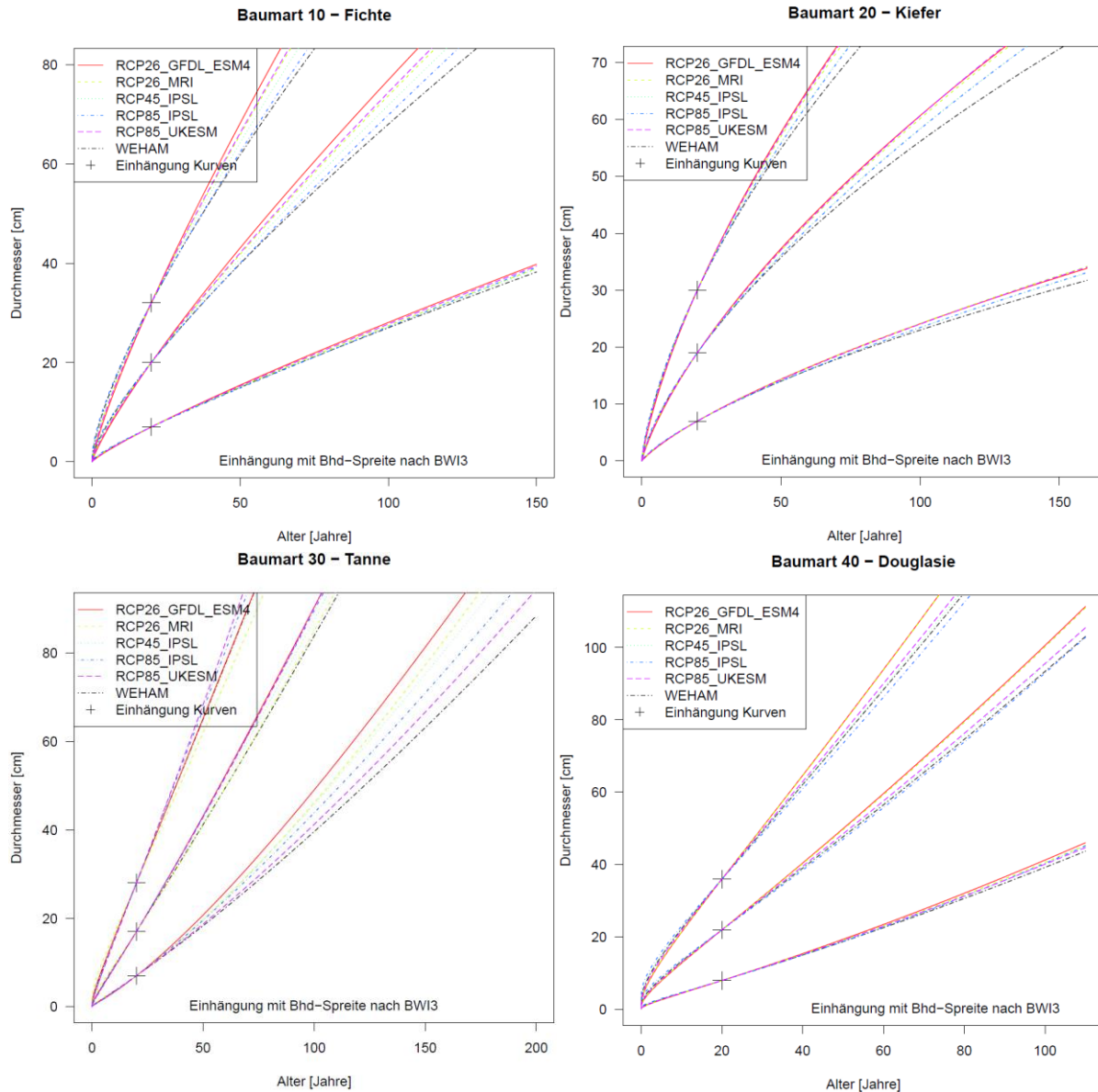


Abbildung 11: Bhd-Wachstumsverläufe der „*relativen Modelle*“. Dazu wurde dem aus der BWI 2012 abgeleiteten Wachstumsverlauf der Quotient aus einem RCP-basierten, klimasensitiven 4C-Lauf im Verhältnis zu einem 4C-Lauf mit „*BWI-Klima*“ (Periode 2002 bis 2012) hinzugerechnet (vgl. Gleichung (5)). Damit wird der empirische Verlauf der BHD-Altersbeziehung nur um die Änderung aufgrund des Klimasignals angepasst. Die jeweils drei Kurvenscharen sind im Alter 20 eingehängt entsprechend der Bhd-Spreite der BWI 2012 der jeweiligen Baumart.

### Relative Modelle

Die „*relativen Modelle*“ enthalten sowohl die empirische Information der BWI 2012 als auch das klimabedingte Wachstumssignal aus 4C. Beide Datenquellen zusammen liefern folglich eine nach Klimaszenario differenzierte und vom Funktionsverlauf empirisch abgesicherte Schätzung des zukünftigen BHD-Verlaufs, differenziert nach fünf verschiedenen Klimaprojektionen. Die Reihenfolge, d. h. die

Höhe des BHD-Wachstums bei einem Alter, zwischen den fünf Klimaszenarien der „*absoluten Modelle*“ bleiben dabei erhalten, sodass sich die Ergebnisse qualitativ nicht von den „*absoluten Modellen*“ unterscheiden (vgl. Abbildung 11 für Nadelhölzer und Abbildung 12 für Laubhölzer). Das Baumwachstum kann sich in wenigen Jahrzehnten (z. B. Einhängung im Alter 20, Beobachtung im Alter 50) um mehrere Zentimeter von der erwarteten BWI-Kurve unterscheiden. Im Alter 100 können bis zu 10 cm mehr Bhd erreicht werden. In seltenen Fällen fällt das Bhd-Wachstum für die Zukunft unter die Erwartung laut BWI-Funktion zurück (Douglasie RCP85-IPSL; Eiche alle RCPs bei unterständigen Bäumen).

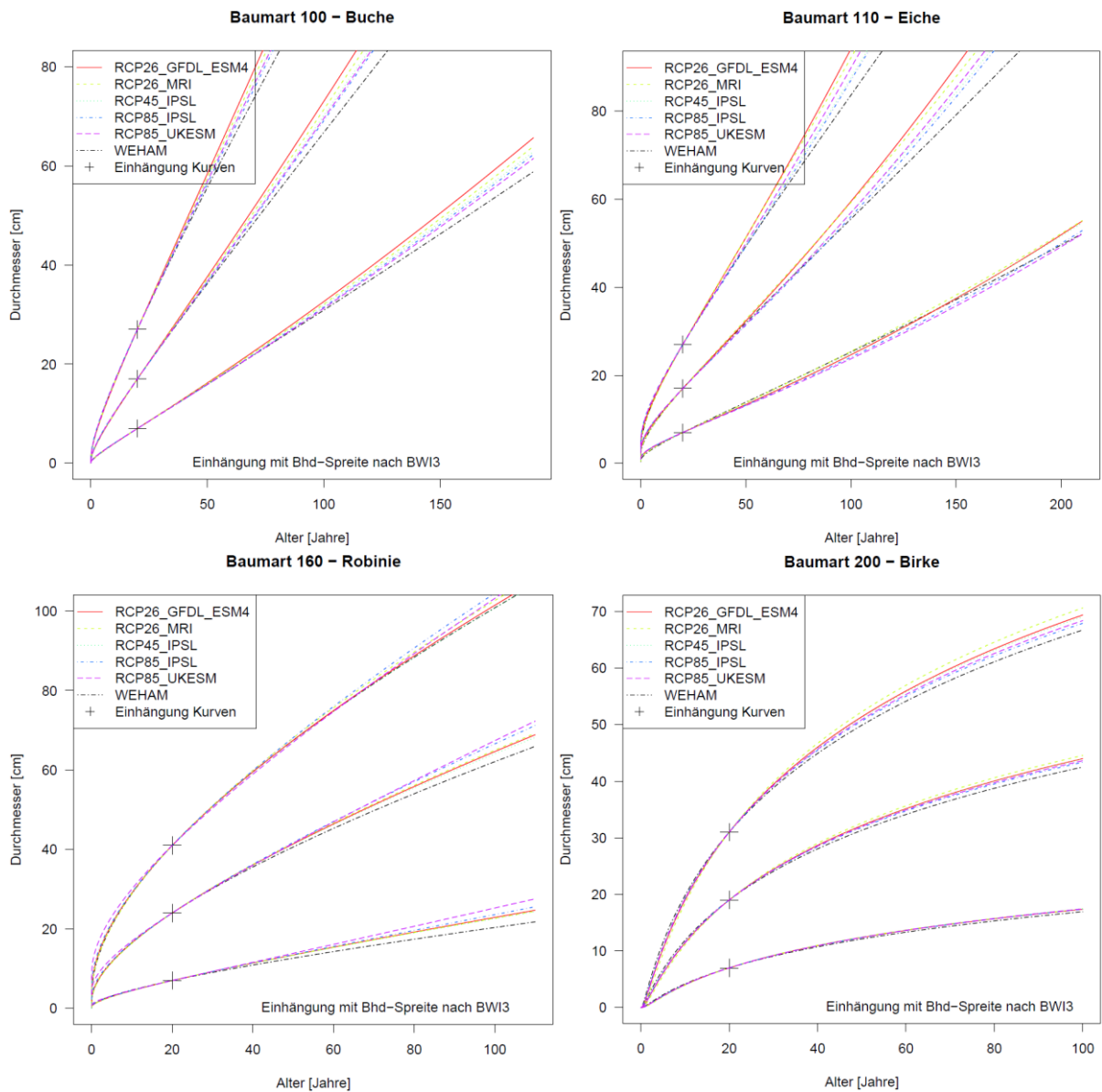


Abbildung 12: Fortsetzung von Abbildung 11 für die Baumarten Buche, Eiche, Robinie und Birke.

## Diskussion

Gewöhnlich beruht die Klimasensitivität von empirischen Waldwachstumsmodellen auf tatsächlich gemessenen Daten einer Vielzahl standörtlicher und klimatologisch differenzierter Standorte (NOTHDURFT 2013, SCHMIDT 2020). Der Vorteil dieses Ansatzes sind aus aktueller Sicht belastbare Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren und Wachstum. Ein Nachteil ist, dass diese Daten trotz allem eine retro-



spektive Sicht reproduzieren. Methodisch solle in diesem Beitrag ein alternativer Ansatz gewählt werden, nachdem frühere Bemühungen um mehr Klimasensitivität in WEHAM (Projekt WP-KS-KW) bisher nicht zufrieden stellten. Der nun gewählte Ansatz nutzt klimasensitive Projektionen des ökophysiologischen Modells 4C als pseudoempirische Eingangsdaten für die Re-Parametrisierung der BHD-Wachstumsfunktion in WEHAM. Die Verwendung von pseudo-empirischen Daten aus einem ökophysiologischen Wachstumsmodell wie 4C wird hier als eine zusätzliche methodische Möglichkeit verstanden, das Baumwachstum in WEHAM klimasensitiv zu schätzen. Vorteile der Arbeit mit pseudo-empirischen Daten ist unter anderem die Verfügbarkeit einer Vielzahl von Daten für verschiedene Klimaszenarien „*der Zukunft*“ in jeder benötigten zeitlichen und räumlichen Auflösung. Nachteile sind unter anderem die Unsicherheiten hinsichtlich der Belastbarkeit dieser Daten, u. a. die zukünftigen ökologischen physiologischen Prozesse akkurat bzw. verlässlich abzubilden.

Die Klimasensitivität in WEHAM sollte zunächst nur durch eine „*einfache*“ Re-Parametrisierung der bisher existenten Wachstumsfunktionsformen in WEHAM, und damit lediglich durch eine Neuanpassung der darin enthaltenen Funktionsparameter, umgesetzt werden. Da die aktuellen Wachstumsfunktionen von WEHAM keine Klimaparameter enthalten, handelt es sich in diesem ersten Schritt um eine einfache Anpassung der bestehenden Funktionsform an verschiedene Klimaszenarien. Dieser erste Schritt war im KNOW-Projekt gewollt, da er eine direkte Verwendung der KNOW-Projektergebnisse für die WEHAM-Projektionen in der Verwaltung am Thünen-Institut ermöglichen und ohne Eingriffe in den WEHAM Quellcode auskommen würde.

Eine Grundannahme zu Beginn des Projektes für die Arbeiten mit WEHAM und 4C war darüber hinaus, dass beide Modelle ausreichend vergleichbare Projektionen für die Waldentwicklung abgeben, sodass die Projektionen von 4C auch tatsächlich plausibel auf WEHAM übertragbar sind. Eine weitere Frage, die die Arbeit mit den pseudo-empirischen Daten stets begleitete war, ob derartige Daten aus 4C tatsächlich geeignet sind bzw. nutzbar sind, um WEHAM klimasensitiv zu machen.

### Explorative Datenanalyse

Die explorative Datenanalyse in isolierten Reinbeständen ohne Einwuchs und Durchforstung zeigte, dass bei der Suche nach systematischen Unterschieden zwischen 4C und WEHAM im „*Wachstumsmodul*“ beider Modelle durchaus Unterschiede besonders bei den Schätzungen von Baumhöhen und am meisten bei der Schätzung von Biomassen zu identifizieren sind.

In Anbetracht der Tatsache, dass das Baumwachstum in 4C ausgehend von der Globalstrahlung via Photosynthese und Pipe-Model-Theorie geschätzt wird, während es in WEHAM das Ergebnis einer Fortschreibung empirischer Messdaten mit Biomassefunktionen repräsentiert, sind die identifizierten Unterschiede erstaunlich gering. Allerdings wurde hier nur eine zehnjährige Periode betrachtet, für deren Ende auch tatsächliche Messwerte der BWI vorlagen. Die Unterschiede würden mit der Länge der Projektionszeit jedoch anwachsen, wodurch bei einer gewöhnlichen Projektionszeit von 40 Jahren und mehr doch mit erheblichen Modelleffekten zu rechnen ist.

Darüber hinaus ist die Schätzung des Einzelbaumwachstums nur eines vieler Module in WEHAM und 4C, zu denen des Weiteren Durchforstungen, Bewirtschaftungen, Verjüngung und Mortalität etc. gehören. In WEHAM nehmen diese Module keinen Einfluss auf das Wachstum einzelner Bäume, wohl aber auf die Produktivität der Bestände. In 4C wird das Einzelbaumwachstums außerdem über die in den genannten Modulen verursachten Veränderungen der Ressourcenverfügbarkeit bzw. Konkurrenz gesteuert. D. h. die identifizierten Ähnlichkeiten bzw. Unterschiede im Einzelbaumwachstum in Be-

ständen, die ohne Einwuchs und ohne ausscheidende Bäume betrachtet wurden, sind nur für das isolierte Einzelbaumwachstum gültig. Obwohl dies das Hauptziel des KNOW-Projektes ist – in Form der Re-Parametrisierung der Sloboda-Wachstumsfunktionen in WEHAM – ist diese Analyse dennoch eingeschränkt in ihrer Aussagekraft. Dies liegt an der Kürze der betrachteten Periode.

Bei Betrachtung des Einzelbaumwachstums in der Periode 2012 – 2099, die zwar anders als die Analysen der Periode 2002 – 2012 unter dem Einfluss von Konkurrenzregulierungen z. B. durch Mortalität oder Durchforstungen stand, wurde der Vergleich von WEHAM und 4C um eine wichtige Erkenntnis zum Einzelbaumwachstum erweitert. Hier zeigte sich, dass Bäume in 4C (i) sowohl schrumpfen (Daten nicht gezeigt) als auch (ii) ein unbegrenztes Wachstum selbst im hohen Alter ohne den Einfluss von Seneszenz erfahren.

Die Erkenntnis über die fehlende Altersseneszenz wurde besonders bei der Betrachtung der Projektionen 2012-2099 (BHD-, H- und Grundflächenwachstum) am Einzelbaum deutlich. In Folge ergaben sich deutlich unterschiedliche Muster für den Zuwachs von BHD, H und Grundflächen im Vergleich zwischen 4C und WEHAM. Da diese Zuwachsmuster prinzipiell zentrale Aspekte jeder Waldwachstumsprognose sind, ist hier besondere Vorsicht bei der pauschalen Übertragung der Prognoseergebnisse von 4C in WEHAM geboten. Während Alterung und Tod, also Seneszenz, gewiss ist, weisen diese Daten auf die generelle Frage hin, ob die Annahmen und Modelle insbesondere über die Alterungsrate und -zeit in Waldbäumen allgemein gültig oder ein Artefakt von bewirtschafteten Wäldern und unvollständiger Datenlage sind (PRETZSCH et al. 2020, SIIPILEHTO et al. 2021).

Wenngleich sich diese Trends mit schrumpfenden Bäumen und fehlender Seneszenz im Modellrahmen von 4C auf Bestandesebene ausmitteln mögen, so sind beide Aspekte für die Re-Parametrisierung Sloboda-Wachstumsfunktion in WEHAM als problematisch anzusehen (BÖSCH 2012). Die Funktion unterstellt einen relativ steifen, biologisch begründeten und generalisierten Verlauf des Wachstums einzelner Bäume. Schrumpfen oder endloses Wachstum im Alter sind darin nicht enthalten. Dies könnte je nach Anteil solcher Baumindividuen in 4C mehr oder weniger unplausible Modellanpassungen verursachen.

Weitet man die Betrachtungen auf die Bestandesebene aus, so zeigte die explorative Datenanalyse der Projektionen bis zum Jahr 2099 mit WEHAM und 4C, dass häufig beachtliche Differenzen zwischen den Projektionsergebnissen von WEHAM und 4C erkennbar waren.

Es fallen insbesondere die tendenziell sehr viel höheren ausscheidenden Biomassen und Volumina in Beständen WEHAM im Vergleich zu 4C auf. Ohne die genauen Ursachen dafür identifizieren zu können liegen mögliche Gründe z. B. in den noch nicht vollständig in 4C implementierten WEHAM-Durchforstungsroutinen. Zielstärkendurchforstung konnten im Rahmen des Projektes zum Beispiel noch nicht in 4C berücksichtigt werden. Implementiert wurden lediglich Grundflächenleitkurven für die Entnahme von Stämmen sowie maximale Umtriebszeiten zur Initialisierung der Endnutzungen. Daraus könnte sich zum Beispiel eine geringere Nutzung in 4C im Vergleich zu WEHAM ergeben. Zusätzlich ist bekannt, dass in 4C das Wachstum in den unteren Bestandesschichten unterschätzt wird, weshalb es hier zu weniger Durchforstungen kommt, da die Grundflächenleitkurve nicht überschritten wird. Weiterhin konnte im KNOW-Projekt (genauer in 4C) die Ausscheidung von Mortalität und Nutzung nicht getrennt werden, während Mortalität in WEHAM und 4C gänzlich unterschiedlich (und in beiden Fällen nur ansatzweise) abgebildet wird. Eine genaue Identifizierung der stark unterschiedlichen Massen ausscheidender Bestände zwischen den Modellen ist deshalb aktuell nicht möglich.



Weiter fällt eine Tendenz zu dünneren Bäumen mit größerem H/D Verhältnis in 4C im Vergleich zu WEHAM auf, besonders für Fichte, Kiefer und Buche. Dies erinnert an die völlig unterschiedliche Herleitung der Baumdimensionen bzw. Allometrien (BHD, Höhe, H/D, Kronenansatz, Holzkompartimentaufteilung) in WEHAM und 4C als mögliche Ursache. Baumdimensionen bzw. Allometrien in WEHAM sind aus empirischen Erhebungen abgeleitet und über parametrische Modelle geschätzt. Sie bilden den Zustand von heutigen bewirtschafteten Wäldern in der BWI damit relativ robust ab. 4C nutzt im Gegensatz zu WEHAM die Globalstrahlung als Ausgangsgröße, die via Photosyntheseleistung und Nettoprimärproduktion zu einer Biomasseproduktion führt, für die wiederum die entsprechend passenden Baumdimensionen abgeleitet werden. Diese Ableitung erfolgt über die Pipe-Model-Theorie (MÄKELÄ 1986), was auch der Ursprung für abweichende Baumallometrien zwischen WEHAM und 4C sein kann. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass in den Parametern zur Schätzung von BHD, Höhe, Kronenansatz etc. in 4C ein möglicher Schlüssel zur Optimierung der 4C Projektionen für die BWI liegt.

Ebenfalls fällt in WEHAM eine (leichte) Tendenz zu mehr Beständen / größeren Beobachtungswahrscheinlichkeiten von Beständen mit mittleren und größeren Bestandesdichten im Vergleich zu 4C auf. Dies ist eventuell in direktem Zusammenhang mit den in 4C noch unvollständig implementierten WEHAM-Durchforstungsmodulen und ebenfalls noch abweichenden Bestandesbegründungen nach Endnutzungen zu sehen.

Da in 4C Durchforstungseffekte und Verjüngung Veränderungen in der Konkurrenzsituation bedeuten und sich damit auch auf das Wachstum einzelner Bäume auswirken, wurde ersichtlich, dass die Daten aus 4C nur dann direkt für die Arbeit in WEHAM genutzt werden können, wenn die Module Durchforstung, Verjüngung und Mortalität gleichlaufend implementiert würden. Da dies im Rahmen so nie möglich sein wird, ist von einer direkt auf 4C Ergebnissen basierenden Re-Parametrisierung der Wachstumsfunktion in WEHAM abzuraten.

Klimaeffekte konnten ebenfalls in den meisten Analysen der explorativen Datenanalyse identifiziert werden. 4C zeichnete hierfür ein differenziertes Bild nach Baumarten. Klimaeffekte waren häufig bereits ab dem Jahr 2022 sichtbar, aber erst gegen Ende des Jahrhunderts deutlich. Im Vergleich zu den beobachteten Modelleffekten waren die Klimaeffekte meist vernachlässigbar. Absolut bewegten sie sich allerdings über alle Baumarten hinweg zwischen ca. 2% bis 30 % laufender periodischer jährlicher Gesamtwuchs oder ausscheidende Vorräte. Auf die Fläche Deutschlands hochgerechnet ist dies beachtlich und sollte unbedingt auf die Wachstumsfunktionen in WEHAM übertragen werden. 4C zeigte dabei für Fichte ein bevorteiltes Wachstum im KF-Szenario gegenüber dem WT- oder BWI23-Szenarien. Kiefernbestände zeigten im KF-Szenario (und nur wenig geringer auch im WT-Szenario) die größten laufenden periodischen jährlichen Gesamtwüchse, während Einzelbäume im WT-Szenario besser wuchsen. Auch Buche wuchs im KF-Szenario sichtbar besser als im WT-Szenario. Für Eiche bildete 4C die geringsten Reaktionen auf Klimaveränderungen ab; auch hier war tendenziell besseres Wachstum im KF-Szenario als im WT-Szenario zu erkennen.

Folgt man den Argumenten aus anderen Publikationen in Verbindung mit 4C könnte dies auf eine generelle Wachstumsförderung hindeuten, solange Niederschlag keine Limitierung darstellt (GUTSCH et al. 2016). Dies gilt allerdings nur unter Ausschluss von Mortalität z. B. durch Trockenheit und/oder Insektenbefall, denn diese sind weder in 4C noch in WEHAM berücksichtigt. Aus den Erfahrungen der vergangenen Jahre ist allerdings zu schlussfolgern, dass es genau diese Faktoren sind, die das Wachstum der Wälder in größerem Maße beeinflussen werden, als es die klimatisch bedingten reinen Zuwachsänderungen andeuten. Die Ergebnisse deuten also darauf hin, dass wachstumssteigernde Ef-

Effekte wie längere Vegetationszeit, CO<sub>2</sub> Düngungseffekte (z. B. durch gesteigerte Wassernutzungseffizienz) und höhere Photosyntheseleistung durchaus in 4C abgebildet werden können. Die sich daraus resultierenden Konkurrenzeffekte bzw. Änderungen auf Bestandesebene, oder während Durchforstungen, dagegen eher nicht. Die Abbildung negativ wirkender Effekte wie Wasserstress oder Vitalitätseinbußen und damit zusammenhängende Mortalität bleiben weiterhin stark unterrepräsentiert / nicht abgebildet und konnten deshalb bisher auch nicht in WEHAM übertragen werden.

Als abschließende Empfehlung der explorativen Datenanalyse schien es vor dem Hintergrund dieser Erkenntnisse nicht empfehlenswert, die Wachstumsfunktionen in WEHAM direkt auf Basis der pseudoempirischen Daten aus 4C neu zu parametrisieren. Entgegen der eingänglichen Annahmen, dass sich beide Modelle vergleichbar verhalten, drifteten die Projektionsergebnisse von WEHAM (aktueller Stand) und 4C oft zu stark auseinander, insbesondere bei längeren Projektionsperioden. Detaillierte Gründe dafür konnten teilweise identifiziert werden. Beispiele sind insbesondere die Phänomene schrumpfender Bäume in 4C, und die fehlende Seneszenz des BHD-Wachstums, was bei der Re-Parametrisierung der Sloboda-BHD-Wachstumsfunktion in WEHAM Probleme verursachen könnte. Weitere systematische Unterschiede mit Auswirkung auf die Projektionsergebnisse waren in den Durchforstungs- und Mortalitätsmodulen zu finden, und sind deshalb „*systemübergreifend*“. Nichtsdestotrotz bildete 4C interessante und relevante Klimateffekte auf das Baumwachstum ab. Konstruktiver und relevanter erschien deshalb vor allem die Frage WIE genau das Klimasignal bzw. die standortssensitiven Projektionen aus dem ökophysiologischen Waldwachstumsmodell 4C für die Arbeit mit und die Re-Parametrisierung von WEHAM genutzt werden können. Letzteres war, wie eingangs beschrieben, in der aktuellen Version nicht klimasensitiv, was im Umkehrschluss bedeutet, dass die r aktuellen WEHAM-Projektionen zum Holzaufkommen bzw. der Kohlenstoffspeicher, -senken oder -quellen im Wald wenig belastbar erscheint (ZELL 2008, HAENEL et al. 2020).

### Re-Parametrisierung der Wachstumsfunktionen in WEHAM

Für die Modellierung des BHD-Wachstums wurden Daten aus einem ökophysiologischen Wachstumsmodell genutzt um damit intrinsisch klimasensitive Sloboda-Trendfunktionen zur Auswertung und Fortschreibung der BWI-Daten mit WEHAM zu generieren. Durch den Einsatzzweck war die Modellform der Sloboda-Trendfunktion vorgegeben. Diese ursprünglich für das Baumhöhen-Wachstum konzipierte Funktion ist nicht optimal für das Bhd-Wachstum geeignet, strebt sie doch mit zunehmendem Alter einer Asymptote entgegen. Für den Prognosehorizont von 40 Jahren erscheint diese Limitierung aber vertretbar. Die zweite Einschränkung der Sloboda-Trendfunktion, die etwas steife Modellform, erscheint im Licht der Modell-ergebnisse relevanter, da die Simulationsergebnisse von 4C einen etwas anderen Zuwachs-verlauf innerhalb der Bhd-Alter-Klassen aufzeigen als empirisch über die BWI 2012 abgeleitet. Dies führt bei den angepassten Modellen zu teilweise sehr steilen bis sprunghaften Anstiegen des Bhd-Verlaufs in jungen Jahren (kleiner 20 Jahre). Diese Sloboda-Modelle, sind deshalb eher ungeeignet, das zukünftige Bhd-Wachstum in WEHAM plausibel vorherzusagen, nicht zuletzt da Anfangszustände von Verjüngung zu hohe Start-BHDs erhalten.

Mit dem Ansatz der „*relativen Modelle*“ konnte dieses Problem erfolgreich behoben werden. Mit der Extraktion der Klimainformation aus den „*absoluten Sloboda-Modellen*“ konnte der starke 4C-Modell-effekt entfernt werden, sodass die „*relativen Sloboda-Modelle*“ nun auf einer in der BWI empirisch gemessenen Sloboda-Trendfunktion basieren. Auch wenn diese „*relativen Modelle*“ nun inhaltlich die Unterschiede verschiedener Klimaprojektionen abbilden und gleichzeitig dem empirischen Verlauf aus der BWI 2012 folgen, so bedingt der Ansatz eine Fortsetzung der bisherigen historisch beobachteten Wachstumsmuster. Es ist allerdings unbekannt wie sich diese Wachstumsmuster tatsächlich in Zukunft

entwickeln werden. Unsere diesbezüglichen Kenntnisse stützen sich ausschließlich auf historische Klimabedingungen. Hinzu kommen auch der Einfluss der zukünftigen Bewirtschaftung einerseits und die stärker wirkenden Extremereignisse andererseits. Letztere sind weder in WEHAM noch in 4C nicht abgebildet (kein Mortalitätsmodul).

Die „*relativen Modelle*“ haben weitere Daten zur Bearbeitung notwendig gemacht. Hier kamen zusätzlich beobachtete Klimadaten des DWD aus der Periode 2002 bis 2012 zum Einsatz, die über ein Resampling für die Klimaprojektionen bis 2052 fortgeschrieben wurden. Zwar stimmt damit die Wachstumsperiode der BWI 2012 Daten mit den verwendeten Klimadaten überein, allerdings hat (fast) jeder Baum der BWI 2012 eine Vorgeschichte, sodass auch Standortsbedingungen der unbeeinträchtigten Vorjahre Einfluss auf den Zuwachs haben. Letztendlich war dies eine Abwägungsfrage. Da auf den Zuwachs nicht nur das Klima wirkt, sondern insbesondere auch die Bewirtschaftung, ist aus unserer Sicht die Auswahl dieser Zeitperiode für die Klimadaten vertretbar. Zudem wurde nur ein relativ grobes Klimaraster genutzt, sodass eine wirklich spezifische Zuordnung nicht gegeben ist und eventuelle Fehler durch unterschiedlichen Standortsbedingungen eher unbedeutend werden.

Das BHD-Wachstum unterscheidet sich für die verschiedenen Klimaszenarien mit der Zeit. Mit wenigen Ausnahmen (z. B. Robinie) zeigen sich für die meisten Baumarten vergleichbare Muster. Ausgehend vom Klima der Jahre 2002 bis 2012 verstärkt sich das Wachstum unabhängig vom Klimaszenario (außer Douglasie RCP85-IPSL: in Zukunft wärmer und feuchter). Dabei ist eine stärkere Klimaänderung (RCP26 < RCP45 < RCP85) nicht automatisch mit stärkerem Wachstum verbunden. Vielmehr deutet sich bei den meisten Baumarten an, dass eine moderate Änderung (RCP26) zu größten Erhöhungen des Bhd-Wachstums bei dominanten Bäumen führt. Die RCP85-Szenarien (auch RCP45) schneiden oftmals nur geringfügig mit höheren Zuwächsen ab, als die Erwartung auf Basis der BWI-Sloboda-Modelle. Interessanterweise zeigt das RCP85-UKESM (warm-trocken) bei Fichte und Kiefer ebenfalls im Vergleich zum WEHAM-Referenzmodell höhere Bhd-Zuwächse. Dies ist insofern erstaunlich, da dieses Szenario (gemittelt über Deutschland) zwar eine Temperaturerhöhung, aber auch ein Rückgang der Niederschläge prognostiziert. Insgesamt bleiben die Unterschiede zwischen den Klimaszenarien eher gering. Die explorative Datenanalyse sowie die „*absoluten Modelle*“ haben zudem gezeigt, dass die Modelleffekte größer sind als das Klimaänderungssignal. Die vergangenen Jahre seit 2018 haben zudem gezeigt, dass extreme Ereignisse wie langanhaltende und/oder mehrjährige Trockenheit unter Umständen zu größeren Effekten und markanteren Änderungen auf das Wachstum und die Vorräte des Waldes führen als veränderte Wachstumsmuster. Dies soll die Relevanz der Arbeiten auf diesem Gebiet nicht schmälern, sondern viel mehr darauf aufmerksam machen, dass durch die hier gefundenen, eher geringen Unterschiede der Effekt des Klimawandels auf den Wald wegen der fehlenden Implementierung von Mortalität sowohl in 4C als auch WEHAM nicht vollständig abgebildet ist.

## Schlussfolgerungen

Mit dem präsentierten Modellierungsansatz konnte die Klimasensitivität eines ökophysiologischen Waldwachstumsmodells übersetzt werden in eine BHD-Wachstumsleichung, die genutzt werden kann um – spezifisch für konkrete RCP-Szenarien – Waldwachstumsprojektionen mit WEHAM durchzuführen. Ein Vorteil ist, dass nicht retrospektive Daten genutzt werden – wenngleich retrospektive Funktionszusammenhänge – sondern Zuwachsprojektionen aufgrund von Klimaszenarien und ökophysiologischer Zusammenhänge. Es hat sich gezeigt, dass die direkte Nutzung der Simulationsdaten große Modelleffekte aufweist und erst die Extraktion des Klimasignals durch einem ergänzenden 4C-Lauf auf

Basis des fortgeschriebenen Klimas der BWI-Periode 2002 bis 2012 konnten plausible und am empirischen Verlauf orientierte BHD-Sloboda-Trendfunktionen erarbeitet werden, die sowohl eine Klimaabhängigkeit als auch den empirischen Verlauf reflektieren. In der Konsequenz liegen BHD-Wachstumsfunktionen vor, die einfach in WEHAM eingebunden werden können, da sie exakt die Funktionsform nutzen, die in WEHAM hinterlegt ist, und deshalb keine gesonderte Integration in dessen Quellcode bedürfen.

Dieser Ansatz kann weiter ausgearbeitet werden, in dem einerseits die unterschiedlichen Teile von 4C und WEHAM besser angeglichen werden (Jungbestände, Durchforstung) und andererseits fehlende Teile (Mortalität, Altersseneszenz) ergänzt werden. Auf Seiten des Sloboda-Modells können Verbesserungen durch eine zeitabhängige Modellierung und/oder eine explizite Modellierung der Klimaabhängigkeit realisiert werden. Beides konnte aufgrund des insgesamt komplexen Vorhabens aufgrund limitierter Ressourcen während der Projektlaufzeit nicht mehr realisiert werden.

## Projekthintergrund

Die Arbeit entstand im Rahmen des KNOW-Projekts, gefördert durch die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., Förderrichtlinie Waldklimafonds, mit dem Förderkennzeichen 2018WK09C4. Neben den Autoren waren weitere Mitarbeitenden am Projekt und damit an den Ergebnissen beteiligt, namentlich Florian Keppeler, Dominik Cullmann, Gerald Kändler (alle FVA-BW), Martin Gutsch (PIK, Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung), Steffen Hermann, Michael Mugarura, Steffi Dunger und Joachim Rock (alle TI, Thünen-Institut für Waldökosysteme, Eberswalde).

## Literatur

- ARNETH, A.; BARBOSA, H.; BENTON, T. (2013): IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security - Summary for Policymakers - Approved Draft. IPCC.
- BÖSCH, B. (2012): WEHAM - Modelle und Algorithmen.
- BURGGRAEF, L. (2016): Dokumentation zu den Standort-Leistungsmodellen aus WP-KS-KW Modul 3.
- BURGGRAEF, L.; SCHMIDT-WALTER, P.; HILBRIG, L.; SCHMIDT, M. (2016): Standort-Leistungsmodelle als Grundlage für realistische Wald-entwicklungsszenarien unter Klimawandel 12. In: Beiträge zur Jahrestagung 2016. DVFFA – Sektion Ertragskunde, Lyss/Schweiz.
- CHARNEY, N.D.; BABST, F.; POULTER, B.; RECORD, S.; TROUET, V.M.; FRANK, D.; ENQUIST, B.J.; EVANS, M.E.K. (2016): Observed forest sensitivity to climate implies large changes in 21st century North American forest growth. *Ecology Letters* 19(9): 1119–1128. <https://doi.org/10.1111/ele.12650>
- GUTSCH, M.; LASCH-BORN, P.; SUCKOW, F.; REYER, C.P.O. (2016): Evaluating the productivity of four main tree species in Germany under climate change with static reduced models. *Annals of Forest Science* 73(2): 401–410. <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0532-3>
- HAENEL, H.-D.; RÖSEMANN, C.; DÄMMGEN, U.; DÖRING, U.; WULF, S.; EURICH-MENDEN, B.; FREIBAUER, A.; DÖHLER, H.; SCHREINER, C.; OSTERBURG, B.; FUß, R. (2020): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2018: Report on methods and data (RMD) Submission 2020 [Research Report]. Johann Heinrich von Thünen-Institut. <https://doi.org/10.3220/REP1584363708000>
- MÄKELÄ, A. (1986): Implications of the pipe model theory on dry matter partitioning and height growth in trees. *Journal of Theoretical Biology* 123(1): 103–120. [https://doi.org/10.1016/S0022-5193\(86\)80238-7](https://doi.org/10.1016/S0022-5193(86)80238-7)

- NOTHDURFT, A. (2013): Spatio-temporal prediction of tree mortality based on long-term sample plots, climate change scenarios and parametric frailty modeling. *Forest Ecology and Management* 291: 43–54. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.028>
- NOTHDURFT, A.; WOLF, T.; RINGELER, A.; BÖHNER, J.; SABOROWSKI, J. (2012): Spatio-temporal prediction of site index based on forest inventories and climate change scenarios. *Forest Ecology and Management* 279: 97–111. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.018>
- PRETZSCH, H.; HILMERS, T.; BIBER, P.; AVDAGIĆ, A.; BINDER, F.; BONČINA, A.; BOSELA, M.; DOBOR, L.; FORRESTER, D.I.; LÉVESQUE, M.; IBRAHIMSPAHIĆ, A.; NAGEL, T.A.; DEL RÍO, M.; SITKOVA, Z.; SCHÜTZE, G.; STAJIĆ, B.; STOJANOVIĆ, D.; UHL, E.; ZLATANOV, T.; TOGNETTI, R. (2020): Evidence of elevation-specific growth changes of spruce, fir, and beech in European mixed mountain forests during the last three centuries. *Canadian Journal of Forest Research* 50(7): 689–703. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0368>
- SCHMIDT, M. (2020): Standortssensitive und kalibrierbare Bonitätsfächer: Wachstumspotenziale wichtiger Baumarten unter Klimawandel. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 190(5/6): 136–160.
- SIIPILEHTO, J.; MÄKINEN, H.; ANDREASSEN, K.; PELTONIEMI, M. (2021): Models for integrating and identifying the effect of senescence on individual tree survival probability for Norway spruce. *Silva Fennica* 55(2).
- ZELL, J. (2008): Methoden für die Ermittlung, Modellierung und Prognose der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern auf Grundlage permanenter Großrauminventuren. Freiburg University, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Freiburg im Breisgau.

Anhang

Tabelle 1: Statistische Kennzahlen zu den absoluten Sloboda-Trendfunktionen für die Baumarten Fichte, Kiefer, Weißtanne und Douglasie. *a*, *b* und *c* sind die geschätzten Koeffizienten der Regression, RMSE = Root Mean Squared Error, BIAS = mittlere Abweichung, MAE = mittlerer absoluter Fehler, MAPE = mittlerer absoluter Prozentfehler, CV = Variationskoeffizient (RMSE / mittlerer Zuwachs). Index CV verweist auf Ergebnisse der Kreuzvalidierung, der Index 0 wiederum auf die Vorhersage auf dem Population-Level (vs. Vorhersage auf Trakteebene).

| RCP | Klimaszenario | Baumart   | a        | b         | c         | RMSE <sub>cv</sub> | BIAS <sub>cv</sub> | MAE <sub>cv</sub> | MAPE <sub>cv</sub> | CV <sub>cv</sub> | RMSE <sub>0</sub> | BIAS <sub>0</sub> | MAE <sub>0</sub> | MAPE <sub>0</sub> | CV <sub>0</sub> |
|-----|---------------|-----------|----------|-----------|-----------|--------------------|--------------------|-------------------|--------------------|------------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|-----------------|
| 0   | DWD-NF123     | Fichte    | 0,695488 | -0,013439 | -2,389143 | 0,0971             | 0,0094             | 0,0753            | 0,451              | 0,3058           | 0,1431            | 0,0205            | 0,1132           | 0,6926            | 0,3058          |
| 26  | GFDL_ESM4     | Fichte    | 0,815132 | -0,04795  | -0,774132 | 0,104              | 0,0108             | 0,0794            | 0,4554             | 0,2998           | 0,1559            | 0,0243            | 0,1244           | 0,6995            | 0,2998          |
| 26  | MRI           | Fichte    | 0,761646 | -0,034247 | -0,919936 | 0,1055             | 0,0111             | 0,082             | 0,4655             | 0,3052           | 0,1539            | 0,0237            | 0,1215           | 0,6988            | 0,3052          |
| 45  | IPSL          | Fichte    | 0,713912 | -0,024144 | -1,177851 | 0,1053             | 0,0111             | 0,0822            | 0,4781             | 0,3111           | 0,1539            | 0,0237            | 0,1217           | 0,7297            | 0,3111          |
| 85  | IPSL          | Fichte    | 0,64308  | -0,012837 | -1,959418 | 0,1028             | 0,0106             | 0,0795            | 0,4729             | 0,3105           | 0,1511            | 0,0228            | 0,12             | 0,7226            | 0,3105          |
| 85  | UKESM         | Fichte    | 0,769647 | -0,03437  | -0,989781 | 0,1027             | 0,0105             | 0,0786            | 0,4645             | 0,3071           | 0,1527            | 0,0233            | 0,122            | 0,7119            | 0,3071          |
| 0   | DWD-NF123     | Kiefer    | 0,668126 | 0,041723  | 1,705619  | 0,0591             | 0,0035             | 0,0425            | 0,2325             | 0,2171           | 0,0997            | 0,0099            | 0,0742           | 0,3775            | 0,2171          |
| 26  | GFDL_ESM4     | Kiefer    | 0,687327 | 0,037726  | 1,951291  | 0,0598             | 0,0036             | 0,042             | 0,2228             | 0,2048           | 0,1053            | 0,0111            | 0,0769           | 0,3693            | 0,2048          |
| 26  | MRI           | Kiefer    | 0,652446 | 0,034713  | 1,885166  | 0,0596             | 0,0036             | 0,0421            | 0,2249             | 0,2012           | 0,1056            | 0,0112            | 0,0768           | 0,3671            | 0,2012          |
| 45  | IPSL          | Kiefer    | 0,628351 | 0,031799  | 1,844057  | 0,0634             | 0,004              | 0,0463            | 0,2425             | 0,2197           | 0,1057            | 0,0112            | 0,0776           | 0,3774            | 0,2197          |
| 85  | IPSL          | Kiefer    | 0,615737 | 0,030495  | 1,834361  | 0,0644             | 0,0042             | 0,0463            | 0,2424             | 0,2248           | 0,1052            | 0,0111            | 0,0777           | 0,3792            | 0,2248          |
| 85  | UKESM         | Kiefer    | 0,656564 | 0,033006  | 1,963622  | 0,0624             | 0,0039             | 0,0442            | 0,23               | 0,2126           | 0,1042            | 0,0109            | 0,0768           | 0,3676            | 0,2126          |
| 0   | DWD-NF123     | Weißtanne | 0,555944 | 0,048549  | 2,059224  | 0,2708             | 0,0734             | 0,1904            | 0,8086             | 0,3634           | 0,4197            | 0,1762            | 0,341            | 1,2955            | 0,3634          |
| 26  | GFDL_ESM4     | Weißtanne | 0,499097 | 0,047961  | 1,87731   | 0,2921             | 0,0855             | 0,2037            | 0,8224             | 0,3649           | 0,4503            | 0,2028            | 0,3677           | 1,2878            | 0,3649          |
| 26  | MRI           | Weißtanne | 0,454898 | 0,040068  | 1,851267  | 0,291              | 0,0848             | 0,2026            | 0,8137             | 0,3627           | 0,4441            | 0,1973            | 0,3622           | 1,2633            | 0,3627          |
| 45  | IPSL          | Weißtanne | 0,51142  | 0,04753   | 1,916682  | 0,2852             | 0,0815             | 0,1998            | 0,8259             | 0,3649           | 0,4401            | 0,1938            | 0,3596           | 1,2985            | 0,3649          |
| 85  | IPSL          | Weißtanne | 0,561673 | 0,052297  | 2,037174  | 0,276              | 0,0763             | 0,1932            | 0,8165             | 0,3626           | 0,4325            | 0,1871            | 0,3528           | 1,3013            | 0,3626          |
| 85  | UKESM         | Weißtanne | 0,579704 | 0,049712  | 2,18895   | 0,273              | 0,0746             | 0,1917            | 0,8272             | 0,3631           | 0,4328            | 0,1874            | 0,354            | 1,3367            | 0,3631          |
| 0   | DWD-NF123     | Douglasie | 0,686767 | 0,020769  | 3,106492  | 0,1044             | 0,0109             | 0,0803            | 0,3716             | 0,2186           | 0,1545            | 0,0239            | 0,12             | 0,5434            | 0,2186          |
| 26  | GFDL_ESM4     | Douglasie | 0,739165 | 0,018492  | 4,156592  | 0,1118             | 0,0125             | 0,0845            | 0,3896             | 0,2203           | 0,1613            | 0,026             | 0,1254           | 0,5373            | 0,2203          |
| 26  | MRI           | Douglasie | 0,732827 | 0,014528  | 4,917798  | 0,1131             | 0,0128             | 0,0872            | 0,3971             | 0,224            | 0,1616            | 0,0261            | 0,1254           | 0,5484            | 0,224           |
| 45  | IPSL          | Douglasie | 0,645221 | 0,019332  | 2,959953  | 0,1105             | 0,0122             | 0,0858            | 0,3877             | 0,2238           | 0,1584            | 0,0251            | 0,1233           | 0,5336            | 0,2238          |
| 85  | IPSL          | Douglasie | 0,590233 | 0,020699  | 2,422327  | 0,1049             | 0,011              | 0,0802            | 0,3776             | 0,218            | 0,1548            | 0,024             | 0,1204           | 0,5378            | 0,218           |
| 85  | UKESM         | Douglasie | 0,706561 | 0,022672  | 3,134002  | 0,1017             | 0,0103             | 0,0762            | 0,3545             | 0,2121           | 0,1498            | 0,0225            | 0,1157           | 0,4994            | 0,2121          |

Tabelle 2: Fortsetzung von Tabelle 1 für die Baumarten Buche, Eiche, Robinie und Birke.

| RCP | Klimaszenario | Baumart | a        | b        | c         | RMSE <sub>cv</sub> | BIAS <sub>cv</sub> | MAE <sub>cv</sub> | MAPE <sub>cv</sub> | CV <sub>cv</sub> | RMSE <sup>0</sup> <sub>cv</sub> | BIAS <sup>0</sup> <sub>cv</sub> | MAE <sup>0</sup> <sub>cv</sub> | MAPE <sup>0</sup> <sub>cv</sub> | CV <sup>0</sup> <sub>cv</sub> |
|-----|---------------|---------|----------|----------|-----------|--------------------|--------------------|-------------------|--------------------|------------------|---------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|-------------------------------|
| 0   | DWD-NFI23     | Buche   | 0,233156 | 0,001261 | 5,339146  | 0,0677             | 0,063              | 0,004             | 0,0436             | 0,373            | 0,2731                          | 0,1075                          | 0,0116                         | 0,0826                          | 0,602                         |
| 26  | GFDL_ESM4     | Buche   | 0,262331 | 0,000466 | 16,00936  | 0,0726             | 0,068              | 0,005             | 0,0468             | 0,374            | 0,2718                          | 0,1177                          | 0,0139                         | 0,0907                          | 0,61                          |
| 26  | MRI           | Buche   | 0,246564 | 0,000652 | 10,73883  | 0,073              | 0,068              | 0,005             | 0,0474             | 0,396            | 0,283                           | 0,1139                          | 0,013                          | 0,0871                          | 0,619                         |
| 45  | IPSL          | Buche   | 0,236975 | 0,000879 | 7,770603  | 0,0727             | 0,067              | 0,005             | 0,0473             | 0,394            | 0,2836                          | 0,1135                          | 0,0129                         | 0,0871                          | 0,62                          |
| 85  | IPSL          | Buche   | 0,205726 | 0,000936 | 6,457383  | 0,0701             | 0,065              | 0,004             | 0,0468             | 0,423            | 0,2882                          | 0,111                           | 0,0123                         | 0,0858                          | 0,626                         |
| 85  | UKESM         | Buche   | 0,228996 | 0,000557 | 11,24788  | 0,0665             | 0,062              | 0,004             | 0,0442             | 0,415            | 0,287                           | 0,1072                          | 0,0115                         | 0,0826                          | 0,606                         |
| 0   | DWD-NFI23     | Eiche   | 0,432809 | -0,00257 | -5,84015  | 0,0991             | 0,082              | 0,007             | 0,0559             | 0,243            | 0,2268                          | 0,166                           | 0,0276                         | 0,1222                          | 0,489                         |
| 26  | GFDL_ESM4     | Eiche   | 0,41167  | -0,00596 | -1,992706 | 0,1092             | 0,093              | 0,009             | 0,0634             | 0,252            | 0,2312                          | 0,1846                          | 0,0341                         | 0,1371                          | 0,498                         |
| 26  | MRI           | Eiche   | 0,440521 | -0,00546 | -2,618279 | 0,1086             | 0,09               | 0,008             | 0,0614             | 0,248            | 0,2242                          | 0,1776                          | 0,0316                         | 0,1305                          | 0,477                         |
| 45  | IPSL          | Eiche   | 0,38481  | -0,00303 | -3,946631 | 0,1073             | 0,09               | 0,008             | 0,0624             | 0,261            | 0,2352                          | 0,1789                          | 0,032                          | 0,1332                          | 0,511                         |
| 85  | IPSL          | Eiche   | 0,366078 | -0,00336 | -3,096073 | 0,1051             | 0,088              | 0,008             | 0,0606             | 0,258            | 0,2332                          | 0,1791                          | 0,0321                         | 0,1343                          | 0,52                          |
| 85  | UKESM         | Eiche   | 0,385216 | -0,00504 | -2,03875  | 0,1063             | 0,088              | 0,008             | 0,0606             | 0,251            | 0,228                           | 0,181                           | 0,0328                         | 0,1346                          | 0,506                         |
| 0   | DWD-NFI23     | Robinie | 0,181722 | 0,009968 | 1,136427  | 0,0542             | 0,048              | 0,003             | 0,0318             | 0,451            | 0,4782                          | 0,1013                          | 0,0104                         | 0,091                           | 1,513                         |
| 26  | GFDL_ESM4     | Robinie | 0,073888 | 0,007774 | 1,119558  | 0,0692             | 0,061              | 0,004             | 0,0408             | 0,498            | 0,5077                          | 0,1139                          | 0,0131                         | 0,1015                          | 1,421                         |
| 26  | MRI           | Robinie | 0,141344 | 0,009837 | 1,129626  | 0,0691             | 0,058              | 0,004             | 0,0405             | 0,536            | 0,493                           | 0,1066                          | 0,0114                         | 0,095                           | 1,431                         |
| 45  | IPSL          | Robinie | 0,088359 | 0,008157 | 1,11668   | 0,0669             | 0,056              | 0,003             | 0,0384             | 0,49             | 0,4907                          | 0,1129                          | 0,0129                         | 0,1008                          | 1,476                         |
| 85  | IPSL          | Robinie | -0,00188 | 0,005745 | 1,134439  | 0,0708             | 0,066              | 0,005             | 0,0445             | 0,567            | 0,5594                          | 0,1258                          | 0,016                          | 0,113                           | 1,661                         |
| 85  | UKESM         | Robinie | -0,26517 | 0,002222 | 1,11534   | 0,0789             | 0,08               | 0,007             | 0,0522             | 0,657            | 0,6483                          | 0,1419                          | 0,0203                         | 0,125                           | 1,756                         |
| 0   | DWD-NFI23     | Birke   | 0,859391 | 0,096239 | 1,322313  | 0,0969             | 0,086              | 0,008             | 0,0693             | 0,641            | 0,451                           | 0,1008                          | 0,0102                         | 0,0792                          | 0,801                         |
| 26  | GFDL_ESM4     | Birke   | 0,901638 | 0,105579 | 1,383915  | 0,1015             | 0,091              | 0,008             | 0,0727             | 0,645            | 0,4444                          | 0,1078                          | 0,0117                         | 0,0851                          | 0,801                         |
| 26  | MRI           | Birke   | 0,979507 | 0,129727 | 1,449144  | 0,1009             | 0,092              | 0,009             | 0,0734             | 0,647            | 0,4568                          | 0,1079                          | 0,0117                         | 0,0854                          | 0,824                         |
| 45  | IPSL          | Birke   | 0,886962 | 0,104037 | 1,360669  | 0,0997             | 0,089              | 0,008             | 0,0714             | 0,659            | 0,4506                          | 0,1055                          | 0,0112                         | 0,0835                          | 0,874                         |
| 85  | IPSL          | Birke   | 0,866309 | 0,100482 | 1,325979  | 0,1009             | 0,09               | 0,008             | 0,0732             | 0,674            | 0,4608                          | 0,1056                          | 0,0113                         | 0,0838                          | 0,866                         |
| 85  | UKESM         | Birke   | 0,878372 | 0,103828 | 1,338154  | 0,0999             | 0,093              | 0,009             | 0,0732             | 0,632            | 0,4666                          | 0,1087                          | 0,0119                         | 0,0853                          | 0,819                         |

*Tabelle 3: Koeffizienten der Sloboda-Trendfunktion der "relativen Modelle" nach Baumart und Klimaszenario.*

| RCP | Klimaszenario | Baumart   | a        | b        | c         |
|-----|---------------|-----------|----------|----------|-----------|
| 26  | GFDL_ESM4     | Fichte    | 0,977461 | 0,022945 | 8,902336  |
| 26  | MRI           | Fichte    | 0,942176 | 0,029295 | 6,196450  |
| 45  | IPSL          | Fichte    | 0,910054 | 0,033848 | 4,864048  |
| 85  | IPSL          | Fichte    | 0,861433 | 0,038514 | 3,719861  |
| 85  | UKESM         | Fichte    | 0,946092 | 0,031255 | 5,974301  |
| 26  | GFDL_ESM4     | Kiefer    | 1,009344 | 0,050368 | 4,401354  |
| 26  | MRI           | Kiefer    | 0,981780 | 0,051881 | 3,930481  |
| 45  | IPSL          | Kiefer    | 0,971607 | 0,049500 | 3,873768  |
| 85  | IPSL          | Kiefer    | 0,961790 | 0,048672 | 3,807377  |
| 85  | UKESM         | Kiefer    | 0,984798 | 0,044874 | 4,477963  |
| 26  | GFDL_ESM4     | Weißtanne | 0,708730 | 0,075711 | 1,967194  |
| 26  | MRI           | Weißtanne | 0,651424 | 0,060928 | 1,915310  |
| 45  | IPSL          | Weißtanne | 0,735873 | 0,071065 | 2,134296  |
| 85  | IPSL          | Weißtanne | 0,815180 | 0,066526 | 2,720737  |
| 85  | UKESM         | Weißtanne | 0,845396 | 0,043110 | 4,076632  |
| 26  | GFDL_ESM4     | Douglasie | 0,770703 | 0,032900 | 3,786966  |
| 26  | MRI           | Douglasie | 0,767608 | 0,029241 | 4,097121  |
| 45  | IPSL          | Douglasie | 0,706104 | 0,032261 | 3,113164  |
| 85  | IPSL          | Douglasie | 0,666966 | 0,033423 | 2,707185  |
| 85  | UKESM         | Douglasie | 0,748300 | 0,036400 | 3,212976  |
| 26  | GFDL_ESM4     | Buche     | 0,817043 | 0,029764 | 4,479593  |
| 26  | MRI           | Buche     | 0,815731 | 0,032387 | 4,114487  |
| 45  | IPSL          | Buche     | 0,815493 | 0,035837 | 3,760750  |
| 85  | IPSL          | Buche     | 0,802047 | 0,035337 | 3,622507  |
| 85  | UKESM         | Buche     | 0,817821 | 0,032240 | 4,094399  |
| 26  | GFDL_ESM4     | Eiche     | 0,713961 | 0,001557 | 40,861795 |
| 26  | MRI           | Eiche     | 0,739417 | 0,011028 | 7,047554  |
| 45  | IPSL          | Eiche     | 0,696638 | 0,013929 | 4,867001  |
| 85  | IPSL          | Eiche     | 0,685970 | 0,009420 | 6,480785  |
| 85  | UKESM         | Eiche     | 0,701153 | 0,002929 | 20,376035 |
| 26  | GFDL_ESM4     | Robinie   | 0,795372 | 0,048880 | 2,263344  |
| 26  | MRI           | Robinie   | 0,814328 | 0,048313 | 2,393369  |
| 45  | IPSL          | Robinie   | 0,805537 | 0,049591 | 2,283584  |
| 85  | IPSL          | Robinie   | 0,759198 | 0,042604 | 2,305663  |
| 85  | UKESM         | Robinie   | 0,669499 | 0,039840 | 1,975062  |
| 26  | GFDL_ESM4     | Birke     | 1,254830 | 0,115693 | 3,630684  |
| 26  | MRI           | Birke     | 1,298248 | 0,114440 | 4,217235  |
| 45  | IPSL          | Birke     | 1,245038 | 0,123779 | 3,348055  |
| 85  | IPSL          | Birke     | 1,236086 | 0,131676 | 3,078929  |
| 85  | UKESM         | Birke     | 1,241182 | 0,131223 | 3,148759  |



# Calibration of phenological models for beech and oak tree species based on MODIS data

---

*Roman Sitko, Peter Marčiš, Peter Valent, Ivan Barka, Marek Fabrika*

*Faculty of Forestry, Technical University in Zvolen*

## Summary

The comparison of three growing degree days GDD models for the prediction of spring phenology and calibration of one cooling degree days model for the prediction of autumnal phenological events are presented. Two Spring Warming models were used. The first one has a fixed beginning of the accumulation of forcing temperatures for the onset of spring phenological events. In the second model, the beginning of the accumulation is variable, depending on the daylength. Moreover, the parallel GDD model was tested, and in addition to forcing and daylength, the chilling accumulation was also considered. The process of leaf senescence and dormancy is modelled like an interaction of short daylength and low temperature in the autumn phenological model. All four models were calibrated on MODIS Land Cover Dynamics data with 500 m spatial resolution. The determination of the onset of phenological events such as i) Greenup, ii) Mid Greenup, iii) Maturity, iv) Peak, v) Senescence, vi) Mid Greendown, and vii) Dormancy is derived based on the 2-band Enhanced Vegetation Index EVI2 amplitude analysis. This MODIS product provides land surface phenology metrics at a yearly interval from 2001 to 2018. The mask of the forest stands with a dominant representation of beech and oak trees, within the territory of Slovakia was used. The time series of daily mean temperature for those stands were derived from E-OBS gridded observational dataset with a resolution of 0.1°. The statistics as RMSE, MAE, standard error and correlation coefficient were calculated with the aim to compare calibrated models. When comparing the GDD models, the day length proved to be an essential factor for improving the prediction of spring phenology. The higher accuracy achieved in the modelling of spring phenology compared to the autumn phenological events was confirmed.

## Introduction

Spring and autumnal phenological events are closely linked to photosynthetic activities in temperate deciduous forests and consequently exerts a strong control on various ecological processes. Changes in spring leaf unfolding as well as in autumnal leaf senescence have significant implications for the length of the growing season (GARONNA et al. 2014), and hence for ecosystem production (KEENAN et al. 2014, PIAO et al. 2020). Therefore, the prediction of phenological events is an integral part of carbon cycle models at ecosystem and global scale (RICHARDSON et al. 2013).

The process-based phenological models are preferred in aim of simulating physiological processes and to yield more realistic predictions of growing season onset dates, contrary to empirical models. The timing of phenological events reflects a combination of internal settings (genetic) and environmental drivers (temperature, chilling, and photoperiod). The process-based models are grouped according to their scope of complexity to integrate the environmental drivers, into three categories (Basler, 2016):

1. models explaining ecodormancy release
2. models explaining the release of endo- and ecodormancy
3. models explaining the whole transition from dormancy induction until bud burst

The models explaining ecodormancy release are the oldest, accounting for thermal forcing in spring only and the degree days are used as forcing units. They use linear or sigmoid forcing function (HÄNNINEN 1990) to calculate the rate of forcing. The onset of the phenological event is identified at the moment of reaching the forcing requirements.

Currently more and more phenological models include the photoperiod as another explicit driver of spring and autumn phenology. MELAAS et al. (2016) observed that models for species more common in southern parts of the eastern part of US broadleaf forest tended to have lower photoperiod thresholds and higher forcing requirements, while models for more northern species tended to have higher photoperiod thresholds and lower forcing requirements. The spring phenology of the beech (*Fagus sylvatica*) was found to be controlled mainly by photoperiod for populations in southern and lower elevations and temperature for populations in northern and higher elevations (WAREING 1953). MENG et al. (2021) investigated that photoperiod-enabled models showed improvements in predicting spring leaf-out in terms of RMSE for six observed deciduous tree species and oak (*Quercus robur*) showed the most significant shift in the onset of leaf-out across latitude (1.7 days/°L). Also, for modeling of autumn phenophases of beech and oak is photoperiod key driver. DELPIERRE et al. (2009) notes, that photoperiod is triggering driver of senescence, although its progression is a result of cold temperatures.

The models explaining the release of endo- and ecodormancy are characterized by the inclusion of chilling requirements into spring phenological models as another driver of spring phenology. The chilling temperature (daily mean temperature between 0° - 5° C), indicating to the plant that winter has passed, plays an additional role in dormancy release of temperate and boreal trees. Chilling requirements are species-specific. Sessile oak (*Quercus petraea* (MATT) LIEBL.) has relatively low chilling requirements (90 days of chilling at < 5° C), although it has higher heat requirements compared to species such as beech (DANTEC et al. 2014) and contrary, beech is well-known by high chilling requirements. Fulfilling chilling requirements during the cold winter and spring leads to lower forcing requirements and thus to an earlier onset of spring phenological phases. Visa versa, failure to fulfil the chilling requirements of buds in dormancy period, during warm end of winter and spring, leads to an increase in the forcing requirements and thus also later bud burst (FADDEN 2019). Depending on the model's assumption regarding chilling and forcing interactions, Sequential, Parallel, Unified, Alternating, Dynamic etc. models are differentiated (BASLER 2016).

The models explaining the whole transition from dormancy induction until bud burst are the most sophisticated ones. The most complex models of this type integrate even the complex interactions of all three drivers of spring phenology, photoperiod with dormancy induction, chilling, and thermal forcing (CAFFARRA et al. 2011). However, no single model structure was found to predict spring phenology across different species, so the best predictive models are still species-specific (BASLER 2016).

A large and consistent dataset for model calibration is important to use, as using small sample size and inconsistent datasets of observations leads to reducing of the phenological models' accuracy for prediction of phenological events across different vegetation types and regions (WHITE et al. 1997). Satellites data can provide broad coverage of consistent information on vegetation phenology for diverse ecosystems at various scales and help to calibrate the phenology models. The data of spectroradiometer MODIS are very frequent source for calibrating phenological models. For this purpose, various characteristics derived from spectral reflectance data have been used, such as vegetation indices (PEANO et al. 2019), FPAR and LAI (STÖCKLI et al. 2011). Among the MODIS products, however, there is also a Land Cover Dynamics product (MCD123Q2), which is specifically aimed at identifying seven phenological phases during growing season. FU et al. (2014) use this product for comparison four phenological

models. MELAAS et al. (2013) compared start-of-season metrics between FLUXNET eddy covariance flux measurements and the Green-up phase identified within the MCD12Q2 product. It was found that the mentioned satellite metric can explain 70 % of the start-of-season variability of FLUXNET metrics in the deciduous broadleaf forest (DBF) sites. Specifically, the onset of spring green-up from MODIS was strongly correlated with 5 % Gross Ecosystem Productivity ratio across DBF sites ( $r = 0.84$ ;  $p < 0.01$ ).

However, the exclusive use of satellite metrics is suitable for calibrating models at the level of land surface phenology, which applies to generalized types of vegetation, such as deciduous broadleaf forest, evergreen needleleaf forest, mixed forest, etc., and are therefore not suitable for species-specific phenological models. MELAAS et al. (2016) recommends using a multiscale modelling approach for the calibration of such models, which is based on using the advantages of different sources of calibration data. Phenology data from individual trees provide detailed information regarding the nature and magnitude of within-species variability in phenology, but these patterns are hard to generalize at regional and larger scales. Satellite data, on the other hand, provide spatially integrated measurements for the timing of leaf onset over landscapes that include mixtures of species, plant functional types, and land cover types (KLOSTERMAN et al. 2014). In situ observation networks and remote sensing data can be used to synergistically calibrate and assess regional parameterizations of phenological models (MELAAS et al. 2016).

The main objective of this study is the calibration of a species-specific phenological models for beech (*Fagus sylvatica*) and oak (*Quercus robur* and *Quercus petraea*) tree species to determine the spring and autumn phenological events. Satellite phenological metrics were used in combination with forest inventory data of Slovakia. The data set and the used calibration procedures are an open system that has the potential to be extended to the other countries in Europe and temperate zone respectively. Another aim is the selection of the best spring and autumn prognostic phenological model and its implementation to the process-based Sibyl Lex Eterna model, which is being developed at the Faculty of Forestry, Technical University in Zvolen.

## Material

Study sites of phenological observations are located in central Europe (Figure 1). Locations with a dominant composition of beech (*Fagus sylvatica*) and oak (*Quercus robur* and *Quercus petraea*) tree species were selected. Their latitudinal gradient of observation sites is around 1°N, longitudinal gradient is larger than 5°E, and altitudinal gradients are 984 m for beech localities and for oak localities 617 m respectively (Table 1). Long-term annual mean temperature calculated for period 1990-2019 ranges between 7.5-11.1°C on oak sites and 6.0-10.9°C on beech sites.

Table 1: Latitudinal, longitudinal, and altitudinal gradient of phenological observation sites

| Tree specie | Latitude (°N) | Longitude (°E) | Altitude (m a.s.l.) |
|-------------|---------------|----------------|---------------------|
| Beech       | 48.21-49.41   | 17.08-22.53    | 262-1246            |
| Oak         | 47.95-48.97   | 17.04-22.28    | 159-776             |

The phenological observations are based on the analysis of the seasonal dynamics of the 2-band Enhanced Vegetation Index (EVI2), produced by the MODIS spectroradiometer, carried on the Terra and Aqua satellites. The start of greenup (PP1-Greenup), greenup midpoint (PP2-MidGreenup), and maturity (PP3-Maturity) dates are retrieved as the first date within the greenup segment where the EVI2

time series crosses 15, 50, and 90 % of the greenup segment EVI2 amplitude (Figure 2). Similarly, start of senescence (PP5-Senescence), senescence midpoint (PP6-MidGreendown), and dormancy (PP7-Dormancy) are retrieved as the last date within the greendown segment where the EVI2 time series crosses 90, 50, and 15 % of the greendown segment EVI2 amplitude (GRAY et al. 2019). Phenological event named Peak is identified for the period of the growing season when EVI2 reaches its maximum. Those data are a component of MODIS Land Cover Dynamics product (MCD12Q2), created for period 2001-2018. Spatial resolution of the product is 500 m.

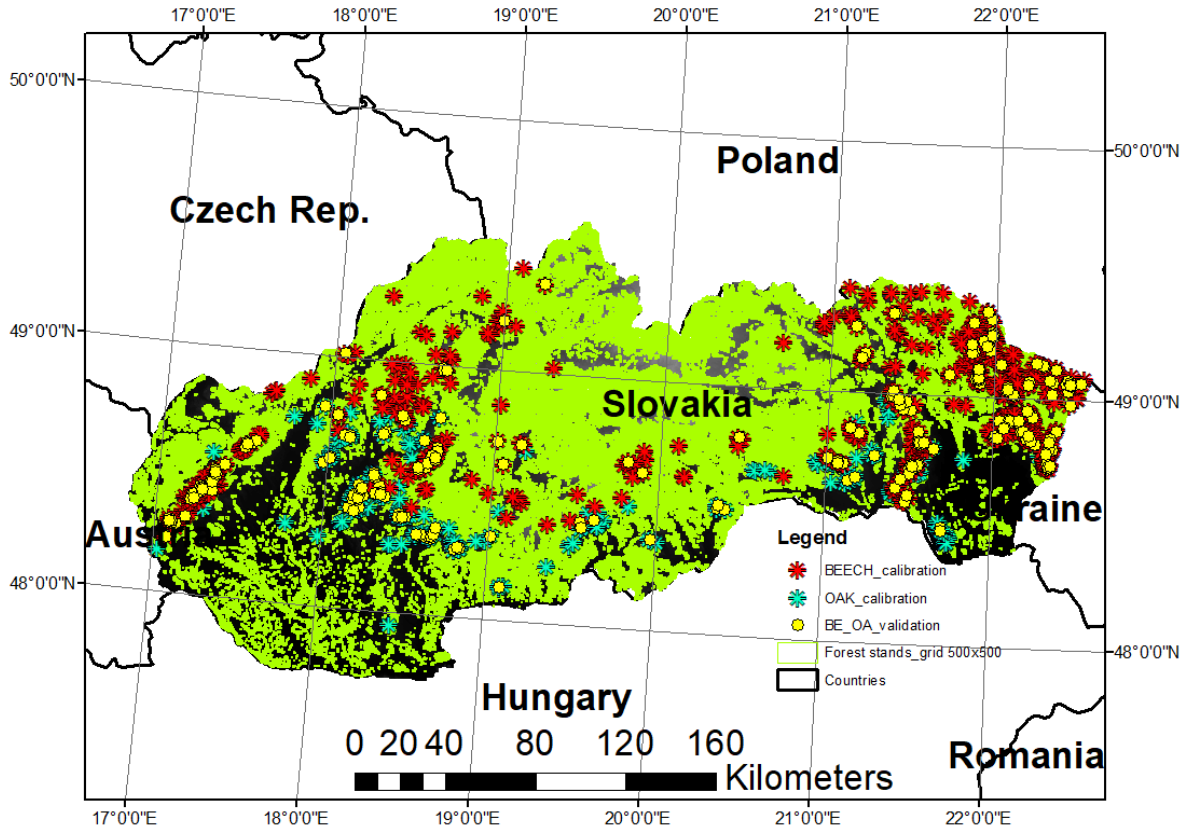


Figure 1: Sample design of phenological observations for OAK and BEECH forest stands

In order to calibrate the species-specific phenological model, data from the database of forest stands were used to identify locations with a dominant presence of beech or oak tree species. The territory of Slovakia was overlaid by a grid with the same distribution as the MCD12Q2 product. Those grid cells that met the following criteria were selected:

- 100 % of forest cover
- minimum 80 % or larger composition of oak or beech tree species
- stocking 0.7 or larger

A total of 1044 sites (18792 site-year observations) were selected, of which 773 were dominated by beech and 271 were dominated by oak. Approximately 75 % of the observations was used for calibration, and 25 % for validation of the models. By analyzing the interannual variability of NDVI within individual sites, locations with high variability were excluded from the selection. These may represent sites with a potential occurrence of disturbance events in the forest and were therefore excluded from the calibration process. Observations at the remaining locations were further subjected to the exclusion of observations with the occurrence of outliers.

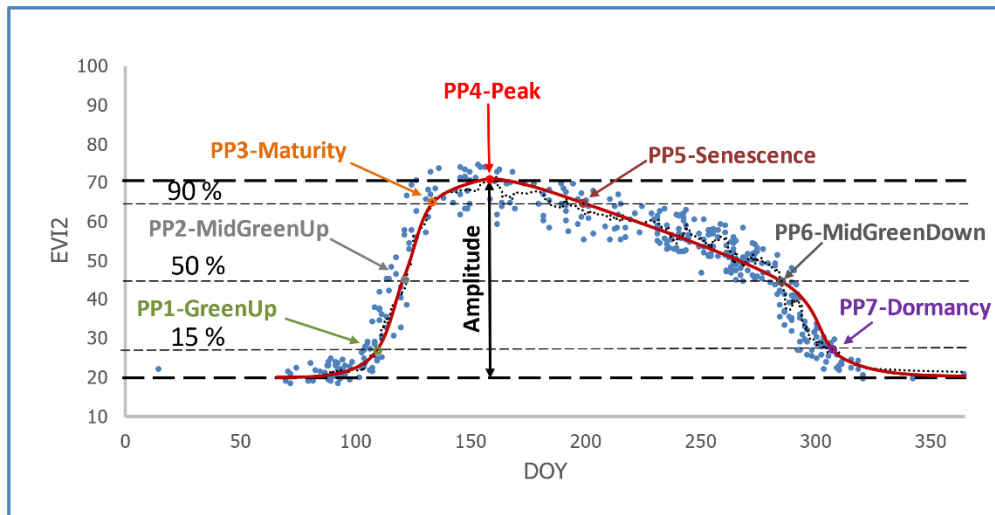


Figure 2: Phenological events determined by EVI2 amplitude analysis within the MODIS Land Cover Dynamics product

The time series of climatological data for the study sites during the period 2001–2018 was derived from the E-OBS gridded observational dataset version 25.0 at a 0.1° of Latitude and Longitude spatial resolution (CORNES et al. 2018).

## Methods

Numerous models have been developed to simulate the events of spring phenology, such as bud burst or leaf unfolding, whereas only few models attempted to simulate the autumnal phases of phenology, such as leaf colouration and leaf fall (DELPIERRE et al. 2009). Efforts to understand the mechanisms and major drivers of leaf phenology have been largely placed on leaf unfolding, while for leaf senescence, relevant studies are fewer (LIU et al. 2020). We tested three models for predicting spring phenological events and one model for autumnal phenology. Spring phenological models were used to determine the onset of four phenological phases, Greenup, MidGreenup, Maturity and Peak (PP1-PP4). With the autumn model, we determined the onset of the MidGreendown and Dormancy phases (PP6-PP7). Senescence (PP5) was not predicted, due to the insufficiency of the selected models. The average onset of this phenological phase was found in the observations for beech on the 120th day of the year (DOY) and oak on the DOY 115. These days are part of the summer season; therefore, the use of spring and autumn models is not satisfactory.

Spring phenological models:

- Warming (MODEL 1)
- Photo-threshold (MODEL 2)
- Photo-chilling (MODEL 3)

Autumn phenological model:

- Cooling-shortening (MODEL 4)

### MODEL 1 - Spring warming model

The model is based on accumulation of thermal forcing to evaluate state of forcing ( $S_f$ ) as a sum of rate of forcing ( $R_f$ ) (2), and  $R_f$  is computed as a function of air temperature using a logistic function (1) SARVAS (1974):

$$R_f = \begin{cases} \frac{28.4}{1 + \exp(3.4 - 0.185 * x)} & x > 0 \\ 0 & x \leq 0 \end{cases} \quad \text{Eq. 1}$$

$$S_f(t) = \sum_{t_0}^t R_f(x) \quad \text{Eq. 2}$$

where  $x$  is daily mean air temperature,  $t_0$  is the start DOY when forcing begins to accumulate (set up to the 1<sup>st</sup> of January for the warming model), and  $t$  is the DOY for the onset of a phenological event, which occurs when  $S_f$  reaches a prescribed threshold  $S_f(t) \geq F^*$ .  $F^*$  threshold value is parametrized as linear function of long-term mean annual temperature  $F^* = f(T_{1990-2019})$  calculated for period 1990-2019 and  $T_{1990-2019}$  is a linear function of longitude, latitude and altitude  $T_{1990-2019} = f(Lon, Lat, Alt)$  in our research. MELAAS et al. (2013) used this approach to account for variability in climatology related to geographic patterns, because thermal forcing required for spring onset is lower at more northern sites than at southern sites in the Northern Hemisphere.

### MODEL 2 - Spring photo-threshold model

Photo-threshold model reflects the knowledge, that daily daylength exceeding some threshold can compensate lack of forcing for onset of phenological events. It is used the same approach to evaluate  $S_f$  as it is in warming model (2) except two differences related to comprising daily daylength ( $DL$ ) as another variable for prediction of spring phenology. The forcing process starts at  $t_0$ , that is flexible DOY when  $DL \geq DL_{start}$ , where  $DL_{start}$  is the minimum daily daylength threshold to trigger the forcing process. The second difference is that spring phenology is predicted to occur not only when forcing accumulation reaches its threshold ( $S_f(t) \geq F^*$ ) but also when daylength  $DL$  is above a maximum threshold  $DL \geq DL_{end}$  (MELAAS et al. 2016). Parameters  $DL_{start}$ ,  $DL_{end}$ , for beech and oak tree species were taken from MENG et al. (2021). Daylength was calculated as a function of latitude ( $L$ ) and day of the year (DOY) using Equation (FABRIKA U. PRETZSCH 2013).

### MODEL 3 - Spring photo-chilling model

The model considers all three main drivers of spring phenology: temperature, chilling, and photoperiod. The photo-chilling model was developed from a widely used chilling model, that is, parallel model, which considers the forcing and chilling processes (HÄNNINEN 1990), and moreover, a chilling-dependent photoperiod variable  $R_p$  to this model was added to adjust the efficiency of forcing accumulation (MENG et al. 2021).

$$R_f = \begin{cases} \frac{28.4}{1 + \exp(3.4 - 0.185 * x)} & x > T_{base} \\ 0 & x \leq T_{base} \end{cases} \quad \text{Eq. 3}$$

$$R_c = \begin{cases} 0 & x \geq 10.4 \text{ or } x \leq -3.4 \\ \frac{x + 3.4}{T_{opt} + 3.4} & -3.4 < x \leq T_{opt} \\ \frac{x - 10.4}{T_{opt} - 10.4} & T_{opt} < x < 10.4 \end{cases} \quad \text{Eq. 4}$$

$$R_p = \frac{DL}{12} * e^{C * R_c} \quad \text{Eq. 5}$$

$$S_f(t) = \sum_{t_0}^t (R_f(x) * R_p(DL, R_c)) \quad \text{Eq. 6}$$

$$S_c(t) = \sum_{t_0}^t R_c(x) \quad \text{Eq. 7}$$

Spring events are predicted to occur when  $S_f(t) \geq a \cdot e^{b \cdot S_c(t)}$ , where  $b < 0$ ;  $t$  is the DOY for onset of phenological event,  $x$  is daily mean temperature,  $DL$  is daily daylength,  $T_{opt}$  is the optimum temperature for chilling accumulation,  $S_f(t)$  and  $S_c(t)$  are the state of forcing and chilling respectively;  $R_f$  (3),  $R_c$  (4), and  $R_p$  (5) are the rate of forcing, chilling, and photoperiod respectively. Forcing and chilling accumulation starts at  $t_0$ , that is set up to the 1<sup>st</sup> of November in the preceding year in this study;  $T_{base}$  is base temperature (5°C);  $a$ ,  $b$ ,  $c$ , and  $T_{opt}$  are parameters to be calibrated.

#### MODEL 4 - Autumn cooling-shortening model

The process of leaf senescence (i. e., dormancy induction) is co-triggered by a function of short daylength  $DR_p$  and a function of low temperatures  $DR_T$ , and is completed when the state of dormancy induction  $DS$  (8) reaches a critical value  $DS(t) \geq D_{crit}$  (LIU et al. 2020):

$$DS(t) = \sum_{t_0}^t (DR_T * DR_p) = \sum_{t_0}^t \left( \frac{1}{1 + e^{aD*(x-bD)}} \times \frac{1}{1 + e^{cD*(DL-DL_{crit})}} \right) \quad \text{Eq. 8}$$

where  $t_0$  is the start date of dormancy induction (fixed to the 1<sup>st</sup> of September of the current year), and  $t$  is the DOY for the onset of a phenological event;  $x$  is daily mean air temperature and  $DL$  is daily daylength;  $DL_{crit}$ ,  $aD$ ,  $bD$  and  $cD$  are specie-specific function parameters taken from LIU et al. (2020) derived for two kinds of phenological observations – i) ground-based, ii) satellite-based; and  $D_{crit}$  was calibrated on calibration sample of MCD12Q2 observations, in case of using the function parameters derived from satellite-based observations (LIU et al. 2020),  $D_{crit}=f(Altitude)$  for beech and  $D_{crit}=f(T_{1990-2019})$  for oak in our study, otherwise  $D_{crit}$  was calibrated as average of  $DS(t)$  of calibrating sample.

Root Mean Square Error (RMSE), Mean Absolute Error (MAE) and Standard Error (SE) were used to indicate the discrepancies between observed and predicted onsets of phenological events. RMSE indicates overall accuracy of the predictions. MAE indicates bias of the model, and p-value was calculated to evaluate significance of bias. SE indicates the precision of the predictions. The relation between the errors describes equation (9). Correlation between observations and predictions was measured by correlation coefficient (R).

$$RMSE = \sqrt{MAE^2 + SE^2} \quad \text{Eq. 9}$$

## Results

The first part of results is focused on individual evaluation and mutual comparison of the models for prediction of onset of spring phenological phases (PP1-PP4) and autumn phenological phases (PP6-PP7).

Spring warming model brings better predictions of phenological events for oak compared to beech. Correlation coefficients range between 0.34-0.79 for spring phenology of oak. The highest were correlated predictions with observations of PP2-MidGreendown, the lowest correlation was found out for

PP4-Peak (Table 2). Similar proportion between phenological phases was observed in modeling of beech spring phenology, while correlation coefficients are in interval 0.25-0.41. Also, the accuracy of the warming model was higher for oak than for beech. Within the phenological phases, the difference between tree species RMSE was from  $\pm 2.68$  days for PP4 to  $\pm 3.76$  days for PP2. Accuracy for spring phenological models of beech ranges from  $\pm 8.19$  (PP2) –  $\pm 11.18$  days (PP1), for oak from  $\pm 4.43$  (PP2) –  $\pm 8.20$  days (PP1-Greenup) (Table 2).

The introduction of daylength into the spring photoperiod-threshold model resulted to the significant increase in correlations for beech and, conversely, a slight decrease of correlation coefficients for oak spring phenological phases. Exception was PP4, where R increased for both tree species comparing to warming model (Table 2). The accuracy of the model also increased in all phenological phases for beech, most significantly in PP1, where RMSE decreased to  $\pm 8.32$  days, which is still the lowest accuracy of this model for beech spring phenology. The highest accuracy was found for PP2, RMSE= $\pm 6.53$  days. Accuracy of modeling of oak spring phenology increased in PP1 and PP4 (the highest RMSE= $\pm 7.68$  days of the model for oak), and slightly decreased in PP2 (the lowest RMSE= $\pm 4.6$  days of the model for oak) and PP3-Maturity (Table 2).

The different use of the daylength in the spring photo-chilling model, comparing to the photo-threshold model, brought an increase in the correlation for all phenological phases and tree species, only at PP4 the R remained at an unchanged value of 0.37 (Table 2) for oak. Predicted and observed onsets are most closely correlated for both tree species in PP2 (R=0.60 and 0.78 respectively), the least closely in PP1 for beech (R=0.40) and in PP4 for oak (R=0.37). Accuracy of the model has stayed almost at the same level as it is in photo-threshold model, just at PP1 decreased more significant for beech (RMSE= $\pm 9.94$  days), less significant for oak (RMSE= $\pm 7.14$  days) (Table 2).

Autumn cooling-shortening model was calibrated for two sets of parameters of Equation (8), i) ground-based and ii) satellite-based LIU et al. (2020). From the point of view of the power of correlation between the predicted onset of the autumn phenological phases (PP6-MidGreendown and PP7-Dormancy) and the observed one within the MODIS product MCD12Q2, the parameters derived from ground-based observations according to Liu et al. (2020) proved to be more appropriate. Correlation coefficients of the model acquired higher values for both phenological phases and tree species using these parameters, except the phase PP7 for beech (Table 3). Parameters derived using satellite-based phenological observations (LIU et al. 2020) endorsed the autumn model for predicting the Dormancy of beech tree species compared to “ground-based” parameters. Correlation coefficient increased from 0.19 to 0.34. Correlation for both phases was higher for beech in comparison with oak. On the contrary, the accuracy of autumn phenology modeling for PP6 and PP7 was higher for oak (RMSE= $\pm 4.66$  and  $\pm 4.76$  days), for beech RMSE was equal to  $\pm 6.65$  days (PP6) and  $\pm 7.25$  days (PP7) respectively (Table 3).



Table 2: Evaluation of spring phenological models for Greenup (PP1), MidGreenup (PP2), Maturity (PP3) and Peak (PP4) (root mean square error RMSE, mean absolute error MAE and standard error SE are measured in days; p-value indicate significance of MAE; R – correlation coefficient between predictions and observations; n – validation sample size)

| Phenological Phase | Tree species | n    | Warming model |       |         |       |      | Photo-threshold model |      |         |      |      | Photo-chilling model |      |         |      |      |
|--------------------|--------------|------|---------------|-------|---------|-------|------|-----------------------|------|---------|------|------|----------------------|------|---------|------|------|
|                    |              |      | RMSE          | MAE   | p-value | SE    | R    | RMSE                  | MAE  | p-value | SE   | R    | RMSE                 | MAE  | p-value | SE   | R    |
| PP1                | Beech        | 3072 | 11.18         | -2.24 | 0.000   | 10.95 | 0.28 | 8.32                  | 0.63 | 0.000   | 8.30 | 0.34 | 9.94                 | 0.14 | 0.449   | 9.94 | 0.40 |
|                    | Oak          | 1210 | 8.20          | -0.59 | 0.013   | 8.18  | 0.56 | 6.55                  | 1.07 | 0.000   | 6.47 | 0.46 | 7.14                 | 0.25 | 0.224   | 7.13 | 0.53 |
| PP2                | Beech        | 3144 | 8.19          | -1.67 | 0.000   | 8.02  | 0.41 | 6.53                  | 0.69 | 0.000   | 6.49 | 0.54 | 6.73                 | 0.61 | 0.000   | 6.70 | 0.60 |
|                    | Oak          | 1223 | 4.43          | 0.24  | 0.057   | 4.42  | 0.79 | 4.60                  | 1.86 | 0.000   | 4.20 | 0.72 | 4.51                 | 1.43 | 0.000   | 4.27 | 0.78 |
| PP3                | Beech        | 3120 | 8.72          | -1.71 | 0.000   | 8.55  | 0.40 | 7.27                  | 0.52 | 0.000   | 7.26 | 0.56 | 7.27                 | 0.58 | 0.000   | 7.24 | 0.60 |
|                    | Oak          | 1203 | 5.91          | 0.14  | 0.396   | 5.91  | 0.53 | 6.46                  | 1.54 | 0.000   | 6.28 | 0.41 | 5.94                 | 1.29 | 0.000   | 5.80 | 0.54 |
| PP4                | Beech        | 3077 | 10.68         | -1.65 | 0.000   | 10.55 | 0.25 | 9.12                  | 1.01 | 0.000   | 9.06 | 0.45 | 9.04                 | 1.04 | 0.000   | 8.98 | 0.47 |
|                    | Oak          | 1133 | 8.04          | 0.00  | 0.997   | 8.04  | 0.34 | 7.68                  | 1.49 | 0.000   | 7.53 | 0.37 | 7.60                 | 1.38 | 0.000   | 7.47 | 0.37 |

Table 3: Evaluation of autumn phenological model for MidGreendown (PP6), Dormancy (PP7) (Root Mean Square Error (RMSE), Mean Absolute Error (MAE) and Standard Error (SE) are measured in days; p-value indicate significance of MAE; R – correlation coefficient between predictions and observations; n – validation sample size; satellite-based – parameters used from parametrization of the model on satellite-based observations (LIU et al. 2020); ground-based – parameters used from parametrization of the model on ground-based observations (LIU et al. 2020)

| Phenological Phase | Tree species | n    | Cooling-shortening model (satellite-based parameters) |      |         |      |      | Cooling-shortening model (ground-based parameters) |       |         |      |      |
|--------------------|--------------|------|---|------|---------|------|------|--|-------|---------|------|------|
|                    |              |      | RMSE  | MAE  | p-value | SE   | R    | RMSE   | MAE   | p-value | SE   | R    |
| PP6                | Beech        | 3139 | 6.89  | 1.11 | 0.000   | 6.80 | 0.36 | 6.65   | 1.21  | 0.000   | 6.54 | 0.43 |
|                    | Oak          | 1161 | 4.74  | 0.04 | 0.766   | 4.74 | 0.06 | 4.66   | -0.02 | 0.890   | 4.66 | 0.26 |
| PP7                | Beech        | 3163 | 7.25  | 1.14 | 0.000   | 7.16 | 0.34 | 7.77   | 1.28  | 0.000   | 7.66 | 0.19 |
|                    | Oak          | 1193 | 4.39  | 0.22 | 0.089   | 4.39 | 0.03 | 4.76   | 0.29  | 0.038   | 4.76 | 0.12 |

The different use of the daylength in the spring photo-chilling model, comparing to the photo-threshold model, brought an increase in the correlation for all phenological phases and tree species, only at PP4 the R remained at an unchanged value of 0.37 (Table 2) for oak. Predicted and observed onsets are most closely correlated for both tree species in PP2 (R=0.60 and 0.78 respectively), the least closely in PP1 for beech (R=0.40) and in PP4 for oak (R=0.37). Accuracy of the model has stayed almost at the same level as it is in photo-threshold model, just at PP1 decreased more significant for beech (RMSE=±9.94 days), less significant for oak (RMSE=±7.14 days) (Table 2).

Autumn cooling-shortening model was calibrated for two sets of parameters of Equation (8), i) ground-based and ii) satellite-based Liu et al. 2021. From the point of view of the power of correlation between the predicted onset of the autumn phenological phases (PP6-MidGreendown and PP7-Dormancy) and the observed one within the MODIS product MCD12Q2, the parameters derived from ground-based observations according to Liu et al. (2020) proved to be more appropriate. Correlation coefficients of the model acquired higher values for both phenological phases and tree species using these parameters, except the phase PP7 for beech (Table 3). Parameters derived using satellite-based phenological observations (LIU et al. 2020) endorsed the autumn model for predicting the Dormancy of beech tree species compared to “ground-based” parameters. Correlation coefficient increased from 0.19 to 0.34. Correlation for both phases was higher for beech in comparison with oak. On the contrary, the accuracy of autumn phenology modeling for PP6 and PP7 was higher for oak (RMSE=±4.66 and ±4.76 days), for beech RMSE was equal to ±6.65 days (PP6) and ±7.25 days (PP7) respectively (Table 3).

The best results for modeling the onset of the spring phenological phases of beech were found with the photo-chilling model (MODEL 3). In case of phenological phases where the p-value of mean average error MAE does not exceed significant level of 5 % (Table 2), bias was removed from the model by subtracting the value of MAE from the predicted DOY of onset of the phenological phase. In that case, the root mean square error RMSE coincides with the standard error SE value, what follows from Equation (9).

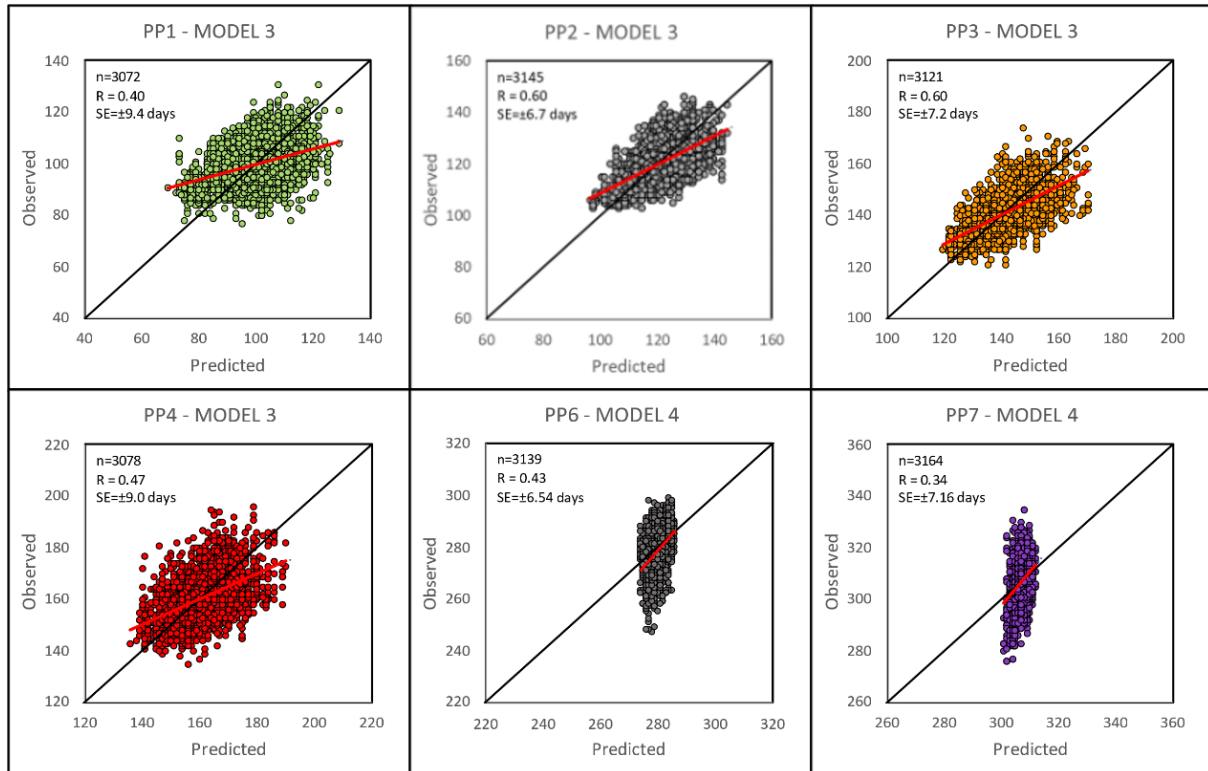


Figure 3: Statistics of the best chosen phenological models of beech for prediction of spring (PP1-PP4) and autumn (PP6-PP7) phenological phases (MODEL 3 – Spring photo-chilling, MODEL 4 – Autumn cooling-shortening)

Predictions of spring phenological phases (PP1-PP4) for beech were higher correlated with the observations when autumn predictions (Figure 3). The highest correlation was evaluated for PP2 and PP3 ( $R=0.60$ ), the lowest for PP7 ( $R=0.34$ ). Precision of predictions is in the range of  $\pm 6.54$  days for PP6 to  $\pm 9.4$  days for PP1 and this error should not be exceeded with 68 % probability. SE of prediction of the onset of autumn phenological phases (PP6-PP7) was  $\pm 6.54$  days and  $\pm 7.16$  days respectively (Figure 3).

For oak, MODEL 1 proved to be the best model for modeling phenological phases PP1, PP2, and MODEL 3 for phases PP3 and PP4. The precision of these models ranges from  $SE=\pm 4.4$  days for PP2 to  $SE=\pm 8.2$  days for PP1, and correlation coefficients from  $R=0.37$  for PP4 to  $R=0.79$  for PP2 (Figure 4). Predictions of the onset of autumn phases for oak were poorly correlated with observations,  $R=0.26$  for PP6 and  $R=0.12$  for PP7. The precision of these models is equal to  $SE=\pm 4.7$  days and  $\pm 4.8$  days respectively (Figure 4).

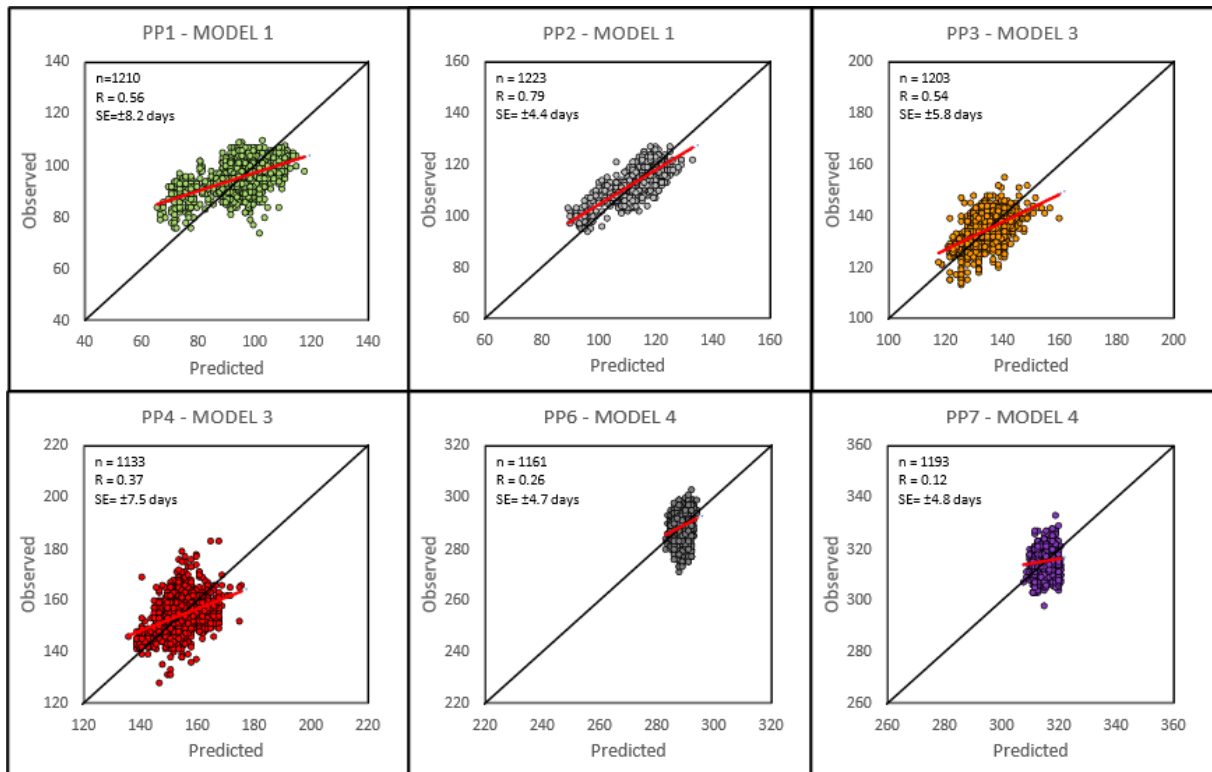


Figure 4: Statistics of the best chosen phenological models of oak for prediction of spring (PP1-PP4) and autumn (PP6-PP7) phenological phases (MODEL 1 – Spring warming, MODEL 3 – Spring photo-chilling, MODEL 4 – Autumn cooling-shortening)

## Discussion

The results of our study are generally corresponding to the findings reported by BASLER et al. (2016), that the lowest average prediction errors for spring phenology (leaf unfolding) ranged from  $\pm 7$  to  $\pm 9$  days for the dataset pooled across sites and years. Only in the case of beech and the phenological phase PP1, the upper limit was exceeded in our study. On the contrary, the prediction error for oak was lower than 7 days for two of four spring phenological phases.

Inclusion of daylength and chilling requirements (MODEL 2 and 3) improved predictions of spring phenological phases for beech forest stands comparing to warming model (MODEL 1). Warming model brings comparable results with more complex photo-chilling model for prediction of PP1 and PP2 in oak forest stands. The stated results correspond to the knowledge of DANTEC et al. (2014), that Sessile oak (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.) has relatively low chilling requirements, although it has higher heat requirements compared to species such as European Beech (*Fagus sylvatica* L.) and contrary, beech is well-known by high chilling requirements.

Autumnal model (MODEL 4) is less sensitive as spring models and its precision is similar or higher. The autumn phenology prediction error did not exceed two-thirds of the error reported in LIU et al. (2020), where the same type of model was applied, but the phenological observations were ground-based and captured a wider latitudinal gradient (entire area of Germany). Therefore, our plan is to verify the accuracy of the model for different latitudes of the temperate zone or reparametrize the model on data from a wider latitudinal gradient. The motivation arises from our findings that the use of different sets of parameters brought relatively significant differences in the results of modelling autumn phenological phases (PP6-PP7), and in this direction we are open to a new cooperation. Another challenge is

a more complex validation of phenological models on production processes after their planned connection with the Sibyla Lex Eterna process-based model, which is being developed at the Technical University in Zvolen.

## Acknowledgment

The study was supported by the Slovak Research and Development Agency under the contracts No. APVV-19-0035.

## Literature

- BASLER, D. (2016): Evaluating phenological models for the prediction of leaf-out dates in six temperate tree species across central Europe. *Agricultural and Forest Meteorology* 217: 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.11.007>
- CAFFARRA, A.; DONNELLY, A.; CHUINE, I. (2011): Modelling the timing of *Betula pubescens* budburst. II. Integrating complex effects of photoperiod into process-based models. *Climate Research* 46(2): 159–170. <https://doi.org/10.3354/cr00983>
- CORNES, R.C.; VAN DER SCHRIER, G.; VAN DEN BESSELAAR, E.J.M.; JONES, P.D. (2018): An Ensemble Version of the E-OBS Temperature and Precipitation Data Sets. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 123(17): 9391–9409. <https://doi.org/10.1029/2017JD028200>
- DANTEC, C.F.; VITASSE, Y.; BONHOMME, M.; LOUVET, J.-M.; KREMER, A.; DELZON, S. (2014): Chilling and heat requirements for leaf unfolding in European beech and sessile oak populations at the southern limit of their distribution range. *International Journal of Biometeorology* 58(9): 1853–1864. <https://doi.org/10.1007/s00484-014-0787-7>
- DELPYERRE, N.; DUFRÈNE, E.; SOUDANI, K.; ULRICH, E.; CECCHINI, S.; BOÉ, J.; FRANÇOIS, C. (2009): Modelling interannual and spatial variability of leaf senescence for three deciduous tree species in France. *Agricultural and Forest Meteorology* 149(6): 938–948. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.11.014>
- FABRIKA, M.; PRETZSCH, H. (2013): *Forest ecosystem analysis and modelling*, 1. ed. Zvolen, Technical University. 620 S.
- FADDEN, D. (2019): *Phenological characteristics of Sitka spruce, oak and beech growing in Ireland [MSc Thesis]*. University College Dublin. 89 S.
- FU, Y.; ZHANG, H.; DONG, W.; YUAN, W. (2014): Comparison of Phenology Models for Predicting the Onset of Growing Season over the Northern Hemisphere. *PLOS ONE* 9(10): e109544. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109544>
- GARONNA, I.; DE JONG, R.; DE WIT, A.J.W.; MÜCHER, C.A.; SCHMID, B.; SCHAEPMAN, M.E. (2014): Strong contribution of autumn phenology to changes in satellite-derived growing season length estimates across Europe (1982–2011). *Global Change Biology* 20(11): 3457–3470. <https://doi.org/10.1111/gcb.12625>
- GRAY, J.; SULLA-MENASHE, D.; FRIEDL, M.A. (2019): *User Guide to Collection 6 MODIS Land Cover Dynamics (MCD12Q2) Product*
- HÄNNINEN, H. (1990): Modelling bud dormancy release in trees from cool and temperate regions. *Silva Fennica* 0(213).
- KEENAN, T.F.; GRAY, J.; FRIEDL, M.A.; TOOMEY, M.; BOHRER, G.; HOLLINGER, D.Y.; MUNGER, J.W.; O'KEEFE, J.; SCHMID, H.P.; WING, I.S.; YANG, B.; RICHARDSON, A.D. (2014): Net carbon uptake has increased through warming-induced changes in temperate forest phenology. *Nature Climate Change* 4(7): 598–604. <https://doi.org/10.1038/nclimate2253>

- KLOSTERMAN, S.T.; HUFKENS, K.; GRAY, J.M.; MELAAS, E.; SONNENTAG, O.; LAVINE, I.; MITCHELL, L.; NORMAN, R.; FRIEDL, M.A.; RICHARDSON, A.D. (2014): Evaluating remote sensing of deciduous forest phenology at multiple spatial scales using PhenoCam imagery. *Biogeosciences* 11(16): 4305–4320. <https://doi.org/10.5194/bg-11-4305-2014>
- LIU, Q.; PIAO, S.; CAMPIOLI, M.; GAO, M.; FU, Y.H.; WANG, K.; HE, Y.; LI, X.; JANSSENS, I.A. (2020): Modeling leaf senescence of deciduous tree species in Europe. *Global Change Biology* 26(7): 4104–4118. <https://doi.org/10.1111/gcb.15132>
- MELAAS, E.K.; FRIEDL, M.A.; RICHARDSON, A.D. (2016): Multiscale modeling of spring phenology across Deciduous Forests in the Eastern United States. *Global Change Biology* 22(2): 792–805. <https://doi.org/10.1111/gcb.13122>
- MELAAS, E.K.; RICHARDSON, A.D.; FRIEDL, M.A.; DRAGONI, D.; GOUGH, C.M.; HERBST, M.; MONTAGNANI, L.; MOORS, E. (2013): Using FLUXNET data to improve models of springtime vegetation activity onset in forest ecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology* 171–172: 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.11.018>
- MENG, L.; ZHOU, Y.; GU, L.; RICHARDSON, A.D.; PEÑUELAS, J.; FU, Y.; WANG, Y.; ASRAR, G.R.; DE BOECK, H.J.; MAO, J.; ZHANG, Y.; WANG, Z. (2021): Photoperiod decelerates the advance of spring phenology of six deciduous tree species under climate warming. *Global Change Biology* 27(12): 2914–2927. <https://doi.org/10.1111/gcb.15575>
- PEANO, D.; MATERIA, S.; COLLALTI, A.; ALESSANDRI, A.; ANAV, A.; BOMBELLI, A.; GUALDI, S. (2019): Global Variability of Simulated and Observed Vegetation Growing Season. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 124(11): 3569–3587. <https://doi.org/10.1029/2018JG004881>
- PIAO, S.; WANG, X.; PARK, T.; CHEN, C.; LIAN, X.; HE, Y.; BJERKE, J.W.; CHEN, A.; CIAIS, P.; TØMMERVIK, H.; NEMANI, R.R.; MYNENI, R.B. (2020): Characteristics, drivers and feedbacks of global greening. *Nature Reviews Earth & Environment* 1(1): 14–27. <https://doi.org/10.1038/s43017-019-0001-x>
- RICHARDSON, A.D.; KEENAN, T.F.; MIGLIAVACCA, M.; RYU, Y.; SONNENTAG, O.; TOOMEY, M. (2013): Climate change, phenology, and phenological control of vegetation feedbacks to the climate system. *Agricultural and Forest Meteorology* 169: 156–173. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.09.012>
- SARVAS, R. (1974): Investigations on the annual cycle of development of forest trees, Autumn dormancy and winter dormancy. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 84: 1–101.
- STÖCKLI, R.; RUTISHAUSER, T.; BAKER, I.; LINIGER, M.A.; DENNING, A.S. (2011): A global reanalysis of vegetation phenology. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 116(G3). <https://doi.org/10.1029/2010JG001545>
- WAREING, P.F. (1953): Growth Studies in Woody Species V. Photoperiodism in Dormant Buds of *Fagus sylvatica* L. *Physiologia Plantarum* 6(4): 692–706. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1953.tb08442.x>
- WHITE, M.A.; THORNTON, P.E.; RUNNING, S.W. (1997): A continental phenology model for monitoring vegetation responses to interannual climatic variability. *Global Biogeochemical Cycles* 11(2): 217–234. <https://doi.org/10.1029/97GB00330>

# Modellierung und Projektion von Wintersturmschäden im Klimawandel

---

Thorsten Zeppenfeld, Matthias Schmidt  
*Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt*

## Einleitung

In Deutschland verursachen Winterstürme großflächige Waldschäden, entweder direkt durch Windwurf/-bruch oder indirekt als Wegbereiter für sekundäre Schädigungen wie z. B. Borkenkäferfraß. Ihr hohes Schadpotenzial erreichen Winterstürme aufgrund von hohen Windgeschwindigkeiten, die in einem großräumigen Gebiet auf die Wälder einwirken. Der Klimawandel ändert das Sturmgesehen und das damit einhergehende Schadensaufkommen. Auch wenn es im Bezug auf den Klimawandel bisher keine eindeutigen Indizien für eine Zunahme der Wintersturm-Intensität über Mittel-Europa gibt (MÖLTER et al. 2016, SENEVIRATNE et al. 2021), ist bereits das rezente Sturmgesehen Anlass genug, das Schadensrisikos mit in die Waldbauplanung einzubeziehen.

Das konkrete Schadaufkommen im Bestand bei einem Winter-Sturmereignis ist Resultat einer komplexen Wirkungskette. Ausschlaggebend sind Windböen, deren physikalische Energie den Baum brechen oder umwerfen. Die Stärke der Windböen ist von maßstabübergreifenden Faktoren abhängig. Druckunterschiede über dem Nord-Atlantik bestimmen die Energie, die der Wintersturm aufs Festland trägt. Die regionale Orographie differenziert exponierte und geschützte Lagen und lokale Unterschiede in der Oberflächenrauigkeit können zum Beispiel zu Turbulenzen führen.

Darüber hinaus führt der Klimawandel auch zu einer Veränderung der Wachstumsbedingungen und beeinflusst somit die Vulnerabilität der Bäume. Gleichzeitig ergibt sich aus den säkularen Schadflächen der vergangenen Jahre ein großer Beratungsbedarf was den Umbau hin zu einem klimastabilen Wald angeht, insbesondere hinsichtlich der Baumartenwahl. Bei solchen waldbaulichen Entscheidungen können klimasensitive Modelle helfen, indem sie auf breiter empirischer Basis räumlich explizite Sturmschadenswahrscheinlichkeiten standorts- und bestockungssensitiv quantifizieren.

## Sturmschadensmodellierung

Ein etabliertes statistisches Modell zur Quantifizierung von Sturmschadenswahrscheinlichkeiten auf Einzelbaumbasis wurde von SCHMIDT et al. (2010) entwickelt. Das Modell zeichnet sich dadurch aus, dass es anhand einer aussergewöhnlich großen Datenbasis parametrisiert worden ist. Nach dem Wintersturmereignis Lothar 1999 wurden in Baden-Württemberg bei der Bundeswaldinventur (BWI II) auf einem verdichteten Probenahmernetz ( $2 \times 2$  km) zusätzlich zu den Standarderfassungen alle Einzelbaumschäden aufgenommen, die durch den Orkan Lothar verursacht worden waren. Dies resultierte in einem Datensatz, der mehr als 63000 Einzelbaumdaten enthält von denen mehr als % als geschädigt erfasst wurden. Die Beobachtungen waren gemäß des BWI Probenahmeverfahrens hierarchisch organisiert: die Aufnahmen fanden auf ein bis vier Traktecken ( $150 \times 150$  m) statt, die wiederum auf den Trakten des Probenahmernetzes angeordnet sind.

Die Sturmschadenswahrscheinlichkeit für einen Einzelbaum  $i$  wurde mittels einer logistischen Regression über ein Generalisiertes Additives Modell (GAM) beschrieben:

$$y_i \sim \text{Bernoulli}(p_i)$$

$$p_i = \frac{\exp(\eta_i)}{1 + \exp(\eta_i)} \quad (\text{logit link-Funktion})$$

$$\eta_i = \mathbf{x}_i^T \boldsymbol{\beta} + f(\text{east}_i, \text{north}_i)$$

Die Schadenswahrscheinlichkeit  $p_i$  wurde als Parameter einer Bernoulli Zufallsvariable mit einem Set an Kovariablen  $\mathbf{x}_i$  und den jeweiligen Regressionskoeffizienten  $\boldsymbol{\beta}$  modelliert. Zu den Kovariablen zählten: Baumartgruppe, Baumhöhe als  $\log(h)$  und Brusthöhendurchmesser als  $\log(bhd)$  in Interaktion mit der Baumartgruppe, Bodenwasserkategorie und vier verschiedene Summen aus jeweils zwei topographischen Indizes Topex.

Zu dem Zeitpunkt der Modellentwicklung standen SCHMIDT et al. (2010) keine geeigneten Informationen über die Böengeschwindigkeiten während des Sturmereignisses zur Verfügung. Dementsprechend konnte diese direkte Schadursache nicht explizit als Erklärgröße in das Modell aufgenommen werden. Stattdessen wurde ein räumlich strukturierter Effekt als Proxy für die Böengeschwindigkeit modelliert. Dazu wurde ein zwei-dimensionaler, isotropischer Glättungsterm über die Raumkoordinaten mit in das GAM aufgenommen:  $f(\text{east}_i, \text{north}_i)$ .

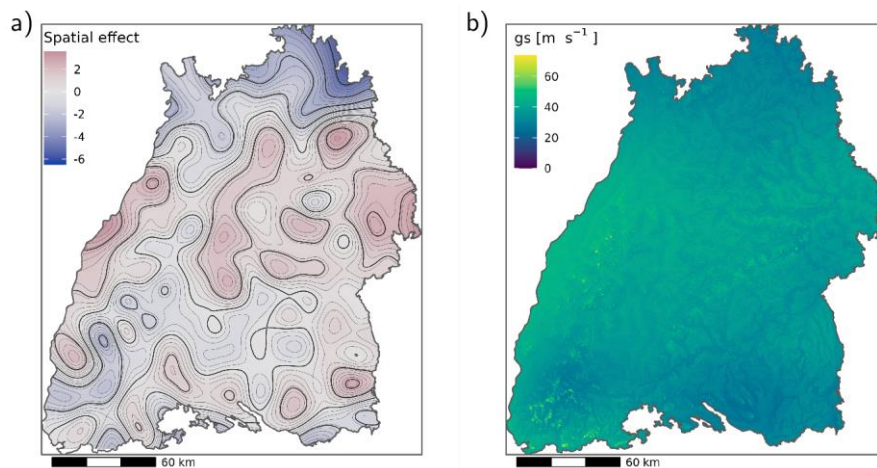


Abbildung 1: Räumlicher Vergleich zwischen dem a) räumlich strukturierten Effekt aus dem Sturmschadensmodell von Schmidt u. a. (2010) und b) der maximalen Böengeschwindigkeit ( $gs$ ) in  $m s^{-1}$  für das Sturmereignis 'Lothar' 1999 auf der Fläche Baden-Württembergs.

Diese Glättungsoberfläche bildet großräumige Schadenscluster mit Durchmessern bis zu 100 km sehr gut ab (Abbildung 1a). Allerdings ist nicht bekannt, was genau zu den räumlichen Mustern in der Glättungsoberfläche führt bzw. inwieweit auch andere, räumlich-korrelierte Größen über den Effekt erfasst werden. Zusätzlich war es in der Modellparametrisierung numerisch nicht möglich, gleichzeitig den Glättungsterm und die Gruppeneffekte auf Ebene eines Trakts  $j$  und einer Traktecke  $k$  plausibel abzuschätzen.

JUNG u. SCHINDLER (2019) haben für Deutschland maximale Böengeschwindigkeiten der 98 Wintertürme des Zeitraums 1989-2018 in einer räumlichen Auflösung von  $25 \times 25 m$  modelliert. Somit steht jetzt die direkte Schadursache explizit als Prädiktor zur Verfügung und muß nicht mehr implizit durch den Proxy Glättungsoberfläche modelliert werden. Durch die feine Differenzierung der Böengeschwindigkeit (Abbildung 1b) kann die kleinräumige Heterogenität erfasst werden was mit der Glättungsoberfläche nicht der Fall war. Zudem ermöglicht dies nun einen vollparametrischen Modellansatz, in dem mittels eines Generalisierten Linearen Gemischten Modells (GLMM) zusätzlich zu den Effekten der kausalen Kovariablen, auch Gruppeneffekten auf Ebene der Trakt- und Traktecken ( $u$  und  $v$ ) geschätzt werden können und somit die Abhängigkeiten der Beobachtungen berücksichtigt werden:

$$\eta_i = \mathbf{x}_i^T \boldsymbol{\beta} + u_i + v_i$$

$$u_j \sim \text{Normal}(0, \sigma_u^2)$$

$$v_{j,k} \sim \text{Normal}(0, \sigma_v^2)$$

Der Kovariablenvektor  $\mathbf{x}_i$  umfasst: Baumartgruppe,  $\log(h)$  und  $\log(bhd)$  in Interaktion mit Baumartgruppe, Bodenwasserkategorie, drei verschiedene Summen aus jeweils zwei topographischen Indizes Topex und die quadrierte maximale Böengeschwindigkeit (engl. gust speed)  $gs^2$ . Die Böengeschwindigkeit  $gs$  geht im Quadrat in den Modelleffekt ein, da in der physikalischen Fluidodynamik der Strömungswiderstand proportional zur Strömungsgeschwindigkeit im Quadrat ist. Zwei der ursprünglich vier Topex Summen wiesen eine hohe Korrelation auf. Beide spannten einen weiten Winkel auf, leicht zu- bzw. abgewandt zur Hauptsturmrichtung. Diese wurden im Rahmen der erneuten Modellselektion durch eine Topex Summe ersetzt, die orthogonal zur Sturm-Windrichtung ausgerichtet ist.

Das Modell wurde mit dem Bayesianischen Ansatz formuliert und parametrisiert. Für die Koeffizienten der Kovariablen wurde eine schwach informierte Priori-Verteilung ( $\text{Normal}(0, \sigma = 5)$ ) und für die Varianzen der Parameter auf Gruppenebene,  $\sigma_u^2$  und  $\sigma_v^2$ , wurde die Verteilung half Student-t(3,5) angenommen.

## Anwendungen

### Transekt durch Niedersachsen

Die Wirkweise des neuen Modellansatzes soll anhand einer Anwendung auf ein Transekt durch Niedersachsen veranschaulicht werden (Abbildung 2).

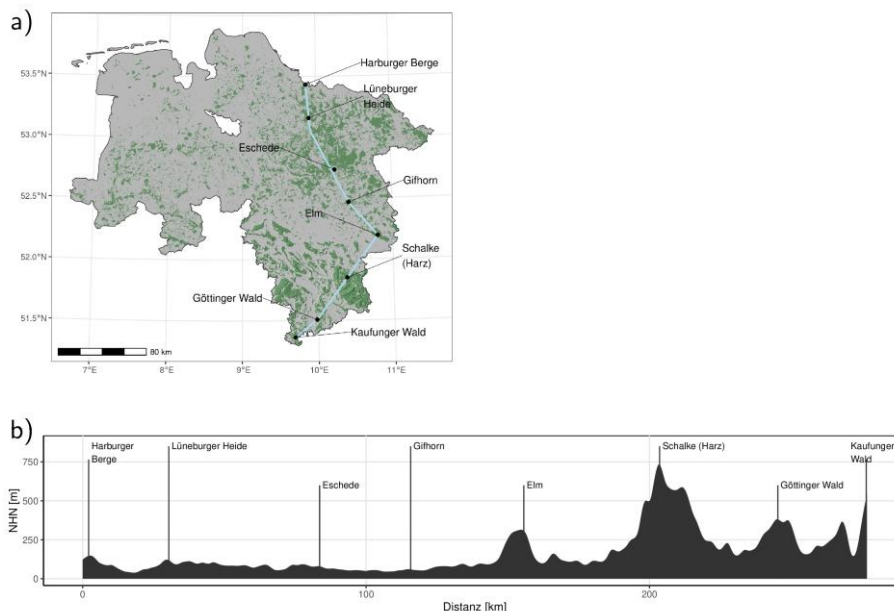


Abbildung 2: a) Lage und b) Höhenprofil des Transektes durch Niedersachsen

Hierbei soll ein Schwerpunkt auf die Projektionen vor dem Hintergrund des Klimawandels gelegt werden. Das Sturmschadensmodell umfasst zwei klimasensitive Bestandteile: die Böengeschwindigkeit und die Dendrometrie. Die Böengeschwindigkeiten sind von JUNG u. SCHINDLER (2021) für die Szenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 auf Basis des EURO-CORDEX Klimamodellensembles bis 2099 projiziert worden.



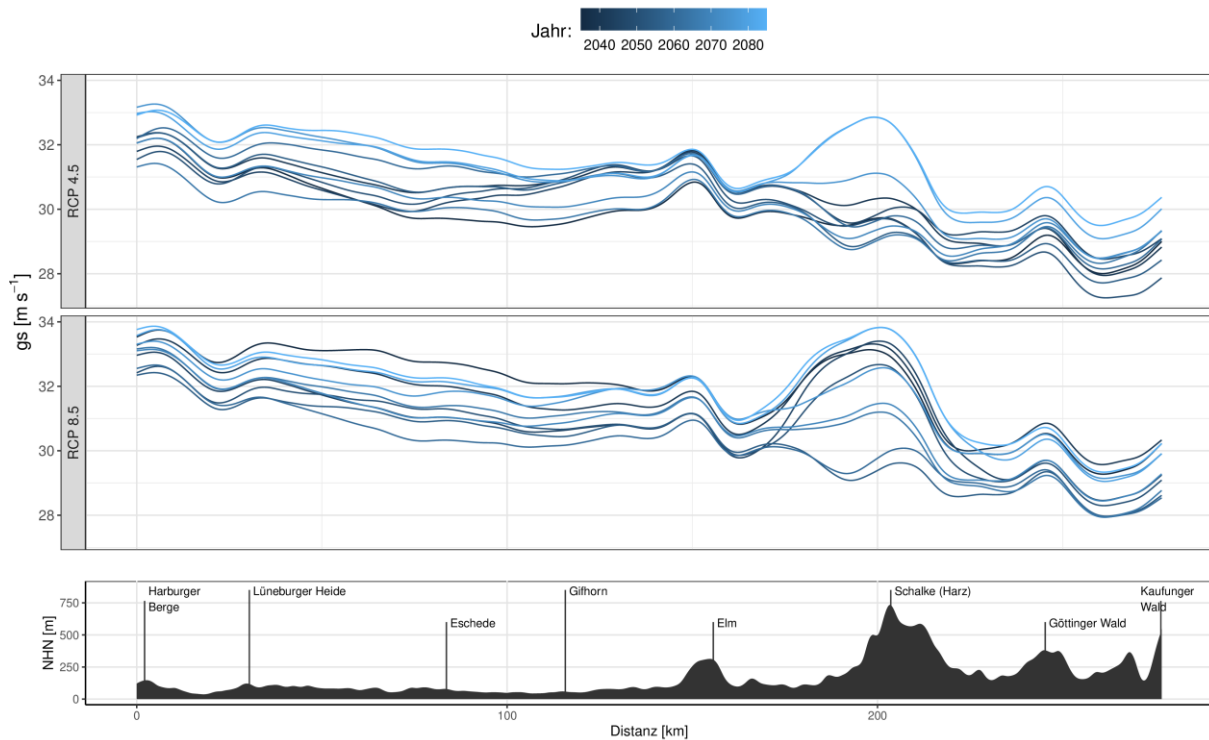


Abbildung 3: Maximale Böengeschwindigkeiten ( $gs$ ) [ $ms^{-1}$ ] nach JUNG u. SCHINDLER (2021) entlang des Transektes als gemittelte Projektionen aus den Klimäläufen des EURO-CORDEX Ensembles (Szenarien RCP 4.5 und RCP 8.5). Jede Linie stellt ein 30-jähriges Mittel aus dem Zeitraum 2020-2099 dar, wobei hellere Blautöne spätere Mittel anzeigen.

Betrachtet man diese Projektionen für den Transekt (Abbildung 3), so kann man für Niedersachsen eine geringe gerichtete Zunahme der maximalen Böengeschwindigkeiten bis zum Ende des Jahrhunderts erkennen. Diese Zunahme ist im Szenario RCP 4.5 über den ganzen Transektverlauf und im Szenario RCP 8.5 nur im Bereich des Harzes zu erkennen. Innerhalb eines Szenarios beträgt die Amplitude der 30-jährigen Mittel meist  $2 m s^{-1}$  und maximal  $4 m s^{-1}$  im Bereich des Harzes ("Schalke" bei Distanz 200 km). Auch im Vergleich der beiden Klimaszenarien unterscheiden sich die Böengeschwindigkeitsverläufe um bis zu  $4 m s^{-1}$  mit den leicht höheren Werten in dem Szenario RCP 8.5.

Die dendrometrischen Größen Grundflächenmittelstamm  $D_g$  und dessen Höhe  $H_g$  wurden mittels klimasensitiver Standort-Leistungs-Modelle (SCHMIDT 2020, SCHICK 2022) und invertierter Höhen-Durchmesser Kurven (SCHMIDT 2009) berechnet. Hierbei lagen den Projektionen für die Periode 2020-2100 Temperatur- und Niederschlagsdaten aus sieben Läufen des ReKliEs-De Kernensembles (WARRACH-SAGI et al. 2018) RCP 8.5 zu Grunde.

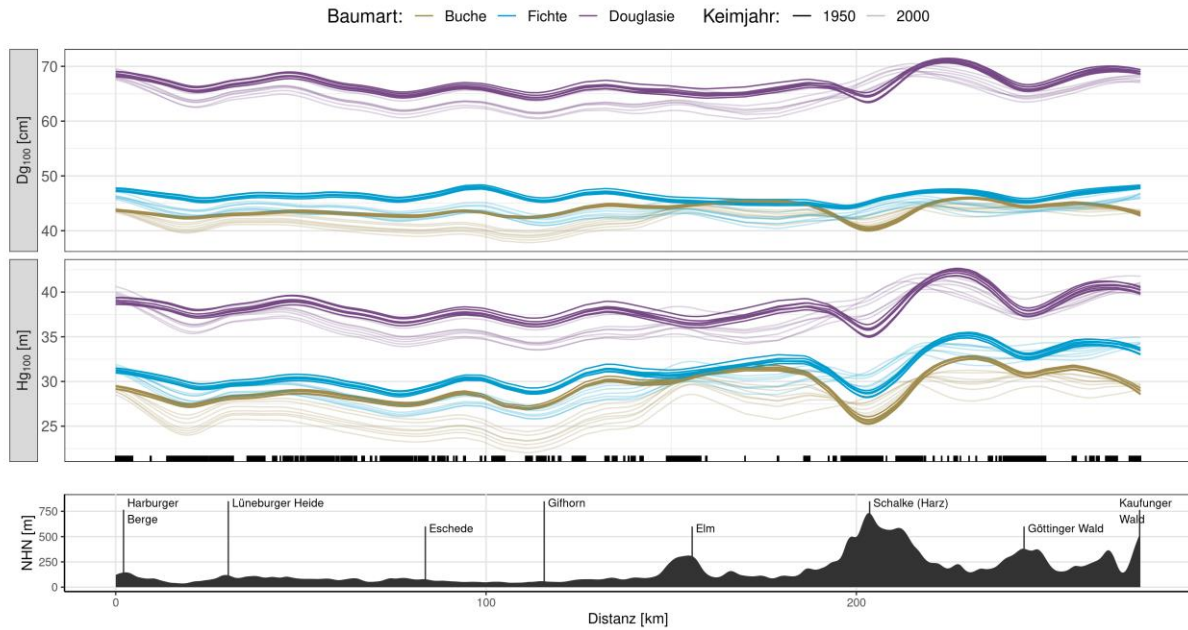


Abbildung 4: Durchmesser ( $Dg_{100}$ ) und Höhe ( $Hg_{100}$ ) des Grundflächenmittelstamms im Alter 100 entlang des Transektes. Dargestellt sind Modellbestände von Buche, Fichte und Douglasie mit dem Keimjahr 1950 bzw. Keimjahr 2000 (halbtransparent). Den einzelnen Linien liegen jeweils einer der sieben Klimamodellläufe des Ensembles ReKliEs-De (RCP 8.5) zu Grunde. Die Verläufe wurden mit einer Spline-Funktion geglättet. Markierungen entlang der x-Achse zeigen die bewaldeten Bereiche für die Schätzwerte vorlagen.

Über den ganzen Transektverlauf hinweg zeigt die Douglasie die mit Abstand höchsten  $Hg_{100}$ - und  $Dg_{100}$ -Werte im Alter 100, gefolgt von Fichte und Buche (Abbildung 4). Die Variabilität zwischen den verschiedenen Klimäläufen ist für die Modellbestände mit dem Keimjahr 1950 gering, da die Projektion erst ab 2020 auf den Klimaprojektionen basiert. Für die Bestände mit dem Keimjahr 2000 sieht man eine deutliche Aufspaltung (v. a. der  $Hg_{100}$ ) aufgrund der Klimäläufen. Insgesamt liegen in den meisten Bereichen des Transektes die Wachstumsprojektionen der Bestände mit dem Keimjahr 1950 über denen, die 2000 begründet worden sind. Ausnahme bildet hier der Harz ("Schalke" bei Distanz 200 km).

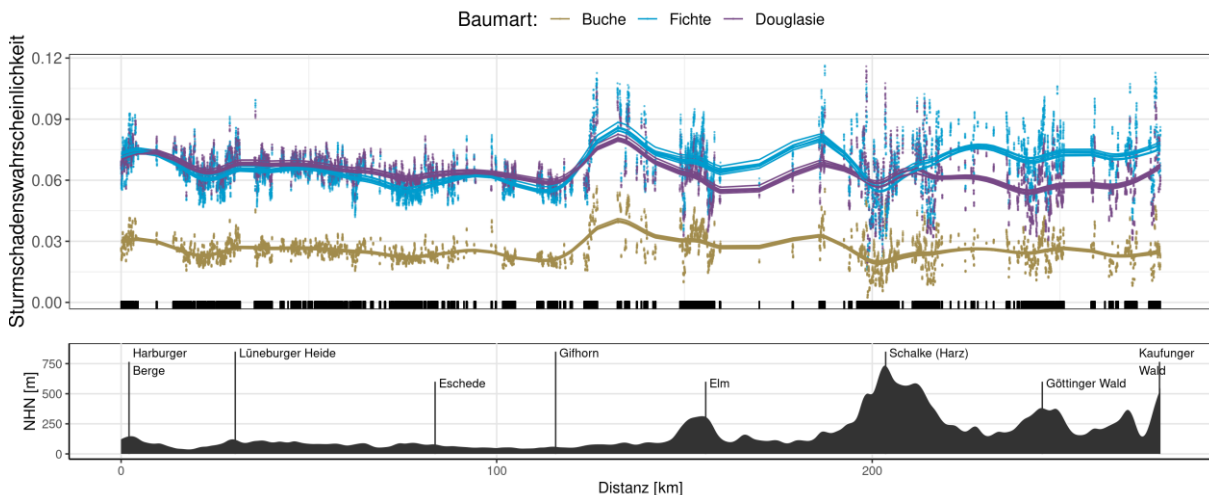


Abbildung 5: Sturmschadenswahrscheinlichkeiten entlang des Niedersachsen-Transektes für 100-jährige Modellbestände aus Douglasie, Fichte und Buche (Keimjahr 1950). Der Modellrechnung liegen maximale Böengeschwindigkeiten für ein 20-jähriges Winter-Sturmereignis in der Periode 2069-2099 (RCP 8.5) zu Grunde. Linien markieren den Verlauf einer Glättungsfunktion der unterlegten Punktschätzer.

Die Sturmschadenswahrscheinlichkeiten der beiden Nadelbaumarten Fichte und Douglasie liegen in der ersten Hälfte des Transektes (Tiefland) auf einem ähnlich hohen Niveau (Abbildung 5), das im Vergleich zur Buche mehr als doppelt so hoch ist. Bei gleicher Dendrometrie bzw. gleichen Dimensionen schätzt das Modell eine höhere Schadenswahrscheinlichkeit für die Fichte als für die Douglasie. Hier führt aber die größere Baumhöhe der Douglasie im Alter 100 dazu, dass sie eine leicht höhere Sturm-schadensgefährdung aufweist. Ab dem Bereich des nördlichen Harzvorlandes (*“Elm”* bei Dis-tanz 150 km) und der darauf folgenden Mittelgebirgsschwelle ändert sich dieses Muster und die Fichte zeigt die höchsten Sturmschadenswahrscheinlichkeiten. Im Bereich des Harz (*“Schalke”* bei Dis-tanz 200 km) ist ein lokales Minimum der Sturmgefährdung auszumachen, wenn man die Glättungs-funktion betrachtet. Einzelne Punktschätzer (v. a. von Fichte und Douglasie) weisen dahingegen recht hohe Werte auf, diese exponierten (Hoch-)Lagen sind aber flächenmäßig weniger stark vertreten als geschützte Hang- oder Tallagen.

## Zusammenfassung

Die dargestellte neue Generation eines statistischen Sturmschadensmodells beinhaltet den Effekt der räumlich hoch-aufgelösten Information über die maximale Böengeschwindigkeit. Dadurch wird die direkte physikalische Schadenursache berücksichtigt und muss nicht mehr über einen Proxy wie die räumliche Glättungsoberfläche modelliert werden. Das verwendete Böenfeld kann das Sturmgeschehen der Zukunft unter Verwendung von Klimamodellläufen verschiedener Emissionsszenarien projizie-ren. Auf dem dargestellten Transekt durch Niedersachsen ist die Variabilität der Böengeschwindigkeit im Verlauf der Zeit und zwischen den Klimaszenarien mit  $2 - 4 \text{ m s}^{-1}$  relativ gering. Die räumliche Heterogenität der Wirkgröße Böengeschwindigkeit fließt aber in die Projektion der Sturmschadensge-fährdung ein. Diese Heterogenität konnte mit der Glättungsoberfläche des Vorgängermodells nur sehr grob auf Landschaftsebene berücksichtigt werden.

Eine wesentliche Klimasensitivität gewinnt das Sturmschadensmodell durch die Kopplung mit Stand-ort-Leistungs-Modellen über die Projektion der baumartenspezifischen Dendrometrie. Die Änderung der Wachstumsverhältnisse in zukünftigen Klimaerwartungen ist dadurch nicht nur aus Sicht der er-tragskundlichen Leistung sondern auch aus der Perspektive der Sturmgefährdung quantifizierbar. Diese Projektionen sind ein wichtiger Bestandteil in der umfassenden multikriteriellen Baumartenbe-wertung und -wahl im Waldumbau unter Klimawandel.

## Literatur

- JUNG, C.; SCHINDLER, D. (2019): Historical Winter Storm Atlas for Germany (GeWiSA). *Atmosphere* 10(7): 387.
- JUNG, C.; SCHINDLER, D. (2021): Does the winter storm-related wind gust intensity in Germany increase under warming climate? – A high-resolution assessment. *Weather and Climate Extremes* 33: 100360. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2021.100360>
- MÖLTER, T.; SCHINDLER, D.; ALBRECHT, A.T.; KOHNLE, U. (2016): Review on the Projections of Future Stor-miness over the North Atlantic European Region. *Atmosphere* 7(4): 60. <https://doi.org/10.3390/at-mos7040060>
- SCHICK, J. (2022): Neuparametrisierung standortsentiver Bonitätsfächer wichtiger Baumarten unter Be-rücksichtigung von konzeptionellen Verbesserungen und erweiterten Datengrundlagen. In: Deut-scher Verband Forstlicher Forschungsanstalten. Sektion Ertragskunde. Jahrestagung 12.-14. Sep-tember 2022, Rendsburg.

- SCHMIDT, M. (2020): Standortensitive und kalibrierbare Bonitätsfächer: Wachstumspotenziale wichtiger Baumarten unter Klimawandel. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 190(5/6): 136–160.
- SCHMIDT, M. (2009): Ein longitudinales Höhen-Durchmesser Modell für Fichte in Deutschland. In: Beiträge zur Jahrestagung 2009. DVFFA – Sektion Ertragskunde, Ascona.
- SCHMIDT, M.; HANEWINKEL, M.; KÄNDLER, G.; KUBLIN, E.; KOHNLE, U. (2010): An inventory-based approach for modeling single-tree storm damage — experiences with the winter storm of 1999 in southwestern Germany. *Canadian Journal of Forest Research* 40(8): 1636–1652. <https://doi.org/10.1139/X10-099>
- SENEVIRATNE, S.I.; ZHANG, X.; ADNAN, M.; BADI, W.; DEREZYNSKI, C.; DI LUCA, A.; GHOSH, S.; ISKANDAR, I.; KOSIN, J.; LEWIS, S.; OTTO, F.; PINTO, I.; SATOH, M.; VICENTE-SERRANO, S.M.; WEHNER, M.; ZHOU, B. (2021): Weather and Climate Extreme Events in a Changing Climate. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Cambridge University Press, 1513–1766* <https://doi.org/10.1017/9781009157896.013>
- WARRACH-SAGI, K.; MOHR, V.; WULFMEYER, V. (2018): High Resolution WRF Simulations for Climate Change Studies in Germany. In: Nagel W.E., Kröner D.H., Resch M.M. (Hrsg.), *High Performance Computing in Science and Engineering ' 17*. Springer International Publishing, Cham, S. 431–440. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-68394-2\\_25](https://doi.org/10.1007/978-3-319-68394-2_25)

# Baumartenwahl im Klimawandel

---

Hans Hamkens, Ralf-Volker Nagel, Herrmann Spellmann

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

## Einleitung

Im Laufe des letzten Jahrzehnts wurde an der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) verstärkt an der Umsetzung klimasensitiver Waldbauplanungen gearbeitet. Daraus resultierten in der nahen Vergangenheit überarbeitete Waldbauplanungen für die Trägerländer Niedersachsen (BÖCKMANN et al. 2019), Hessen (SPELLMANN et al. 2020) und Sachsen-Anhalt (HAMKENS et al. 2020). Weitere Überarbeitungen der waldbaulichen Planungen für Schleswig-Holstein und den Bundeswald werden aktuell umgesetzt. Jeder Auftraggeber stellt unterschiedliche Anforderungen an die Planung, die unter anderem durch Eigentumsarten, standörtliche Ausprägung, waldbauliche Zielstellungen oder Zertifizierung bedingt werden. Darüber hinaus ist eine Weiterentwicklung und Fortschreibung wissenschaftlicher Erkenntnisse bezüglich der Klimafolgenforschung zu erwarten. Das macht eine kontinuierliche und dynamische Anpassung der jeweiligen Waldbauplanungen erforderlich. Um dieser Ausgangssituation gerecht zu werden, wurde deshalb an der NW-FVA ein Algorithmus zur Regionalisierung von Waldbauplanungen entwickelt, der in diesem Beitrag kurz vorgestellt wird. Eine detaillierte Beschreibung des Algorithmus und der Datengrundlagen wird im Laufe des Jahres 2023 als Band 21 in den Beiträgen der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt veröffentlicht.

## Forschungsansatz

Der Forschungsansatz der NW-FVA geht davon aus, dass zunehmender Trockenstress aufgrund verlängerter Vegetationsperioden und erhöhtem Verdunstungsanspruch bei den meisten mitteleuropäischen Baumarten zu einer verminderten Produktivität und einer erhöhten Anfälligkeit gegenüber weiteren abiotischen und biotischen Stressfaktoren führt. Die Einschätzung des Trockenstressrisikos für grund- und stauwasserfreie Waldstandorte erfolgt über Schwellenwerte der Standortwasserbilanz (SWB) nach GRIER u. RUNNING (1977). Sie verrechnet den Mittelwert der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationsperiode (Verhältnis zwischen Verdunstungsanspruch und zur Verfügung stehenden Niederschlägen, KWB) für eine 30-jährige Klimaperiode mit der nutzbaren Feldkapazität des Bodens (pflanzenverfügbares Bodenwasser, nFK) für eine Bezugstiefe von 1 m und nutzt damit Eingangsgrößen, die flächendeckend hoch aufgelöst zur Verfügung stehen. Die SWB integriert somit über die KWB die klimatischen Unterschiede, die bisher über die Klimastufen der forstlichen Standortserkundung berücksichtigt wurden.

## Der Waldbau-Algorithmus *baklawa*

Um den vielfältigen Anforderungen einer klimaangepassten Baumartenwahl an der NW-FVA nachhaltig und transparent begegnen zu können, wurde der *baklawa*-Algorithmus entwickelt. Das Akronym *baklawa* steht für Baumartenwahl im Klimawandel (Baumartenwahl im Klimawandel). Im wesentlichen setzt sich der Algorithmus aus zwei Prozessen zusammen: der Baumartenklassifizierung und der Ableitung von Mischbestandstypen (siehe Abbildung 1). Zielgröße sind die Handlungsoptionen einzelner Standorte in Form von Mischbestandstypen.

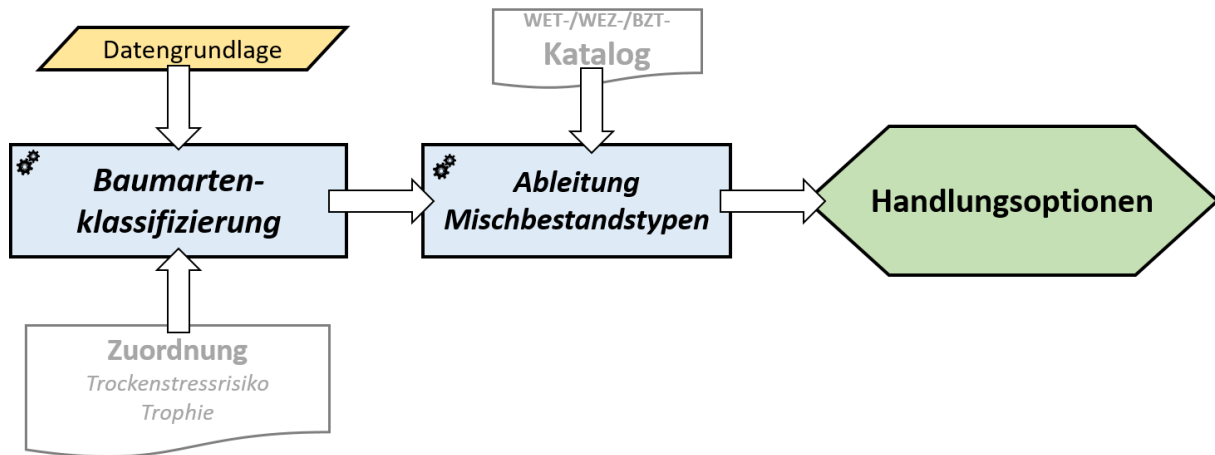


Abbildung 1: Aufbau des baklawa-Algorithmus

Der Algorithmus wurde programmiert, um die unterschiedlichen Besonderheiten der Trägerländer bei der Waldbauplanung zu berücksichtigen. Darüber hinaus bietet der Algorithmus umfangreiche Auswertungs- und Analysemethoden deskriptiver Natur. Er stellt somit ein wichtiges Instrument strategischer Waldbauplanung dar.

### Baumartenklassifizierung

Grundlage aller Klimaanpassungsmaßnahmen ist die Überprüfung, ob auf gegebenem Standort die derzeit dort wachsenden oder dort noch zu verjüngenden Baumarten nach heutigem Stand des Wissens geeignet sind, sowohl mit dem herrschenden, als auch mit dem künftigen Klima zurechtzukommen. Zur Potenziaabschätzung der heimischen und der anbauwürdigen eingeführten Baumarten wurde an der NW-FVA eine Zuordnungstabelle entwickelt. Darin wird die Stellung der Baumarten in Mischbeständen entsprechend ihrer Wasser- und Nährstoffansprüche nach bestimmten Stufen der Standortwasserbilanz (50 mm-Stufen) und der sechs Nährkraftstufen in eine zweidimensionale Matrix eingeordnet. Je nach Erfüllung ihrer ökologischen Ansprüche an den Standort kann die Baumart *führend* (F), *beigemischt* (M), *vorübergehend beigemischt* (VM), *begleitend* (B) oder vom Anbau *ausgeschlossen* (grau) sein. Ihre Trockenstressgefährdung wird berücksichtigt, indem die Hauptbaumarten nur bis zur Mitte ihrer mittleren Trockenstressgefährdung als führend eingeordnet werden. Ab der Mitte des Bereichs mittlerer Trockenstressgefährdung bis an die Grenze zu einer hohen Gefährdung bleibt die Baumart potenziell Mischbaumart. Der Sonderfall *vorübergehend beigemischt* bezieht sich auf waldbauliche Ausgangssituationen in Buchen- und Fichtenbeständen mit flächiger Naturverjüngung, die auf Standorten stocken, deren Wasserversorgung in der Vegetationszeit sich in den kommenden Jahrzehnten in die erste Standortwasserbilanz-Stufe mit hoher Trockenstressgefährdung verschlechtert, so dass hier die vorhandene Verjüngung nur *vorübergehend* im Sinne kürzerer Produktionszeiten bzw. geringerer Zielstärken in die Waldentwicklung einbezogen werden kann. Begleitbaumarten als weiterer Bestandteil der Mischbestandstypen sind die auf einem breiten Standortsspektrum meist natürlich ankommenden Nebenbaumarten und natürlich ankommende Hauptbaumarten in ihrem standörtlichen Grenzbereich. Ihr Beitrag zur Risikovorsorge und zur Erhöhung der Artenvielfalt ist ökologisch nicht zu vernachlässigen.

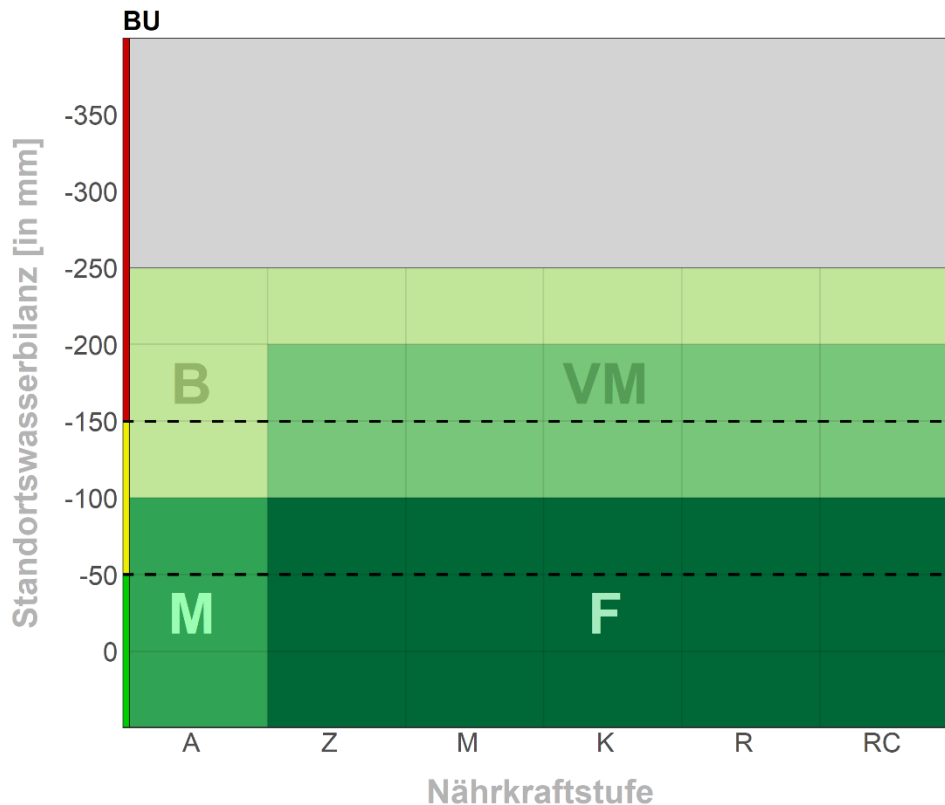


Abbildung 2: Klassifizierung der Buche (BU) auf terrestrischen Standortkombinationen auf Basis der Nährkraftstufe und der Standortswasserbilanzklasse. Die Klassifizierung ist farblich abgestuft in Grüntönen dargestellt: führend (F); Mischbaumart (M); vorübergehende Mischbaumart (VM); Begleitbaumart (B). In grauen Bereichen ist die Baumart ausgeschlossen. Die Trockenstressrisikogrenzen sind durch gestrichelte Linien dargestellt.

Die Abbildung 2 zeigt beispielhaft die Baumartenklassifizierung der Baumart Buche (BU) für Standortkombinationen auf terrestrischen Standorten. Anhand der gestrichelten Trockenstressrisikogrenzen zeigt sich die Klassifizierung der Buche als führende Baumart bis in das mittlere Trockenstressrisiko bei -100 mm SWB.

Da die Beeinflussung des Trockenstressrisikos für Baumarten auf den Nassstandorten nicht durch Standortswasserbilanzen bestimmt werden kann, werden dort für die Zuordnung der Bestandeszieltypen Informationen aus der Standortkartierung angewendet. Zuordnungsgrößen sind hier die Nährkraftstufe und die Feuchtestufe des Bodens sowie des Mesoreliefs. Diese Bodenmerkmale lassen sich bislang nicht klimatisch dynamisieren und entsprechen damit den heutigen Kartierungsständen. Zu den Nassstandorten zählen die organischen/mineralischen Nassstandorte, die Bachtälchen-, die Überflutungs- sowie Standorte mit Wechselfeuchte.

### Empfehlung von Mischbestandstypen

In dem standortsgebundenen Rahmen lassen sich Baumarten, die in ihren ökologischen Ansprüchen und in ihrem Wuchsverhalten zueinander passen und oftmals auch natürlich miteinander vergesellschaftet sind, zu Mischbestandstypen kombinieren. Für die Bevorzugung von Mischbeständen sprechen vor allem ihre oft höhere Stabilität und ihre fast immer höhere Resilienz beim Ausgleich von Störungen. Durch die strenge Beachtung der Standortsansprüche und des Konkurrenzverhaltens der Baumarten lassen sich Misserfolge vermeiden, Pflegekosten begrenzen und natürliche Entwicklungen gezielt nutzen. Unter Berücksichtigung dieser Gesichtspunkte ist es in gleichaltrigen Mischungen meist

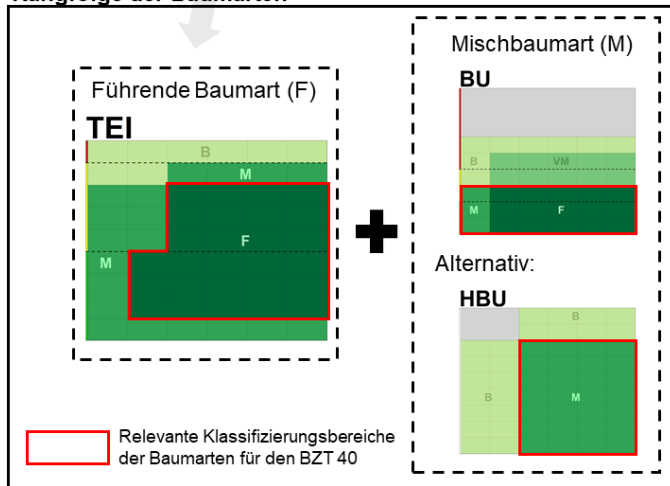
empfehlenswert, die Baumarten gruppen- bis horstweise oder kleinflächig zu mischen. Je nach Trägerland der NW-FVA werden die Mischbestandstypen unterschiedlich bezeichnet:

- Niedersachsen/Schleswig-Holstein: Waldentwicklungstyp (WET)
- Hessen: Waldentwicklungsziel (WEZ)
- Sachsen-Anhalt: Bestandeszieltypen (BZT)

Grundlage für die Ableitung der Mischbestandstypen ist einerseits die Baumartenklassifizierung auf gegebenen Standort und andererseits die Mischungsvorgaben, die durch einen Katalog definiert sind. In Abhängigkeit besagter Baumartenklassifizierung lassen sich für alle terrestrische Standortkombinationen (SWB/Trophie) Bereiche identifizieren, auf denen ein Mischbestandstyp grundsätzlich empfohlen wird. Diese sogenannten Planungsbereiche ergeben sich aus der Schnittmenge der zumindest erforderlichen Baumartenklassifizierung der geforderten Baumartenkombinationen.

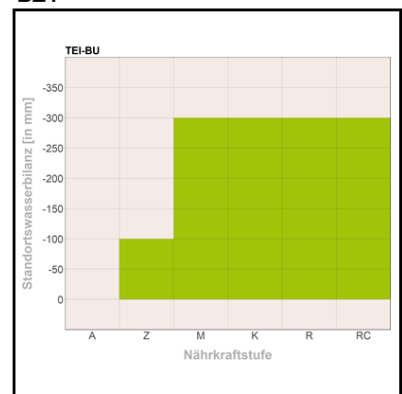
### BZT 40: Traubeneiche – Buche/Hainbuche

#### Rangfolge der Baumarten



| BZT 40: TEI-BU    |           |
|-------------------|-----------|
| Traubeneiche:     | 60 - 80 % |
| Buche/Hainbuche:  | 10 - 30 % |
| Begleitbaumarten: | 10 - 20 % |

#### BZT



Planungsbereich des BZT

Abbildung 3: Ableitung des Planungsbereiches des BZT 40 (Traubeneiche – Buche/Hainbuche) auf Basis der Baumartenklassifizierung. Der Planungsbereich ergibt sich aus der Schnittmenge der relevanten Klassifizierungsbereiche (rot) der geforderten Baumartenkombination.

Am Beispiel der Abbildung 3 zeigt sich, dass zwangswise an die führende Baumart des dargestellten Mischbestandstyps die höchste Klassifizierung gefordert ist. In diesem Falle ist es der Bereich, in dem die Traubeneiche (TEI) mit F klassifiziert ist. An die Mischbaumart Buche (BU) sind etwas kleinere Anforderungen gestellt, so dass hier die Bereiche mit der Einordnung M oder F ausreichend sind. Eine Besonderheit stellen die Alternativbaumarten dar. Um BZT möglichst weit fassen zu können, wurden für eine ganze Reihe an Mischbestandstypen Alternativbaumarten zugeordnet, die die primäre Baumart aus waldwachstumskundlicher Sicht ergänzen oder gar ganz ersetzen können. Am Beispiel des BZT 40 kann diese Rolle die Hainbuche (HBU) übernehmen. Das bedeutet, dass sich dadurch auch der grundsätzliche Planungsbereich in den meisten Fällen erweitert.



## Restriktionen

Über die grundsätzlichen Empfehlungen auf Basis der standörtlichen und klimatischen Grundlage hinaus, ist der Algorithmus in der Lage Restriktionen bei der Baumartenklassifizierung oder der Empfehlung zu berücksichtigen. Die Gründe für die Anwendung von Restriktionen können vielfältig sein. Neben strategischen können auch waldwachstumskundliche oder physiologische Gesichtspunkte eine Rolle spielen, die durch Standortwasserbilanz und Trophie nur bedingt erfasst werden können.

## Ausblick

Die Fortschreibung der bisherigen Klimamodellgeneration (CMIP5, IPCC 2013) und der darauf beruhenden Klimafolgenforschung machen eine Weiterentwicklung des Algorithmus notwendig. Ein wesentlicher Punkt ist dabei die Berücksichtigung von sogenannten Ensembles. Dabei handelt es sich um zusammengefasste Klimamodellsimulationen, die einem Klimaszenario unterliegen (HÜBENER et al. 2017).

Anstatt der bisherigen Auswahl eines bestimmten Modelllaufes wird in der nächsten Generation des *baklawa*-Algorithmus ein ganzes Ensemble berücksichtigt werden. Daraus ergeben sich Robustheitsgrade für die Empfehlung auf einem Standort. Voraussichtlich wird die neue Waldplanung des Trägerlandes Schleswig-Holstein im Laufe des Jahres 2023 auf einem Ensemble beruhen.

## Literatur

- BÖCKMANN, T.; HANSEN, J.; HAUSKELLER-BULLERJAHN, K.; JENSEN, T.; NAGEL, J.; NAGEL, R.-V.; OVERBECK, M.; PAMPE, A.; PETERIT-BITTER, A.; SCHMIDT, M.; SCHRÖDER, M.; SCHULZ, C.; SPELLMANN, H.; STÜBER, V.; SUTMÖLLER, J.; WOLLBORN, P. (2019): Klimaangepasste Baumartenwahl in den Niedersächsischen Landesforsten [Band 61]. Aus dem Walde - Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt. 170 S.
- GRIER, C.G.; RUNNING, S.W. (1977): Leaf Area of Mature Northwestern Coniferous Forests: Relation to Site Water Balance. *Ecology* 58(4): 893–899. <https://doi.org/10.2307/1936225>
- HAMKENS, H.; SPELLMANN, H.; NAGEL, R.-V.; BURESCH, M. (2020): Entscheidungshilfen zur klimaangepassten Baumartenwahl im Land Sachsen-Anhalt. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Energie des Landes Sachsen-Anhalt. 69 S.
- HÜBENER, H.; BÜLOW, K.; FOOKEN, C.; FRÜH, B.; HOFFMANN, P.; HÖPP, S.; KEULER, K.; MENZ, C.; MOHR, V.; RADTKE, K.; RAMTHUN, H.; SPEKAT, A.; STEGER, C.; TOUSSAINT, F.; WARRACH-SAGI, K.; WOLDT, M. (2017): ReKliEs-De [Ergebnisbericht]. 76 S.
- IPCC (2013): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324>
- SPELLMANN, H.; SUTMÖLLER, J.; BÖCKMANN, T.; DÖBBELER, H.; HAMKENS, H.; NAGEL, R.-V. (2020): Entscheidungshilfen zur klimaangepassten Baumartenwahl. In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.), *Waldzustandsbericht 2020 für Hessen*. S. 22–28.

# Das Projekt „AnBauKlim“ eingeführte Baumarten zur Unterstützung des Waldes im Klimawandel

---

Kilian Marx, Jana Melanie Hanke  
Landesbetrieb Wald und Holz, Nordrhein-Westfalen  
Zentrum für Wald und Holzwirtschaft

## Zusammenfassung

In dem durch die „Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe“ finanzierten Projekt AnBauKlim, kurz für „Analyse der Anbaueignung eingeführter Baumarten im Klimawandel anhand bestehender Bestände“, sollen in NRW vorhandene Bestände von eingeführten Baumarten erfasst und ihr Wachstumsverhalten analysiert werden. Dabei sollen Aussagen über die standortbedingte Wuchsleistung, die Qualität, die Risiken, das Naturverjüngungspotenzial, die Klimaresistenz und die Klimaresilienz getroffen werden.

Für das Projekt wurden die eingeführten Baumarten mit den meisten Beständen in NRW ermittelt. Sechs Arten werden aufgrund dieser Auswertung untersucht: der Riesenlebensbaum (*Thuja plicata*), die westliche Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla*), der Riesenmammutbaum (*Sequoiadendron giganteum*), die Nordmantanne (*Abies nordmanniana*), die pazifische Edeltanne (*Abies procera*) und die Edelkastanie (*Castanea sativa*).

Für diese Arten werden Einzelbaummerkmale untersucht. Dazu werden vor Ort Kenngrößen wie Höhe, Durchmesser und Qualitätsparameter (z. B. Astigkeit, Krümmung, Drehwuchs) bestimmt. Zusätzlich werden Informationen darüber gesammelt, wie die Arten miteinander und mit heimischen Arten interagieren und in welchem Ausmaß sie in der Lage sind, sich natürlich zu verjüngen. Diese Merkmale sollen verglichen werden, um zu bestimmen, unter welchen Bedingungen welche Ergebnisse erzielt wurden.

Neben den Aufnahmen in den Beständen werden von einigen Bäumen Stammscheiben gewonnen. Diese werden mittels Jahrringanalyse untersucht. Ziel ist es, den Einfluss von Dürre, Hitze und die Erholung davon (Resilienz) zu bestimmen. Die Stammscheiben werden mit solchen von heimischen Arten verglichen, um zu ermitteln, welche der Arten von Trockenheitsereignissen wenig beeinflusst werden und deshalb im Klimawandel ggf. eine Rolle spielen können. Zusätzlich sollen anhand der Stammscheiben noch Stammanalysen durchgeführt werden. So könnten erste Bonitätsfächer für diese Arten erstellt werden.

Langfristig sollen alle Informationen die zu einer der sechs Arten gesammelt wurden, zusammengefügt werden, um daraus Empfehlungen für Waldbesitzende zu erstellen, welche Arten sich gut in die heimischen Bestände integrieren lassen.

Für die Sektion Ertragskunde wurde zusätzlich aus den bis jetzt gewonnenen Daten eine Auswertung zur Rissbildung bei *Abies procera* angefertigt.

## Einleitung

Neben den heimischen Baumarten werden auch versuchsweise Arten aus anderen Teilen der Welt im Wald angepflanzt. Diese eingeführten Arten wachsen in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet häufig unter anderen Wuchsbedingungen heran als unsere heimischen Arten. Mit dem voranschreitenden Klimawandel gewinnen diese Bedingungen an neuem Interesse (KRUMM u. VÍTKOVÁ 2016). In dem durch

den FNR finanzierten Projekt „Analyse der Anbaueignung eingeführter Baumarten im Klimawandel anhand bestehender Bestände (AnBauKlim)“ sollen vorhandene Bestände von eingeführten Baumarten erfasst und ihr Wachstumsverhalten in NRW analysiert werden.

Bis 1880 kann der Anbau von eingeführten Baumarten in NRW zurückverfolgt werden (VON LOE 1989). Die ursprünglichen Anbauversuche mit eingeführten Baumarten hatten auf Grund der damals herrschenden Holzknappheit zum Ziel, raschwüchsigeren Arten gegenüber heimischen Baumarten zu identifizieren (SCHWAPPACH 1901). Bedingt durch Klimawandel und die andauernde Borkenkäferkatastrophe hat sich dieses Ziel verändert. Nun sollen Arten identifiziert werden, die möglicherweise gut an die sich verändernden Bedingungen (Trockenheit in der Vegetationszeit, Hitze, vermehrt auftretende Extremwetterereignisse wie Stürme) angepasst sind und die für eine ausreichende Rohholzversorgung nach dem Wegfall der großen Fichtenbestände sorgen können (DESH 2020).

Um zu überprüfen, ob eine Baumart in einem Gebiet anbauwürdig ist, gibt es mehrere Methoden.

- Literaturrecherchen über die bevorzugten Standortbedingungen im Herkunftsland der Arten
- Anlegen von Anbauversuchen mit Neupflanzungen von Fremdländern
- Untersuchungen von bereits bestehenden Beständen

Zu vielen eingeführten Baumarten sind bereits Informationen verfügbar. Viele Angaben beruhen dabei auf Literaturrecherchen, da es in Deutschland noch wenige Erfahrungen mit den meisten dieser Baumarten gibt (AG GASTBAUMARTEN 2015). Dem zu Grunde liegen dann aber meist Erfahrungen aus den Heimatländern der Arten. Diese sind nur bedingt auf heimische Wälder übertragbar (THURM et al. 2018).

Anbauversuche bieten zwar die beste wissenschaftliche Grundlage um Erkenntnisse über Anbauwürdigkeiten an neuen Wuchsorten zu gewinnen. Jedoch können in den ersten Jahren nur Aussagen zum Verhalten der neuen Baumart in der Kultur- und Jungwuchsphase generiert werden. Erste Aussagen zu Holzqualitäten, Verjüngungspotential und waldbaulicher Behandlung sind erst nach Jahrzehnten möglich (ŠEHO u. JANŮŠEK 2019). Für einige im Projekt untersuchten Arten existieren bereits Anbauversuche in NRW. Diese sind aber noch zu jung. Für die Edelkastanie (*Castanea sativa*) gibt es seit 2011 Anbauversuche, für die Pazifische Edeltanne (*Abies procera*) seit 2011 und für den Riesenlebensbaum (*Thuja plicata*) seit 2019.

Kurzfristig Aussagen zur Anbauwürdigkeit liefern können dagegen Untersuchungen existierender älterer Bestände, zumal hier auch erste Angaben zur Holzqualität etc. möglich sind. Eine Untersuchung und systematische Auswertung der bestehenden Bestände mit eingeführten Baumarten in NRW ist bis heute nicht vollständig erfolgt. Um diese Bestände genauer untersuchen zu können, wurde das Projekt AnBauKlim ins Leben gerufen.

Im Vorfeld des eigentlichen Projektes wurden Bestände eingeführter Baumarten in NRW ermittelt. Dabei wurde sich hauptsächlich auf sechs Arten konzentriert, die auf verschiedenste Standorte (unterschiedliches geologisches Ausgangsmaterial, Bodenart und -typen, Höhenlagen etc.) in NRW verteilt sind:

- Riesenlebensbaum (*Thuja plicata*)
- Westliche Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla*)
- Riesenmammutbaum (*Sequoiadendron giganteum*)
- Nordmantanne (*Abies nordmanniana*)
- Pazifische Edeltanne (*Abies procera*)
- Edelkastanie (*Castanea sativa*)

In diesen Beständen wird eine Erfassung von verschiedenen waldwachstumskundlichen Kenngrößen durchgeführt. Anhand dieser Kenngrößen sollen zum Ende des Projektes Zuordnungen zu den Standorttypen des Waldbaukonzepts NRW abgeleitet werden, wodurch diese sechs Baumarten in den Empfehlungen für einen klimaangepassten Waldbau in NRW berücksichtigt werden können. Zusätzlich können Informationen darüber gewonnen werden, wie die eingeführten Baumarten miteinander und mit heimischen Arten interagieren. Dabei sollen Arten identifiziert werden, die gut zusammen mit heimischen Arten wachsen, diese aber nicht unterdrücken.

Neben der Aufnahme der Bestände werden von einigen Bäumen Stammscheiben gewonnen. Diese werden mittels Jahrringanalyse untersucht. Ziel ist es, den Einfluss von Dürre, Hitze und der Erholung davon (Resilienz) zu bestimmen (LLORET et al. 2011). Die Jahrringanalysen werden mit solchen von heimischen Arten (Fichte und Eiche) verglichen, um so Arten zu ermitteln, die an die voraussichtlichen künftigen klimatischen Bedingungen besser angepasst sind. Solche Arten könnten heimischen Arten beigemischt werden, um sie klimastabiler zu gestalten.

Für die Sektion Ertragskunde wurde eine vorläufige Auswertung angefertigt. Bei der Durchführung der Aufnahmen in Beständen mit der pazifischen Edeltanne (*Abies procera*) wurden vermehrt Risse beobachtet. Aus der Literatur ist bekannt, dass *Abies procera* unter Frosttrocknis und Trockenrisse leidet (VOR 2017). Trockenrisse bilden sich bei der Unterschreitung der Fasersättigung. Dabei wird das Wasser in den Zellwänden verdunstet und die Zellwände schrumpfen, was zu Mantelrissen führt. Bei den Aufnahmen entstand der Verdacht, dass ein Zusammenhang zwischen dem Auftreten der Risse und dem BHD der Bäume besteht. Die Risse sind als Qualitätsmerkmal relevant, da sie einerseits Fäule begünstigen und bis ins Mark vordringen können (RICHTER 2022).

## Material

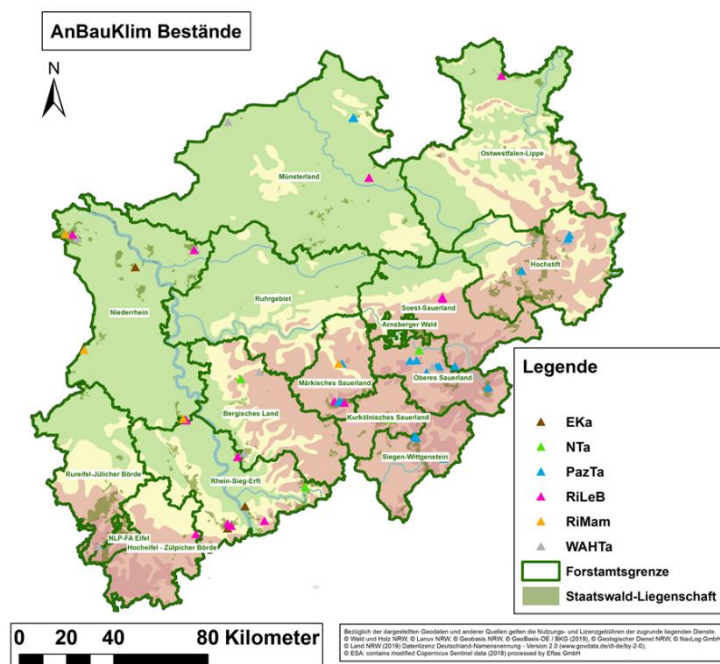


Abbildung 1: Verteilung der AnBauKlim Bestände über NRW

Für die Untersuchungen wurden Bestände über NRW verteilt ausgewählt. Dabei wurde darauf Wert gelegt, dass die Standorte ein möglichst breites Spektrum an Standorteigenschaften widerspiegeln.

Damit ein Bestand in Betracht gezogen wird, müssen 30 Flächenprozent der eingeführten Baumart entsprechen und die Bäume müssen älter als 20 Jahre sein. Des Weiteren sollte die standortunabhängige Beschädigung, z. B. durch Verbiss, möglichst gering sein. Um dies sicherzustellen, wurden in Frage kommende Bestände zu Beginn bereist und ihre Eignung bewertet.

## Methoden

Die Bestände werden in einem Stichprobenverfahren untersucht. Dazu wird ein systematisches Probekreistraster über die Bestände gelegt. Die Gitterfelder haben eine Länge von 25 x 25 m. In der Mitte jedes Gitterfeldes befindet sich ein Probekreismittelpunkt. Diese Probekreismittelpunkte werden vor Ort noch einmal überprüft. Wenn sie näher als 18 m am Bestandesrand sind, nicht genügend Bäume in den Kreis fallen, oder der Kreis zu wenige Bäume der hauptsächlich zu untersuchenden Art enthält, werden diese Kreise verworfen.

Jeder Probekreis hat einen definierten Radius von 12 m. Es werden alle Bäume im Radius, die einen Durchmesser von über 7 cm auf einer Höhe von 1,30 m (BHD) haben, untersucht.

An den einzelnen Bäumen im Probekreis werden folgende Parameter erfasst:

Waldwachstumskundliche Kenngrößen:

- BHD
- Höhe
- Kronenansatz

Konkurrenzermittlung:

- Kraft'sche Klasse

Qualitätsparameter:

- die Höhe des ersten Grünastes (Grünast-Ansatz),
- die Höhe des ersten Trockenastes (Trockenast-Ansatz) sowie
- ggf. Wertästungshöhe

für die Bäume der Kraft'schen Klassen 1-3:

- Astigkeit: 1= sehr fein; 2= fein; 3= normal; 4= stark; 5= sehr stark
- Drehwuchs: 0= kein; 1=1/4 ü 10m; 2= 1/4 8-10m; 3= 1/4 6-8m; 4=1/4 4-6m; 5=1/4 u 4m
- Zwiesel: 0= kein Zwiesel, 3= Tiefzwiesel (auf Höhe < 1/3 Gesamthöhe), 2= Mittelzwiesel (auf Höhe > 1/3 < 2/3 Gesamthöhe) und 1= Hochzwiesel (>2/3 Gesamthöhe)
- Krümmung: 0= ohne (zweischnürig); 1= sehr leicht einseitig; 2= leicht einseitig; 3= mäßig ein- oder leicht zweiseitig; 4= stark einseitig oder geschlängelt; 5= sehr stark (unschnürig)
- Qualität: 1= hoher zu erwartender Wertholzanteil; 2= geringer zu erwartender Wertholzanteil; 3= normale Qualität; 4= ausreichende Qualität; 5= fehlerhaft; 6=Industrieholz. Bei Totasterhaltern werden Qualität 1 und 2 nur bei durchgeführter Astung vergeben

Pflanzenvitalität und Waldschutz:

- Vitalität: 0=tot; 1= sehr gut; 2= gut; 3= normal; 4= schlecht; 5= sehr schlecht
- Schäden getrennt nach Schältschäden, Fege-/ Schlagschäden, Fällungsschäden und Ruckeschäden: 0= ohne; 1= sehr kleinflächig; 2= kleinflächig; 3= bierdeckelgroß; 4= tellergroß; 5= sehr großflächig oder mehrere kleinere.
- Sonstige Schäden: 0= Nein; 1= kommen vor. Bei Vorkommen wird die Art des Schadens in den Bemerkungen notiert. In dieser Kategorie werden auch Schäden aufgeschrieben, die z. T. auf biotische Ursachen zurückzuführen sind, wie z. B. Stockfäulen

Neben den Aufnahmen der Bäume mit einem BHD über 7 cm wird auch die Naturverjüngung für den gesamten Bestand erfasst. Hierbei wird sich an der Forsteinrichtung orientiert. Es werden der Flächenanteil, das Alter, die Wuchsklasse, die Entstehungsart, die Mischungsform und der Schlussgrad erfasst. Außerdem wird noch erfasst, ob die Verjüngung geschützt ist, die vorherrschende Bodenvegetation und ob Verjüngung außerhalb des Bestandes gefunden wurde.

Zusätzlich sollen die Wuchseigenschaften der unterschiedlichen Baumarten im Klimawandel untersucht werden. Dazu werden von den Baumarten Stammscheiben gewonnen und dendrochronologisch untersucht.

Von den sechs untersuchten Baumarten sollten jeweils aus vier Beständen fünf Bäume entnommen werden. Dies beläuft sich auf 20 Bäume pro Art und 120 Bäume insgesamt. Da die Bestände über ganz NRW verteilt sind, sollen auch die Stammscheiben aus möglichst vielen unterschiedlichen Standorten gewonnen werden. Dies soll mögliche Einflüsse von lokalen Effekten minimieren und somit ermöglichen, die Auswirkungen des Großklimas (Makroklima) besser aus den vorhandenen Daten herauszufiltern.

Zur Bestimmung, aus welchen Bäumen Stammscheiben entnommen werden sollen, wird auf die Daten aus den waldwachstumskundlichen Untersuchungen zurückgegriffen. Die Bäume sollen möglichst den durchschnittlichen Baum in dem Bestand widerspiegeln. Deshalb wird der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes ( $d_g$ ) ermittelt. Im Bestand werden die Bäume aufgesucht, die am ehesten dem Grundflächenmittelstamm entsprechen. Darüber hinaus wird darauf geachtet, dass die Bäume der Kraft'schen Klasse 2 oder 1 entsprechen und gerade bis einschnürig sind. Nach dem Fällen werden Stammscheiben auf 50 cm, 1,30 m und dann alle 2 m herausgetrennt.

Die Stammscheiben werden getrocknet und geschliffen. Im Anschluss werden die Breiten der Jahresringe gemessen. Beim Crossdating werden die Breiten zur genauen Datierung und Synchronisierung untereinander und anschließend mit den anderen Scheiben des Baumes verglichen. Als letztes wird die Zeitreihe der Scheibe auf 1,30 m mit allen dieser Baumart verglichen (HOFFMANN et al. 2018). Beim Crossdating wird eine gemessene Zeitreihe an eine bestehende Chronologie angepasst. Da für die Arten, die in diesem Projekt untersucht werden, keine Chronologien für NRW existieren, wird das leave-on-out Prinzip angewendet. Hierbei wird der Mittelwert aller Messungen bis auf die zu datierenden Zeitreihe als Referenz verwendet (BUNN 2010).

Ziel der Untersuchungen ist es anhand der Zuwachsunterschiede zwischen den unterschiedlichen Jahren den Einfluss von Dürren auf die unterschiedlichen Arten nachzuweisen. Um die genauesten Ergebnisse zu erlangen, wird der Volumenzuwachs untersucht (HOFFMANN et al. 2018). Um den Volumenzuwachs bestimmen zu können, werden Stammanalysen durchgeführt, mit denen sich das vergangene Wachstum anhand von mehreren Stammscheiben rekonstruieren lässt.

Nach dem Crossdating ist es möglich, jedem Ring ein Datum zu zuordnen. Diese Information reicht in Verbindung mit den Radialmessungen aus, um den Flächenzuwachs zu errechnen. Um den Volumenzuwachs bestimmen zu können, muss noch die Höhe des Baumes in jedem Jahr bekannt sein. Zur Ermittlung dieser wird sich folgender Annahme bedient: Wenn eine Stammscheibe (i) aus einem Stamm herausgetrennt wird und an einer höheren Stelle eine zweite Scheibe (i+1) entnommen wird, dann besitzt die i+1 Scheibe die gleiche oder eine niedrigere Anzahl an Jahresringen als die Scheibe i. Der Unterschied in der Anzahl der Jahresringe zwischen den beiden Scheiben beschreibt die Anzahl der im Stamm verborgenen Spitzen in dem Stammabschnitt zwischen i und i+1. Jede verborgene Spitze war

zu einem Zeitpunkt die Höhe des Baumes am Ende der Vegetationsperiode und wurde im darauffolgenden Jahr wieder überwachsen. Bekannt sind die Höhen der  $i$  und  $i+1$  Scheibe, nicht aber die der verborgenen Spitzen (BASCETTO u. SCARASCIA-MUGNOZZA 2004). Um die Lage der Spitzen anhand der Informationen, die aus Scheibe  $i$  und  $i+1$  gewonnen werden können herzuleiten, wurde Carmean's Algorithmus verwendet (MACHADO et al. 2010). Nun ist es möglich, für jeden untersuchten Baum herzuleiten, bei welchem Alter er welche Höhe hatte.

Um das Volumen der einzelnen Stammabschnitte, die zwischen der  $i$  und der  $i+1$  Stammscheibe sind zu berechnen, wird die Formel von Smalian verwendet. Diese Formel ist auch bekannt als Formel des mittleren Stammabschnitts

$$v_i = \frac{G_i + G_{i+1}}{2} \times (h_{i+1} - h_i)$$

Das Stammvolumen ( $V$ ) wird als Summe der einzelnen Stammabschnittsvolumen berechnet und das Volumen der Spitze, die durch die Baumendknospe und die höchste Stammscheibe gebildet wird

$$V = \sum_{i+1}^n v_i + \frac{G_n}{3} \times (h_{Baum} - h_n)$$

Die Gleichungen werden für jedes Jahr berechnet, um das jährliche Stammvolumen zu erhalten (BASCETTO u. SCARASCIA-MUGNOZZA 2004). Durch Subtraktion des letzten Jahres vom Folgejahr wird der Volumenzuwachs bestimmt.

Anhand der Volumenzuwächse soll das Verhalten der unterschiedlichen Arten auf Dürren überprüft werden. Das Klimasignal ist in den Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren enthalten. Die langjährigen Trends werden durch einen gleitenden Mittelwert über 5 Jahre ausgeglichen.

Die Zuwächse werden durch den Mittelwert geteilt, um einen einheitenlosen Index zu erhalten, der um 1 schwankt. Dieser Index ist bereinigt von langjährigen Trends und jeder Wert über 1 zeigt ein überdurchschnittliches und jeder Wert unter 1 ein unterdurchschnittliches Wachstum in diesem Jahr an (HOFFMANN et al. 2015).

Um die Eigenschaften der Baumarten im Klima Wandel zu vergleichen werden die Lloret Indizes verwendet (LLORET et al. 2011). Die drei Indizes errechnen sich durch die Variablen:

- PreDr ist der mittlere Volumenzuwachs in einer Periode vor Eintritt des Stressereignisses
- Dr bezeichnet den Volumenzuwachs innerhalb eines Stressereignis
- PostDr ist der mittlere Volumenzuwachs in einer Periode nach dem Stressereignis

Für die Volumenzuwächse werden die einheitenlosen Indizes verwendet.

Um die Lloret Indizes errechnen zu können muss ein Stressereignis gefunden werden, auf dessen Basis PreDR, Dr und PostDr bestimmt werden können. Für das Projekt sollen Dürren als Stressereignis verwendet werden. Um zu bestimmen wann eine Dürre stattgefunden hat wurde der Dürremonitor des Helmholtz Zentrums für Umweltforschung verwendet. Der Dürremonitor berechnet unterschiedliche Indizes, um die Stärke einer Dürre zu bewerten. Um das Stressereignis zu bestimmen, wurden die Dürremagnituden im Gesamtboden in der Vegetationsperiode (April bis Oktober) verwendet. Die Dürremagnitude ist ein dimensionsloses Maß, das die Stärke von Dürren angibt. Sie eignet sich dazu Dürren unterschiedlicher Jahre vergleichen zu können. Teil der Berechnungen sind die Länge der Dürreperiode und die absolute Trockenheit im zeitlichen Verlauf. Mit zunehmender Dürredauer und zunehmender negativer Abweichung vom 20 %-Perzentil des Bodenfeuchteindex steigt der Wert (MARX 2022).

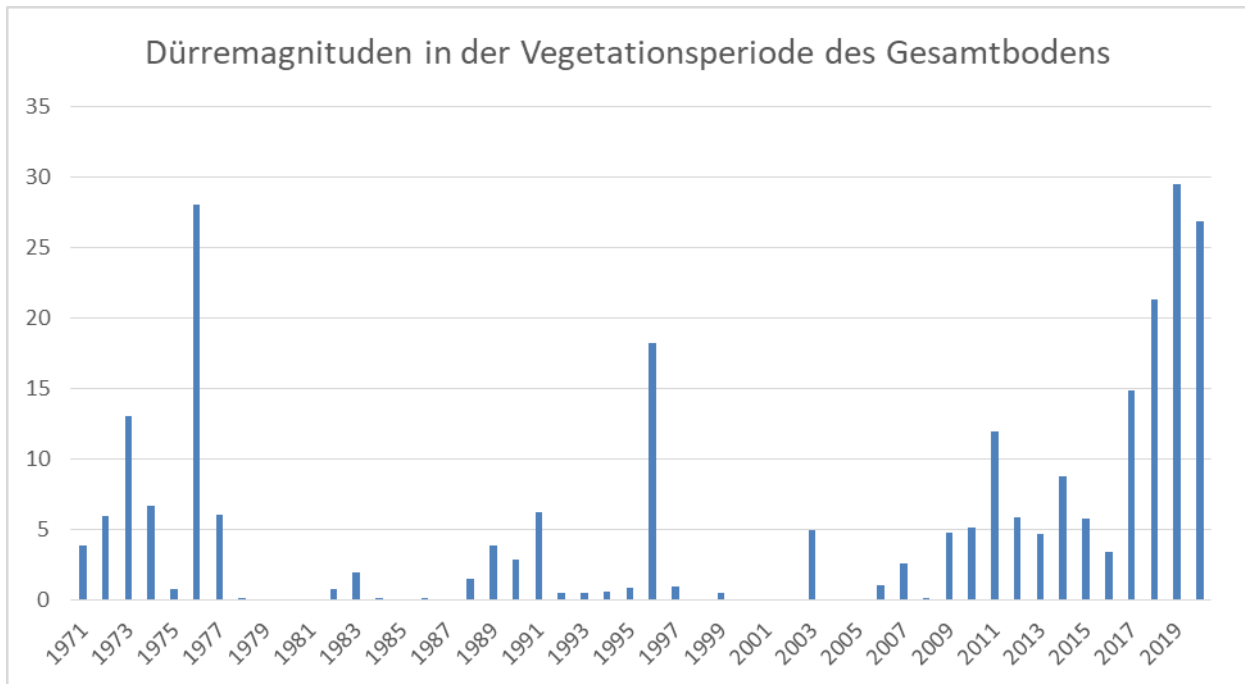


Abbildung 2: Dürremagnituden in der Vegetationsperiode des Gesamtbodens für NRW

Um Ereignisse zu untersuchen, die tatsächlich die untersuchten Bäume beeinflusst haben, wurde das Raster auf die Grenzen von NRW begrenzt und der Mittelwert aller 4x4 km Raster pro Jahr ermittelt. Damit möglichst viele Stammscheiben die Dürreereignisse enthalten, wurden aktuellere Ereignisse ausgewählt. Die Dürren die untersucht werden sollen, sind:

- 1996: Ist ein Dürreereignis, bei dem die Jahre davor und danach nur geringe Werte aufweisen. Als solches können hier Informationen darüber gewonnen werden, wie die unterschiedlichen Arten auf einjährige Extremereignisse reagieren.
- 2003: Ist vergleichbar mit 1996. Hier ist die Dürre jedoch schwächer. 2003 wird trotzdem untersucht, da bereits Untersuchungen über dieses Jahr für Arten im Arboretum Burgholz durchgeführt wurden (HOFFMANN et al. 2015). Auch außerhalb von NRW wurde bereits die Methodik von LLORET für das Jahr 2003 angewandt (PRETZSCH 2004).
- 2018: Ist der aktuellste Punkt, der in der anhaltenden Dürre seit 2009, für die Erstellung von Indizes verwendet werden kann. Hier soll untersucht werden wie die Arten auf Dürreereignisse reagieren, wenn sie bereits vorher unter Stress standen. Auch eine Erholung nach dem Dürreereignis ist nicht mehr vollständig möglich. Mit voranschreitendem Klimawandel kann es dazu kommen, dass solche mehrjährigen Dürren in Zukunft dem Normalfall entsprechen.



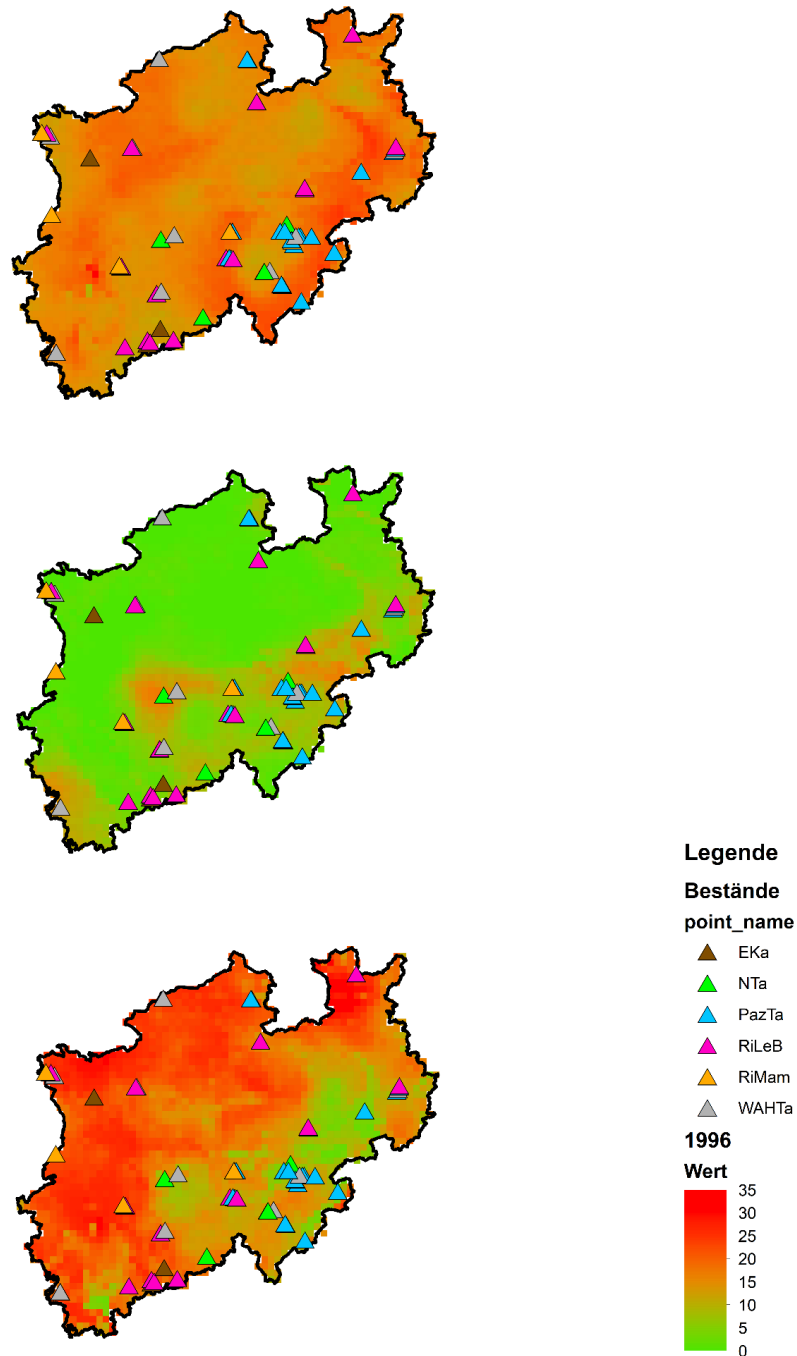


Abbildung 3: Dürremagnituden im Gesamtboden in der Vegetationsperiode (April bis Oktober) in NRW

### Rissbildung

Bei der für die Sektion Ertragskunde erstellten Auswertung wurden bei allen bis zu diesem Zeitpunkt untersuchten *Abies procera* ein Vermerk erstellt, ob sie einen Riss aufweisen oder nicht. Dabei wurde nicht beachtet, wie groß die Risse waren. Somit ist das Auftreten eines Risses in den Untersuchungen eine dichotome (binäre) Variable, die mittels eines Logit-Modells untersucht werden kann (WRIGHT 1995). Von Interesse ist, welche Eigenschaften des Baumes die Rissbildung beeinflussen. Um dies zu überprüfen, wurde folgendes Modell aufgestellt:

$$P(\text{Riss}) = \frac{1}{1 + e^{(b_1 \text{BHD} + b_2 \text{Höhe} + b_3 \text{Kronenansatz} + b_4 \text{Kraft'sche Klasse} + b_5 \text{Alter} + b_6 \text{Durchforstung} + b_7 \text{Kronenprozent} + a)}}$$

Hierbei ist Durchforstung ein Wert von 1 bis 3, der die verstrichene Zeit seit der letzten Durchforstung angibt. In dem Modell sind alle Eigenschaften aufgelistet, die bei den Untersuchungen aufgenommen werden und potenziell einen Einfluss auf das Auftreten von Rissen haben könnten. Um Eigenschaften mit signifikantem Einfluss zu finden, wurde eine logistische Regression durchgeführt.

## Ergebnisse

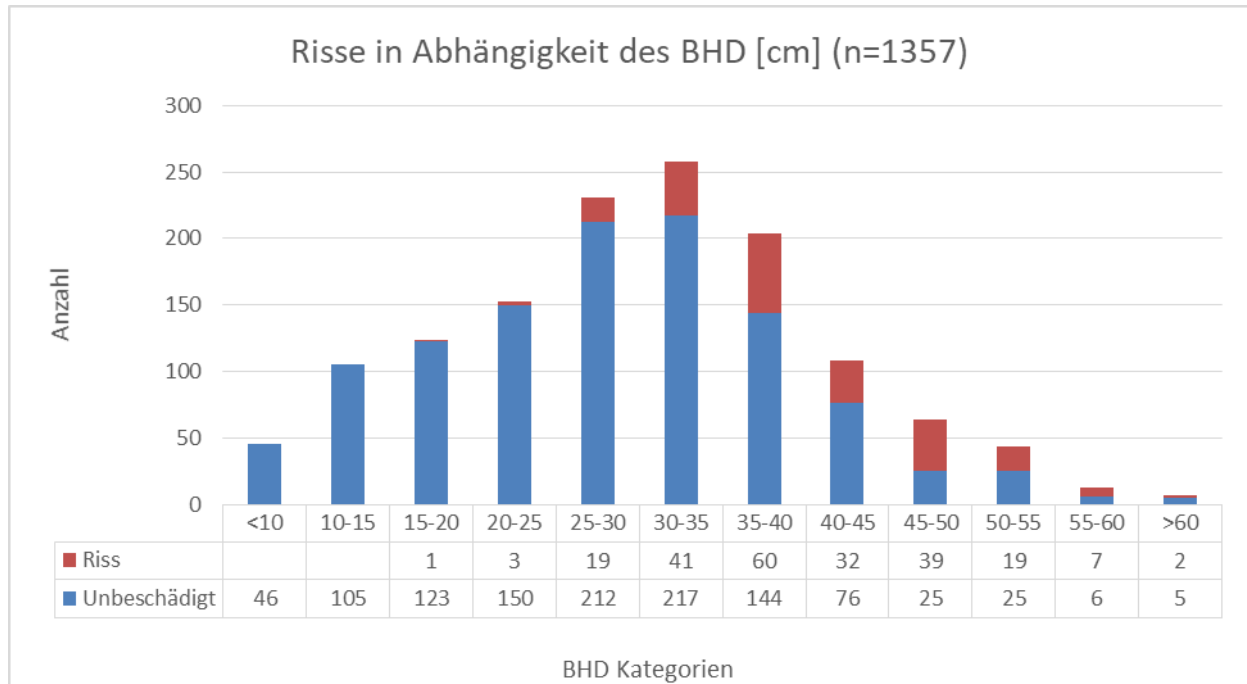


Abbildung 4: Rissverteilung bei *Abies procera*

In der Abbildung 4 ist bereits zu erkennen, warum vermutet wird, dass der BHD im Zusammenhang mit dem Auftreten von Rissen steht. Ab der Gruppe der Bäume mit einem BHD zwischen 35 und 40 cm treten Risse durchschnittlich an jedem dritten Baum auf. In Gruppen mit größeren BHDs ist sogar häufig jeder zweite Baum betroffen.

Um die Zusammenhänge, die vermutet bei dem Auftreten von Rissen eine Rolle spielen zu überprüfen, wurde eine logistische Regression durchgeführt.

Tabelle 1: Signifikante Ergebnisse der logistischen Regression

| Unabhängige Variable   | Odds Ratio       | P-Wert               |
|------------------------|------------------|----------------------|
| BHD                    | 1.1835189392     | $2 \cdot 10^{-16}$   |
| Alter                  | 1.1383747461     | $1.22 \cdot 10^{-8}$ |
| Mc Faden $R^2 = 0,249$ | Accuracy = 0.718 |                      |

Aus der logistischen Regression geht hervor, dass nur der BHD und das Alter einen signifikanten Einfluss auf das Auftreten von Rissen hatten. Die Odds Ratios bedeuten, dass wenn alle anderen Variablen unverändert bleiben und der BHD um eine Einheit erhöht wird, die Chance, dass ein Riss auftritt um ungefähr das 1,18-fache steigt. Somit sind sowohl der BHD als auch das Alter positiv mit dem Auftreten von Rissen korreliert. Dies bestätigt die Vermutung, die bereits während den Aufnahmen aufgestellt wurde.

## Diskussion

### Rissbildung

Während die Feststellung des Zusammenhangs zwischen Alter, BHD und dem Auftreten von Rissen bereits einen Erkenntniszuwachs darstellt, gibt es viele Punkte, die noch ungeklärt sind. Neben den im Modell enthaltenen Variablen sollten zusätzlich Standortinformationen hinzugefügt werden. Vor allem der Wasserhaushalt sollte betrachtet werden, da dieser die Fasersättigung beeinflusst. Zusätzlich könnte es interessant sein, die Risse nicht nur als dichotome (binäre) Variable zu erfassen, sondern sie zu vermessen oder zu kategorisieren.

Als weiteres gilt es zu überprüfen, welche Auswirkungen die Risse auf die Holzqualität von *Abies procera* haben. Im Zuge des Projektes werden 20 *Abies procera* gefällt werden, um Stammscheiben zu gewinnen. Hierbei werden auch solche mit Rissen untersucht, an denen erste Anhaltspunkte gewonnen werden können. Weiterhin wurde bei Fichten ein Zusammenhang mit der Zellwanddicke und dem Auftreten von Trockenrissen festgestellt. Mit sinkenden Zellwanddicken steigt die Wahrscheinlichkeit, dass ein Riss auftritt (ROSNER u. KARLSSON 2018). Unter der Annahme, dass dies auch für *Abies procera* zutrifft, könnte es sein, dass *Abies procera* mit zunehmenden BHD dünnere Zellwände bildet. Diese Theorie kann jedoch nicht im Rahmen des Projektes AnBauKlim überprüft werden.

Als letztes stellt sich die Frage, was das Auftreten der Risse für die Anbauwürdigkeit von *Abies procera* bedeutet. Wenn die Risse mit wirtschaftlichen Einbußen verbunden sind, ist der Anbau für Privatwaldbesitzer kaum bis gar nicht zu empfehlen. Zusätzlich soll das Projekt AnBauKlim die Anbauwürdigkeit der Arten im Kontext des Klimawandels bewerten. Wenn sich die Risse bei Unterschreiten der Fasersättigung bilden (RICHTER 2022), kann dies ein erstes Anzeichen für bereits bestehenden Trockenstress darstellen. Mit voranschreitendem Klimawandel besteht die Wahrscheinlichkeit, dass die Häufigkeit, mit der die Risse auftreten, noch weiter steigen könnte. Im Projekt sollen Arten identifiziert werden, die in Mischung mit heimischen Arten einen klimastabilen Wald bilden können. Das erste Auftreten von Trockenheit bedingten Schadmerkmalen kann schon jetzt ein Indiz sein, dass *Abies procera* dieser Rolle nicht entsprechen könnte.

### Methodik

Auch in Hinsicht auf die verwendete Methodik, um die Aufnahmen und die dendrochronologischen Untersuchungen durchzuführen, sollten Punkte genauer diskutiert werden.

Bei der Wahl der zu untersuchenden Bestände wurde als Ausschlusskriterium eine möglichst geringe standortunabhängige Beschädigung aufgeführt. Dies wurde mit Bereisungen der Standorte sichergestellt. Jedoch verliefen die Einschätzungen rein subjektiv. Hier könnten objektivere Kriterien verwendet werden, um die Entscheidungen, aufgrund derer Bestände ausgeschlossen wurden, nachvollziehbarer zu machen.

Anhand der Aufnahmen sollen Informationen über die Anbaueignung der eingeführten Baumarten gewonnen werden. Aufgrund der niedrigen Anzahl an untersuchten Beständen bei manchen Arten, ist es fraglich, ob es sinnvoll ist für diese quantitative Aussagen zu treffen. Dennoch sollte es möglich sein, für diese Arten allgemein zutreffende qualitative Aussagen zu formulieren.

Für die Erstellung der Indizes nach Lloret müssen Dürreereignisse bestimmt werden. Dazu gibt es für gewöhnlich 3 Methoden: Bestimmung anhand von Wetter-, Hydrologischen oder Klimadaten, anhand von Jahren mit starken Zuwachsrückgängen innerhalb der untersuchten Stammscheiben, oder eine Mischung aus beiden Methoden. Es wurde zwar nachgewiesen, dass Umweltdaten am besten geeignet

sind, um Dürren zu identifizieren, jedoch kann es trotzdem zu Komplikationen kommen (SCHWARZ et al. 2020). So liegen nach Abbildung 3 alle Edelkastanienbestände im Jahr 2003 in Bereichen, wo keine Dürren vorkamen. Dies könnte bei dem Vergleich der Resistenz der Baumarten dazu führen, dass der Edelkastanie eine hohe Resistenz zugeschrieben wird, obwohl die Bäume in Wirklichkeit keinen Trockenstress erfahren haben. Damit Fehler wie diese vermieden werden können, muss für jeden der Bestände überprüft werden ob, Trockenstress vorhanden war. Hierbei wäre eine genauere Auflösung als die 4\*4 km des Dürremonitors wünschenswert.

Alles im allem sollte die gewählte Methodik gewährleisten, dass aus den für das Projekt erhobenen, Daten aussagekräftige Ergebnisse abgeleitet werden können. Bei den Lloret Indizes handelt es sich um eine bewährte Methode, deren Ungenauigkeiten (Bestimmung der Dürreereignisse und Wahl der Methode zum Ausgleichen langjähriger Trends) möglichst nachvollziehbar dokumentiert wurden.

Um eine bessere Datengrundlage bei Arten mit einer geringen Anzahl an Beständen zu erreichen, werden weiterhin potenzielle Bestände in NRW gesucht und aufgesucht, die dem Projekt hinzugefügt werden könnten. Das Projekt AnBauKlim endet im August 2024. Bis jetzt wurden bereits über 4500 Bäume untersucht. Damit ist das Projekt auf einem guten Weg, Aussagen zur Anbaueignung der sechs eingeführten Baumarten in NRW treffen zu können.

## Projekthintergrund

Gefördert durch:



Bundesministerium  
für Ernährung  
und Landwirtschaft



Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.

aufgrund eines Beschlusses  
des Deutschen Bundestages



Förderkennzeichen: 2220NR258X

## Literatur

AG GASTBAUMARTEN (2015): Die AG Gastbaumarten im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten. <https://www.waldwissen.net/de/waldwirtschaft/waldbau/die-ag-gastbaumarten-im-dvffa>. (Zugriff am 11.11.2022)

BASCIETTO, M.; SCARASCIA-MUGNOZZA, G. (2004): A collection of functions to determine annual tree carbon increment via stem-analysis. *Annals of Forest Science* 61(6): 597–602. <https://doi.org/10.1051/forest:2004055>

BUNN, A.G. (2010): Statistical and visual crossdating in R using the dplR library. *Dendrochronologia* 28(4): 251–258. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2009.12.001>

DESH (2020): Sägeindustrie - Marktdaten. <https://www.saegeindustrie.de>. (Zugriff am 03.06.2020)

- HOFFMANN, N.; LEDER, B.; VOR, T. (2015): Zuwachsanalysen ostasiatischer Baumarten auf einem nordrhein-westfälischen Standort unter Klimaaspekten. *Forstarchiv* 86: 123–138. <https://doi.org/10.4432/0300-4112-86-123>
- HOFFMANN, N.; SCHALL, P.; AMMER, C.; LEDER, B.; VOR, T. (2018): Drought sensitivity and stem growth variation of nine alien and native tree species on a productive forest site in Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 256–257: 431–444. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.03.008>
- KRUMM, F.; VÍTKOVÁ, L. (2016): Eingeführte Baumarten in europäischen Wäldern: Chancen und Herausforderungen. *European Forest Institute*. 88 S.
- LLORET, F.; KEELING, E.G.; SALA, A. (2011): Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos* 120(12): 1909–1920. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19372.x>
- MACHADO, S. DO A.; SILVA, L.C.R. DA; FIGURA, M.A.; TÉO, S.J.; NASCIMENTO, R.G.M. (2010): Comparison of methods for estimating heights from complete stem analysis data for *Pinus taeda*. *Ciência Florestal* 20(1): 45–55. <https://doi.org/10.5902/198050981760>
- MARX, A. (2022): Dürremonitor Deutschland. <https://www.ufz.de/index.php?de=37937>. (Zugriff am 25.08.2022)
- PRETZSCH, H. (2004): Der Zeitfaktor in der Waldwachstumsforschung. *LWF-Wissen* 34: 11–30.
- RICHTER, C. (2022): Austrocknungsrisso – ein neues Holzmerkmal. *Holz-Zentralblatt* 1: 10–11.
- ROSNER, S.; KARLSSON, B. (2018): Gene sind entscheidend, wenn Fichten bei extremer Trockenheit reißen. <https://www.waldwissen.net/de/waldwirtschaft/schadensmanagement/trockenheit/trockenheit-genetisch-bedingte-risse>. (Zugriff am 11.11.2022)
- SCHWAPPACH (Hrsg.) (1901): Die Ergebnisse der in den preussischen Staatsforsten ausgeführten Anbauversuche mit fremdländischen Holzarten. Springer, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-92242-8>
- SCHWARZ, J.; SKIADAREISIS, G.; KOHLER, M.; KUNZ, J.; SCHNABEL, F.; VITALI, V.; BAUHUS, J. (2020): Quantifying Growth Responses of Trees to Drought—a Critique of Commonly Used Resilience Indices and Recommendations for Future Studies. *Current Forestry Reports* 6(3): 185–200. <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00119-2>
- ŠEHO, M.; JANŇEN, A. (2019): Neue Schwerpunkte und Herausforderungen im Klimawandel. *AFZ/Der Wald* 5: 20–23.
- THURM, E.A.; HERNANDEZ, L.; BALTENSWEILER, A.; AYAN, S.; RASZTOVITS, E.; BIELAK, K.; ZLATANOV, T.M.; HLADNIK, D.; BALIC, B.; FREUDENSCHUSS, A.; BÜCHSENMEISTER, R.; FALK, W. (2018): Alternative tree species under climate warming in managed European forests. *Forest Ecology and Management* 430: 485–497. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.028>
- VON LOE, W. (1989): Die Geschichte des Fremdländeranbaus in Nordrhein-Westfalen seit 1880 [Diplomarbeit]. Ludwig-Maximilians-Universität München.
- VOR, T. (2017): Kurzportrait Pazifische Edeltanne (*Abies procera* Rehd.). <https://www.waldwissen.net/de/waldwirtschaft/waldbau/kurzportrait-pazifische-edeltanne>. (Zugriff am 11.11.2022)
- WRIGHT, R.E. (1995): Logistic regression. In: Grimm L.G., Yarnold P.R. (Hrsg.), *Reading and understanding multivariate statistics*. American Psychological Association, S. 217–244.

# Tsuga und Thuja als Nadelholz-Alternativen im Klimawandel?

---

*Standörtliches und waldwachstumskundliches Potential der westlichen Hem-locktanne und des Riesenlebensbaums in Deutschland*

*Eric Andreas Thurm<sup>1</sup>, Maik Werning<sup>2</sup>, Ralf Nagel<sup>2</sup>*

*<sup>1</sup>Landesforst MV, BT FVI, Forstliches Versuchswesen MV, Sachgebiet Waldbau/Waldwachstum*

*<sup>2</sup>Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW FVA), Sachgebiet Ertragskunde*

## Zusammenfassung

Nichtheimische Baumarten können eine wichtige Rolle für die Anpassung der Wälder an den Klimawandel spielen. Anhand von Praxisanbauten und langfristigen Versuchsflächen in Nord- und Mitteldeutschland wurde in der vorliegenden Studie das Leistungs-, Qualitäts-, und Standortpotential der Westamerikanischen Hemlocktanne und des ebenfalls aus Westamerika stammenden Riesenlebensbaum dargestellt. Die Untersuchung von 87 Versuchsflächen hat gezeigt, dass sich beide Baumarten schon in Deutschland etablieren konnten. Die Wuchsleistungen sind mit rund 950 Vfm/ha stehendem Vorrat im Alter 100 vergleichbar hoch und bewegen sich auf dem Niveau zwischen Fichte und Douglasie. Das Qualitätspotential konnte nur für den Riesenlebensbaum bestimmt werden. Es befindet sich im Alter 50 mit rund 110 Z-Bäumen pro ha in einem ausreichenden Rahmen. Standortlich haben beide Baumarten überrascht. Schon derzeit werden sehr vielfältige Standort besiedelt. Besonders der Riesenlebensbaum scheint unter gewissen Voraussetzungen auch auf mineralischen Nassstandorten zu recht zu kommen. Beide Baumarten können als Alternative zur Fichte zum Einsatz kommen. Klimatisch sollte der Riesenlebensbaum auf Standorten mit mehr als 550 mm geeignet sein. Der Hemlocktanne sollte mit 600 mm etwas mehr Niederschlag zur Verfügung stehen. Neben der vorläufigen ertragskundlichen Bewertung beider Baumarten werden Praxisanbauten als weiterer Forschungsansatz für nichtheimische Baumarten herausgestellt und verschiedene Auswertungsmethoden skizziert. Das Fazit dieser Arbeit ist, dass die Ergebnisse der vorliegenden Studie auf der Grundlage regional begrenzter Praxisanbauten nur ein Teilbeitrag zu Anbauempfehlungen von Hemlocktanne und Riesenlebensbaum sein können. Um zu gesicherten Baumartenempfehlungen zu gelangen, ist es essentiell, bundesweit die Praxisanbauten zu sammeln und zu analysieren und diese Ergebnisse mit den weiteren Forschungsansätzen zu verschneiden.

## Einleitung

Bei unseren vier wichtigen Wirtschaftsbaumarten (Fichte, Kiefer, Buche, Eiche) werden in den Waldzustandsberichten regelmäßig hohe Zahlen an Kronenverlichtung festgestellt (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT 2022). Neben verschiedenen eingeführten Schaderregern wird im Wesentlichen der Klimawandel für diese Entwicklung verantwortlich gemacht. Da ist es nicht verwunderlich, dass Waldbesitzer als auch Forstliche Versuchsanstalten im Auftrag der Forstverwaltungen vermehrtes Interesse an Alternativbaumarten aus anderen Regionen Europas sowie anderen Kontinenten zeigen.

Ziel dieser Nachforschungen - im praktischen als auch im wissenschaftlichen Umfeld - ist es, einen ähnlichen Glücksgriff zu landen, wie er einst mit der Grünen Douglasie gelungen ist. Die Douglasie ist scheinbar sehr gut an Standort- und Klimabedingungen in weiten Teilen Deutschlands angepasst, verfügt über überlegene Wuchseigenschaften (MILLER et al. 2022) und integriert sich gut in heimische

Waldbausysteme (GÖHRE 1958), ohne dabei heimische Waldökosysteme zu überprägen (SCHMID et al. 2014).

Mittlerweile gibt es verschiedene, sehr gute Literaturreviews zu nichtheimischen Baumarten (LÜDEMANN 1998, VOR et al. 2015, ALBRECHT u. DE AVILA 2018, LWF 2019). Zwangsläufig fußen diese auf Erfahrungsberichten und Fallstudien, die meist keine großen Standortsgradienten abdecken. Großangelegte Studien benötigen Zeit, sind aber unerlässlich, um wissenschaftliche Baumartenempfehlungen geben zu können. In THURM et al. (2017) wurden vier unterschiedliche Forschungsansätze zusammengestellt, mit denen man zu gesicherten Baumartenempfehlung gelangen kann. Einen weiteren Ansatz möchten wir an dieser Stelle beschreiben, weil er pragmatisch und ohne lange Versuchslaufzeiten umsetzbar ist – die *Recherche und Auswertung sogenannter Praxisanbauten*.

Praxisanbauten sind Bestände, die von Waldbewirtschaftern mit dem Ziel begründet worden sind, nichtheimische Baumarten unter lokalen Standortbedingungen auszutesten. Folglich sind sie nicht standardisiert, unterscheiden sich in Größe und Mischungsform und auch die Herkunft des Saatguts ist teilweise unklar. Dennoch haben nun auch die Versuchsanstalten diese Bestände für sich entdeckt, denn die Praxisanbauten repräsentieren erfolgreiche Zeitreihen des Wachstums unter heimischen Standortbedingungen. Und so gibt es mittlerweile in den Bundesländern verschiedene Projekte, die versuchen die Praxisanbauten zu finden und wissenschaftlich auszuwerten.

In Mecklenburg-Vorpommern war es das BeNi in MV- Projekt, welches mit Hilfe der Landesinitiative „Unser Wald in MV“ aufgelegt wurde. In Kooperation mit dem Forstlichen Versuchswesen MV und der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt wurden 2021/22 zwölf nichtheimischen Laub- und Nadelbaumarten untersucht. Nach Abschluss des Projektes kamen wir zu dem Fazit, dass es für Baumartenempfehlungen größerer Standortsgradienten und mehr Versuchsflächen bedarf. Nur so können die Nachteile der ungesicherten Herkunft und heterogenen Standorts- und Altersabdeckung ausgeglichen werden. Wir haben daher die Daten zweier Projekte (BeNi in MV, IKSP) zusammengefasst, um exemplarisch für die Westamerikanische Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla*) und den Riesenlebensbaum (*Thuja plicata*) zu zeigen, welche Erkenntnisse aus den Praxisanbauten gewonnen werden können und wo sie durch andere Forschungsansätze zu ergänzen sind.

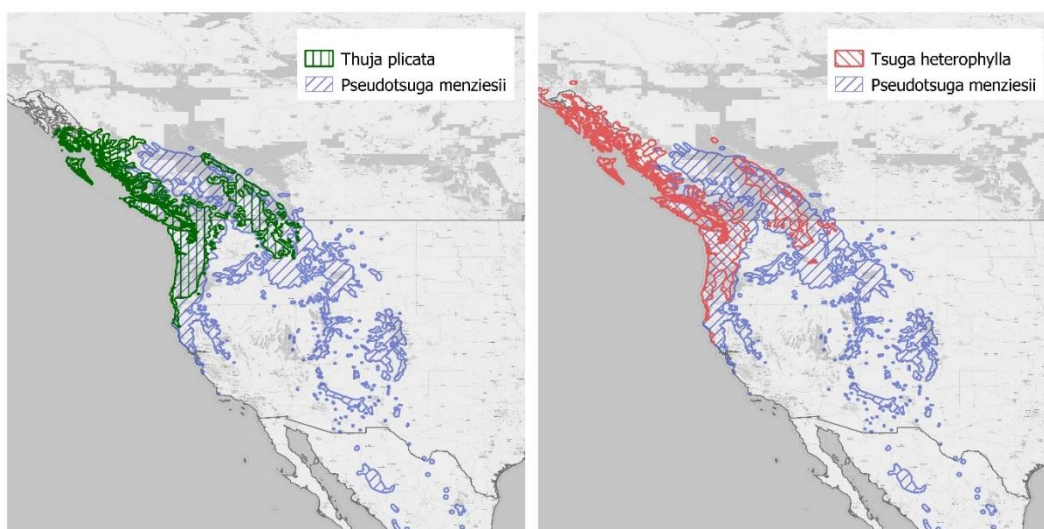


Abbildung 1: Verbreitung des Riesenlebensbaumes (*Thuja plicata*, grün) und der Westamerikanischen Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla*, rot) im Vergleich zum Verbreitungsgebiet der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) basierend auf den Karten von LITTLE JR. (1971).

Beide Baumarten stammen ursprünglich von der Westküste Nordamerikas (siehe Abbildung 1). Durch das Wirken von Schwappach existieren erste Anbauten in Deutschland schon seit 1881 (SCHÖBER 1956). Ihr heutiger Anteil in deutschen Wäldern ist allerdings selbst im Vergleich zur Douglasie, Roteiche und Robinie verschwindend gering geblieben. In ihrem Ursprungsgebiet sind Hemlocktanne und Riesenlebensbaum miteinander vergesellschaftet und wachsen unter anderem mit Baumarten wie der Douglasie, der Großen Küstentanne oder der Sitkafichte (MINORE 1983, TESKY 1992). Beide Baumarten sind ausgesprochenen schattentolerant, insbesondere der Riesenlebensbaum (KOBE u. COATES 1997). Beide Arten kommen nur selten in Reinbeständen vor (MINORE 1990), dominieren jedoch in alten Wäldern alle Kronenschichten (KOBE u. COATES 1997). Im Inlandsbereich der Baumarten (vergleichbar mit dem Inlandsgebiet der Douglasie), u. a. in Idaho, gewinnt die Hemlocktanne mit zunehmender Höhe an Dominanz, währenddessen der Riesenlebensbaum in feuchten Tieflandsgebieten vorherrschend ist. Sogar sumpfige Standorte sollen für den Riesenlebensbaum kein Problem darstellen, mit stagnierender Nässe im Winter bei Wasserständen bis 15 cm unter Flur (MINORE 1990). Auch bei trockneren Standorten scheint der Riesenlebensbaum flexibler zu sein als die Hemlocktanne. MINORE (1990) führt das auf seine bessere Durchwurzelungsfähigkeit zurück. Die Verbreitung beider Arten besitzt in Nordamerika einen ausgeprägten Höhengradienten von 0 bis über 2100 m ü. NN (MINORE 1983, TESKY 1992).

Bei diesem weit gefächerten Standortsspektrum ist es erstaunlich, dass die Arten nicht in gleichem Maße durch forstliche Maßnahmen gefördert wurden, wie beispielsweise die Douglasie. Dass das Holz beider Baumarten keine Verwendung findet, sollte jedoch kein Grund sein. Der Riesenlebensbaum besitzt dauerhaftes und leichtes Holz, welches für Dachschindeln, als Konstruktionsholz und für Außenanwendungen verwendet wird. Die Westamerikanische Hemlocktanne eignet sich ausgezeichnet für die Papierherstellung, liefert aber u. a. auch Schwellen- und Grubenholz, Dielung, Deckenverkleidungen und Sperrholz-Furnier. Während die Douglasie 43 % des Nadelholzanteils in den westlichen Staaten der USA liefert, sind es bei dem Riesenlebensbaum 0,03 % bei der Hemlocktanne 3 %. Im Vergleich zu dort durchschnittlichen Preisen von 30 €/m<sup>3</sup> Nadelholz, liefern die Hemlocktanne mit 32 €/m<sup>3</sup> und der Riesenlebensbaum mit 81 €/m<sup>3</sup> jedoch überdurchschnittliche Holzerlöse (Douglasie 39 €/m<sup>3</sup>)<sup>1</sup> (HOWARD u. LIANG 2019).

Im Folgenden möchten wir nun analysieren, inwieweit beide Baumarten als Nadelholz-Alternative unter heimischen Standortbedingungen gelten können. Dabei werden drei Themenkomplexe beziehungsweise Forschungsfragen mit einbezogen. 1) Wie gestaltet sich das Leistungsniveau im Vergleich zu heimischen Nadelhölzern? 2) Wie sind die Qualitätsaussichten der Baumarten? 3) Welche Standortsgradienten decken beide Baumarten schon heute in Deutschland ab, bezogen auf a) das Klima und b) den Boden?

## Material

Das verwendete Datenmaterial stammt aus Praxisanbauten ergänzt um Daten langfristiger, waldwachstumskundlicher Versuchsflächen. Anders als die langfristigen Versuchsflächen verfügen die Praxisanbauten über kein standardisiertes Versuchsdesign. Die Bestände wurden über Abfragen an die Forstämter und aus den Forsteinrichtungsdaten der Länder detektiert. Es erfolgt ein Vorort-Kontrolle (Erstbereisung), um zu erfassen, ob die Bestände prinzipiell für eine repräsentative, waldwachstumskundliche Auswertung geeignet sind. Kriterien der Auswahl waren rechteckige Versuchsflächen mit

---

<sup>1</sup> Die Umrechnung der Angaben aus der U.S. Timber Production, Trade, Consumption, and Price Statistics basieren auf den Erlösen verkauften Schnittholzes aus nationalen Wäldern im Jahr 2017 mit dem Umrechnungskurs von Juni 2017



einer Größe von rund 0,1 ha. Die Flächen sollten in geschlossen Beständen liegen mit möglichst wenigen Randeffekten. Als untere Grenze des Mitteldurchmessers für aufzunehmende Bestände wurde ca. 15 cm festgelegt, um die Auswertung etablierter Bestände zu gewährleisten.

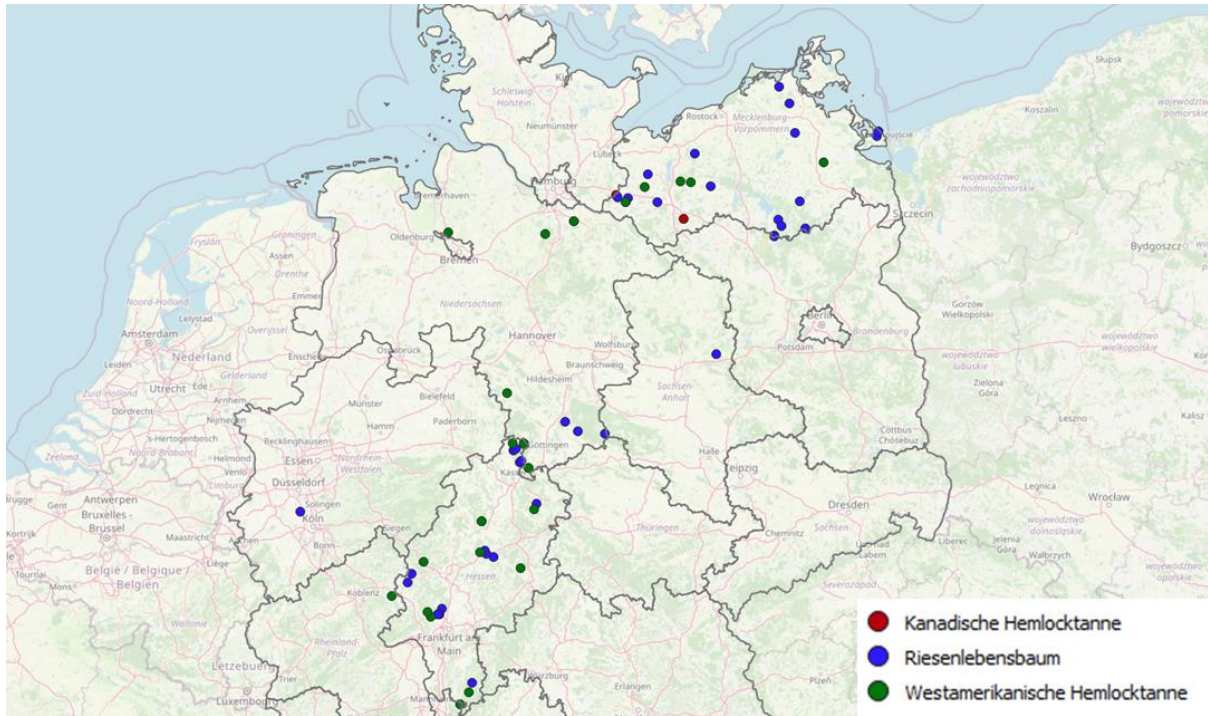


Abbildung 2: Übersicht der ausgewerteten Flächen aus Praxisanbauten und langfristiger Versuchsflächen.

Die nördlichste Fläche mit einem 25-jährigen *T. plicata* Bestand liegt nahe Stralsund auf dem 54° Breitengrad (siehe Abbildung 2). Die südlichste Fläche befindet sich in der Nähe von Heidelberg auf dem 49° Breitengrad und ist ein Bestand mit 74-jähriger *T. heterophylla*. Die Ursprungsgebiete der Arten liegen zwischen dem 61° bis 38° Breitengrad (*T. heterophylla*) bzw. dem 56° bis 40° (*T. plicata*) (basierend auf den Karten von LITTLE JR. (1971) siehe Abbildung 1).

Tabelle 1: Übersicht der aufgenommenen Versuchsflächen sowohl aus dem langfristigen Versuchsflächenmessnetz als auch aus den Praxisanbauten.

|                           | Flächen   |     | Größe |        |      | Alter |        |     | Mitteldurchmesser |        |      | Mittelhöhe |        |      | Vorrat             |        |      |
|---------------------------|-----------|-----|-------|--------|------|-------|--------|-----|-------------------|--------|------|------------|--------|------|--------------------|--------|------|
|                           | Aufnahmen | N   | min   | mittel | max  | min   | mittel | max | min               | mittel | max  | min        | mittel | max  | min                | mittel | max  |
|                           | N         | N   | ha    |        |      | Jahre |        |     | cm                |        |      | m          |        |      | m <sup>3</sup> /ha |        |      |
| <i>Thuja plicata</i>      | 57        | 217 | 0.05  | 0.13   | 0.25 | 17    | 69     | 140 | 9.7               | 34.4   | 85.8 | 7.9        | 23.6   | 43.4 | 1                  | 476    | 2096 |
| <i>Tsuga heterophylla</i> | 30        | 105 | 0.04  | 0.12   | 0.26 | 17    | 52     | 127 | 8.5               | 27.9   | 67.5 | 7.5        | 23.1   | 43.7 | 23                 | 384    | 1494 |

Insgesamt standen für die Auswertung 87 Flächen mit 322 Aufnahmen zur Verfügung (siehe Tabelle 1).

Bezüglich der waldbaulichen Pflege sind die Flächen der Praxisanbauten nach dem derzeitigen Bestandesbild überwiegend einer mäßigen bis starken Niederdurchforstung mit aktuell geschlossenem bis teilweise gedrängtem Kronenschluss zuzuordnen.

Neben den waldwachstumskundlichen Daten wurden klimatische Daten des Deutschen Wetterdienstes der Klimaperiode 1961-1990 mit einbezogen (DEUTSCHER WETTERDIENST 2020). Die verwendeten Standortdaten entstammen der jeweiligen Standortkartierung der Länder und wurden nach dem nordostdeutschen Standortkartiersystem (SEA95, SCHULZE et al. 2009) vereinheitlicht (siehe auch WOLFF et al. 1998, Anhang 1 & 2).

## Methoden

Die Aufnahme der Versuchsflächen erfolgte nach dem Aufnahmeverfahren der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. Die Ableitung der Bestandesdaten erfolgte nach der DESER-Norm (JOHANN 1993). Da für die beiden Baumarten noch keine Formzahlen zur Verfügung stehen, wurde die Schaftformfunktion für das Schaftholz der Fichte unterstellt (BERGEL 1973).

Der Leistungsvergleich der beiden Arten erfolgte durch die Gegenüberstellung der aufgenommenen Bestandeskennwerte mit der Ertragstafeln der Waldkiefer (LEMBCKE et al. 1975, ALBERT et al. 2022), der Gemeinen Fichte (WENK et al. 1984, ALBERT et al. 2022) und der Douglasie (BERGEL 1985, ALBERT et al. 2022). Zusätzlich standen noch zwei Ertragstafeln zum Riesenlebensbaum und zur Westamerikanische Hemlocktanne aus England zur Verfügung (HAMILTON u. CHRISTIE 1971). Da nur die Tafeln und nicht die Ertragstafelfunktionen vorlagen, erfolgte für Bestandeskennwerte, die nicht durch die Ertragstafeln erfasst wurden, eine Extrapolation mittels eines Generalisierten Additiven Modells (gam, mgcv-package, WOOD 2011).

Neben dem visuellen Vergleich zwischen den Versuchsflächen und den Ertragstafelverläufen wurden zwei Indizes berechnet, die zur groben Abschätzung der Angepasstheit der Ertragstafeln dienen. Der Anpassungsindex galt der Frage, ob sich der Schwerpunkt der Aufnahmen für einen bestimmten Bestandesparameter im Zentrum des Ertragstafelfächers befindet. Der Anpassungsanteil diente der Frage, wie viele einzelne Aufnahmepunkte sich zwischen der höchsten und der niedrigsten Ertragsklasse befinden in Relation zur Gesamtanzahl an Aufnahmen.

Der Leistungsvergleich erfolgte anhand der Bestandeskennwerte Bestandesmitteldurchmesser, Oberhöhe ( $h_{100}$ ), Grundfläche und Vorrat des verbleibenden Bestandes.

Die Qualitätsaussichten einer nichtheimischen Baumart stellen in der Forstwirtschaft ein wichtiges Eignungskriterium da. Das Potenzial an Z-Bäumen pro ha wäre zum Beispiel ein Kennwert dafür, der auch Praktikern gut zu vermitteln ist. Zur Bestimmung dieses Wertes wurden in Mecklenburg-Vorpommern zusätzlich sogenannte Qualitätsbäume bei der Feldaufnahme angesprochen. Bei der Bestimmung der Qualitätsbäume galten ähnliche Vorgaben wie für Z-Bäume. Die Auswahl von Z-Bäume ist jedoch an eine räumliche Verteilung bzw. eine gewünschte Anzahl an Z-Bäumen im Endbestand geknüpft. Diese Kriterien wurden bei der Auswahl der Qualitätsbäume nicht berücksichtigt. Es galt jeder Baum als Qualitätsbaum, der aufgrund guter Form- und Qualitätsmerkmale grundsätzlich zur Wertholzproduktion geeignet wäre. Um die Vergleichbarkeit zwischen den Baumarten zu erreichen und die natürlichen Stammzahlreduktion zu berücksichtigen, wurde ein lineares Model (lm, CHAMBERS 2017) angepasst. Kam für eine Baumart ein signifikanter, negativer Trend zustande, nutzten wir den Regressionsterm im Alter 50 als Z-Baumpotenzial. Zur Vereinheitlichung verwenden wir im Folgenden den Begriff Z-Bäume, trotz der leicht abweichenden Definition (s. o.).

Für den Standortvergleich nutzten wir Kernel-Dichte-Funktionen (*kde*, *kde2*) für zweidimensionale Daten aus dem R-Paket (MASS, VENABLES u. RIPLEY 2002).

Alle Auswertungen sind in der Softwareumgebung R 3.6.1 erfolgt (R CORE TEAM 2019).

## Ergebnisse

### Leistungsvergleich

Anhand des Vergleiches der Ertragstafeln mit den Aufnahmen der Versuchsflächen zeigte sich, dass sowohl der Riesenlebensbaum als auch die Hemlocktanne durchaus mit dem Leistungsniveau unserer heimischen Nadelbaumarten Kiefer und Fichte mithalten (siehe Abbildungen 3 und 4). Beim Höhenwachstum ( $h_{100}$ ) der Hemlocktanne treffen die jungen Versuchsflächen die besten Ertragsklassen vieler Tafeln noch recht gut, gehen dann aber über deren Verlauf hinaus. Besonders eignete sich hier die Tafel für die Hemlocktanne von HAMILTON u. CHRISTIE (1971) und die Tafel der Douglasie von ALBERT et al. (2022). Die Bestandesmitteldurchmesser sind bei der Hemlocktanne etwas kleiner als bei der Douglasie, daher waren es hier eher die Tafeln der Gemeinen Fichte (ALBERT et al. 2022) und der Hemlocktanne (HAMILTON u. CHRISTIE 1971), die übereinstimmten. Beim Vorrat des verbleibenden Bestandes sind es die Tafel der Douglasie (ALBERT et al. 2022) und die Tafel des Riesenlebensbaumes (HAMILTON u. CHRISTIE 1971), die am besten die gemessenen Werte auf den Versuchsflächen widerspiegeln.

Letztlich empfehlen wir für die Hemlocktanne die Anwendung der Douglasien-Ertragstafel von ALBERT et al. (2022). Trotz vieler Übereinstimmung mit Hamilton u. Christie (1971) führte letztlich das ungewöhnlich schmale Band der Grundflächenhaltung dieser Tafel zwischen bester und schlechtester Bonität dazu, dass wir sie nicht empfehlen.

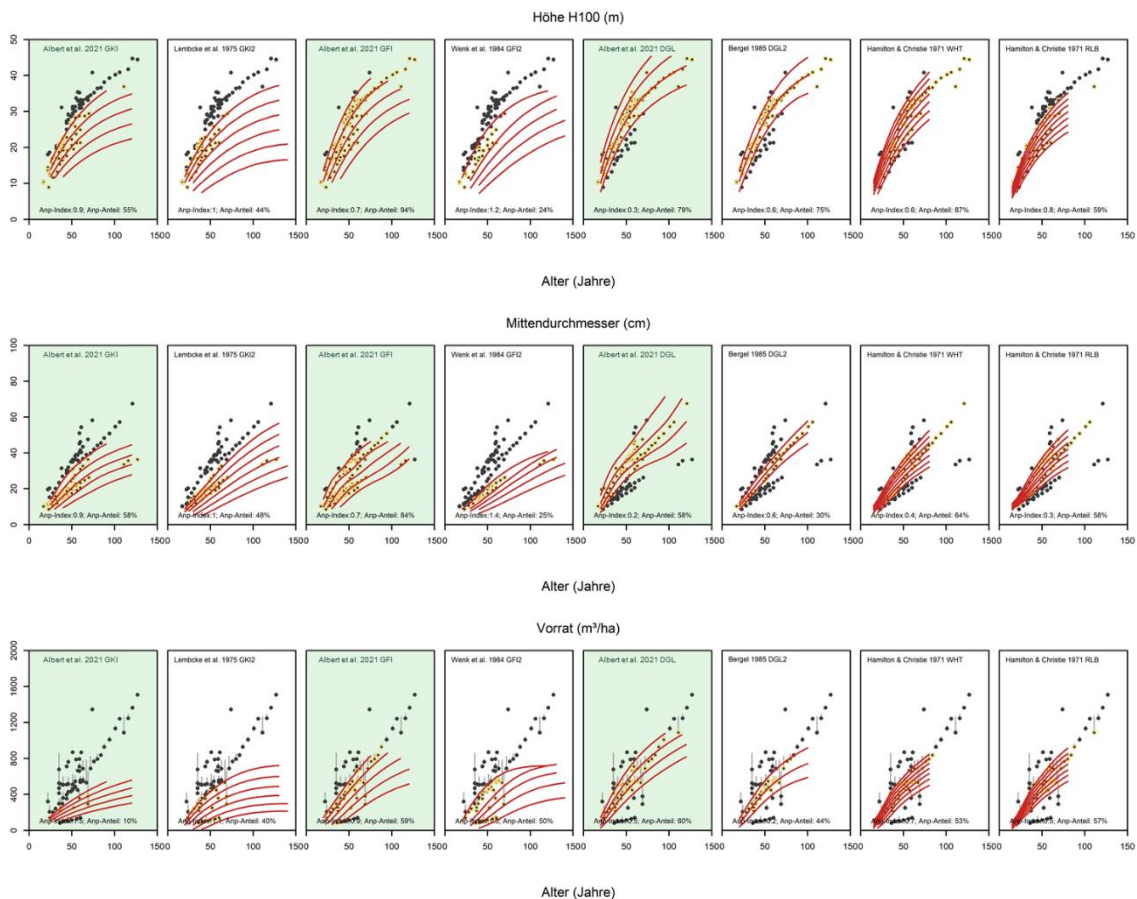


Abbildung 3: Exemplarische Darstellung einzelner Bestandeskennwerte der Hemlocktanne in Abhängigkeit des Alters für die jeweiligen Ertragstafelfächer (rot). Schwarze Punkte stellen die einzelnen Aufnahmen dar. Gelb umrandet sind Aufnahmen, die im Ertragstafelfächer liegen.

Im Vergleich zur Hemlocktanne waren es beim Riesenlebensbaum vor allem die jüngeren Bestände (> 70 Jahre), die das Wuchsniveau der besten Ertragsklassen der verschiedenen Tafeln überstiegen (siehe

Abbildung 4). Die Altbestände trafen die Ertragstafelfächer verhältnismäßig gut. Bei der Oberhöhe zeigten am ehesten die Fichtenertragstafel von ALBERT et al. (2022) und die Riesenlebensbaum-Ertragstafel von HAMILTON u. CHRISTIE (1971) Übereinstimmungen. Auch beim Bestandesmitteldurchmesser schnitt die Fichten-Tafel von ALBERT et al. (2022) am besten ab. Beim stehenden Vorrat waren es die Tafeln von HAMILTON u. CHRISTIE (1971) für den Riesenlebensbaum und die Douglasien-Tafel von ALBERT et al. (2022), die am besten zu den Daten passten. In der Gesamtwertung empfehlen wir für den Riesenlebensbaum entweder die Riesenlebensbaum-Ertragstafel von HAMILTON u. CHRISTIE (1971) oder die Fichten-Tafel von ALBERT et al. (2022) zu nutzen.

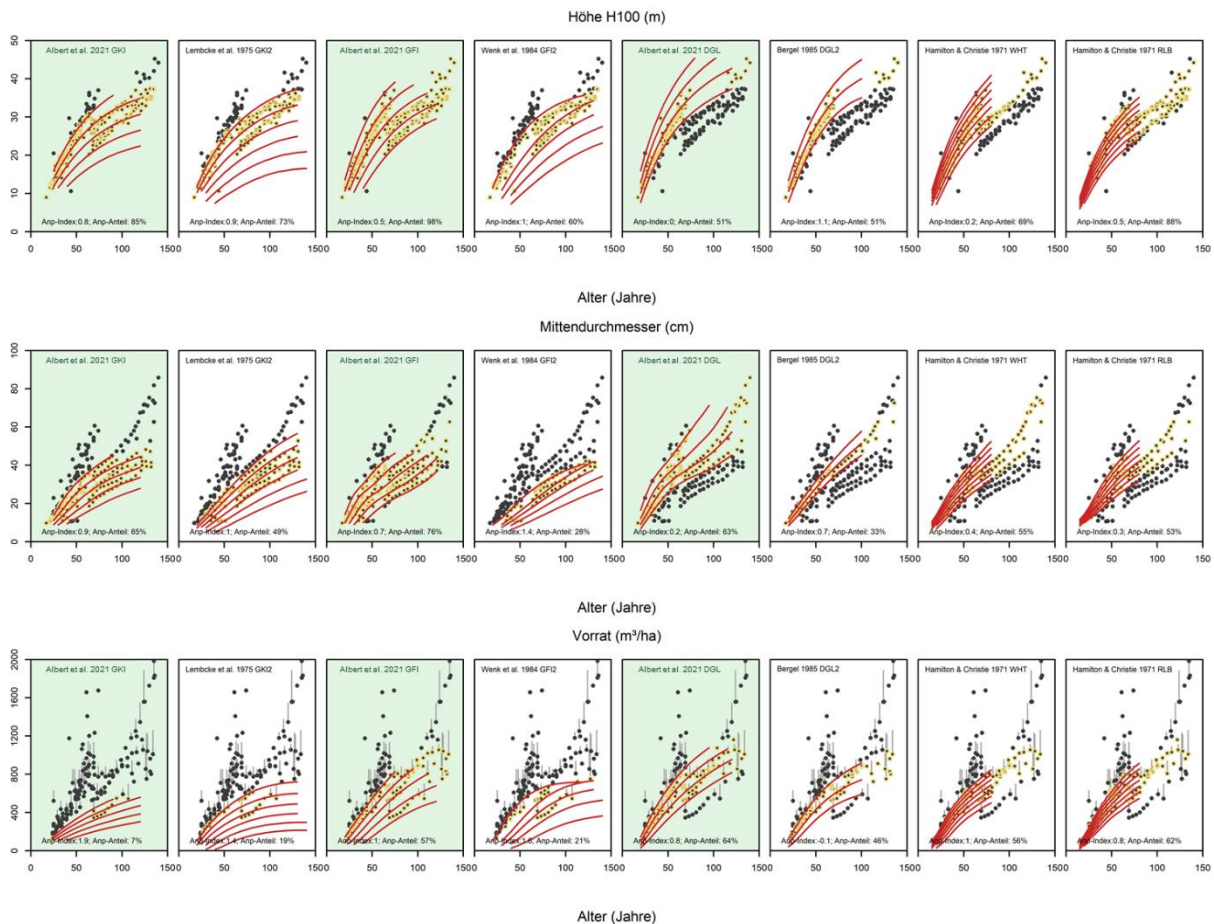


Abbildung 4: Exemplarische Darstellung einzelner Bestandeskennwerte des Riesenlebensbaumes in Abhängigkeit des Alters für die jeweiligen Ertragstafelfächer (rot). Schwarze Punkte stellen die einzelnen Aufnahmen dar. Gelb umrandet sind Aufnahmen, die im Ertragstafelfächer liegen.

Um die Wuchseistung der Westamerikanische Hemlocktanne und des Riesenlebensbaums für unsere Verhältnisse besser einzuordnen, betrachteten wir in Abbildung 5 zusätzlich die Bestandeskennwerte der Versuchsflächen im Alter 100 im Vergleich zu den verschiedenen Ertragsklassen der Gemeinen Fichte (Ertragstafel ALBERT et al. 2022). Auffällig ist bei beiden Baumarten das hohe Vorratsniveau, welches im Mittel zwischen der 1. und 2. EKL liegt der Fichte liegt (rund 950 Vfm/ha). Bei der Stammzahl besitzt der Riesenlebensbaum eine ungewöhnlich hohe Stammzahlhaltung. Diese liegt oberhalb des Verlaufes der Fichte, wobei die Bestandesmitteldurchmesser dann wieder vergleichbar mit der 2. bis 3. EKL der Fichte sind, sowohl für den Riesenlebensbaum als auch für die Hemlocktanne. Das macht sich in einer überproportional hohen Grundflächenhaltung des Riesenlebensbaums bemerkbar, während die Hemlocktanne hier ebenfalls wieder auf dem Niveau der Fichte 1. Bis 2. EKL verbleibt. Aufgrund der geringeren Höhe des Riesenlebensbaums (3. bis 4. EKL) ergibt sich dann aber wieder das ausgeglichene Bild bezüglich des verbleibenden Vorrats.



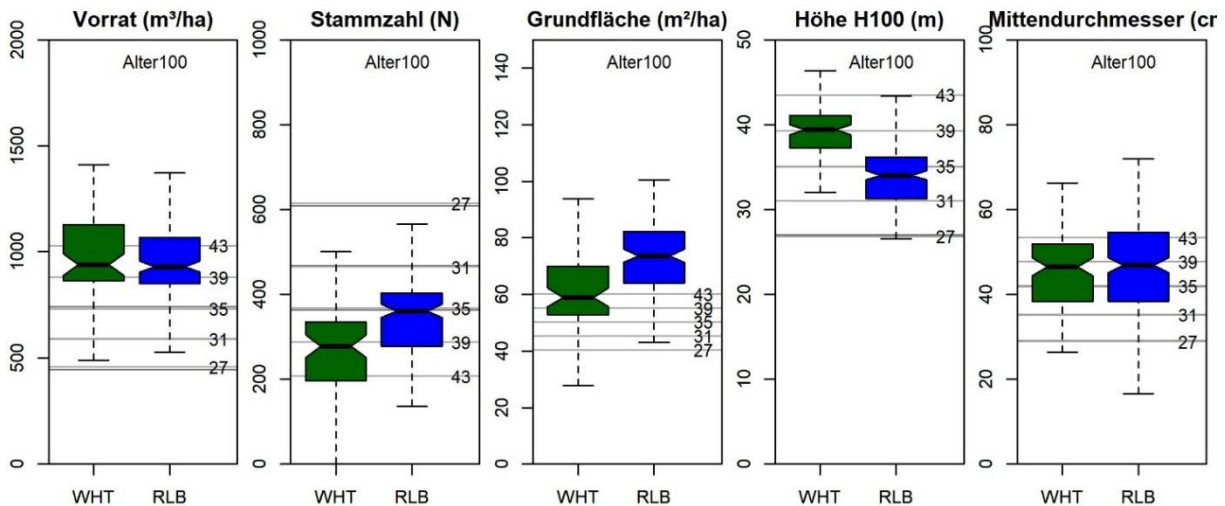


Abbildung 5: Prognostizierte Bestandeskennwerte der Hemlocktanne (grün, WHT) und des Riesenlebensbaums (blau, RLB) im Alter 100. Grau hinterlegte Balken beschreiben die verschiedenen Ertragsklassen der Fichte mit ihren jeweiligen Oberhöhen (ALBERT et al. 2022).

### Qualitätspotential

Neben der Wuchsleistung ist die Holzqualität ein wichtiges Entscheidungskriterium für die Anbauwürdigkeit einer Baumart aus forstlicher Sicht. Auf Basis der Versuchsflächen in MV wurde die potentielle Anzahl an Z-Bäumen im Alter 50 prognostiziert (siehe Abbildung 6). Beim Riesenlebensbaum waren das rund 110 Z-Bäume/ha. Das Durchschnittsalter der 20 Versuchsflächen in MV entsprach 50 Jahren und daher war eine signifikante Prognose möglich. Die Z-Baumanzahl besaß nur eine geringe Streuung im Vergleich zu anderen Baumarten in der Auswertung (z. B. Schwarzkiefer und Robinie), was ein vergleichsweise zuverlässiges Qualitätsniveau anzeigt. Die Z-Baumanzahl lag über dem Niveau der Weißtanne als vergleichbarer Nadelbaumart mit 90 Z-Bäumen pro ha.

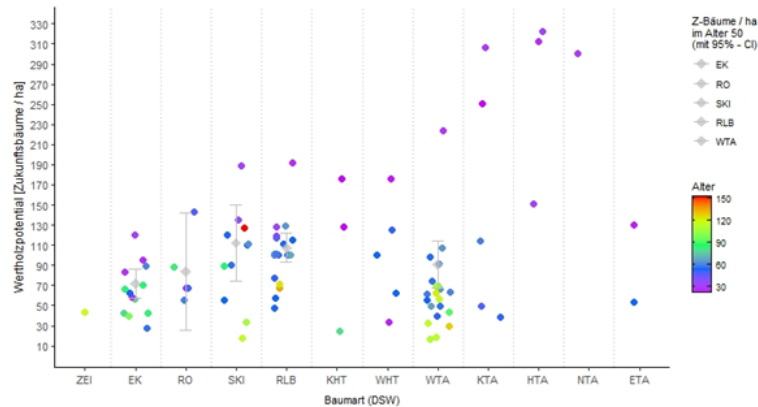


Abbildung 6: Darstellung des Wertholzpotentials anhand potenzieller Z-Bäume je Hektar. Farbige Punkte sind Praxisanbauten, entsprechend ihres Alters eingefärbt. Die grauen Punkte sind berechnete Z-Baumzahlen, die im Alter 50 zur Verfügung stehen. Die Balken verdeutlichen die Unsicherheit (Konfidenzintervall). ZEI – Zerreiche, EK – Esskastanie, RO – Robinie, SKI – Schwarzkiefer, RLB - Riesenlebensbaum, KHT – Kanadische Hemlocktanne, WHT – Westamerikanische Hemlocktanne, WTA – Weißtanne, KTA – Küstentanne, HTA – Nikkottanne, NTA – Nordmannstanne, ETA – Edeltanne.

Bei der Hemlocktanne war die Prognose der Z-Bäume leider nicht möglich, da nicht ausreichend Flächen in allen Altersphasen zur Verfügung standen.

## Abdeckung des klimatischen Gradienten

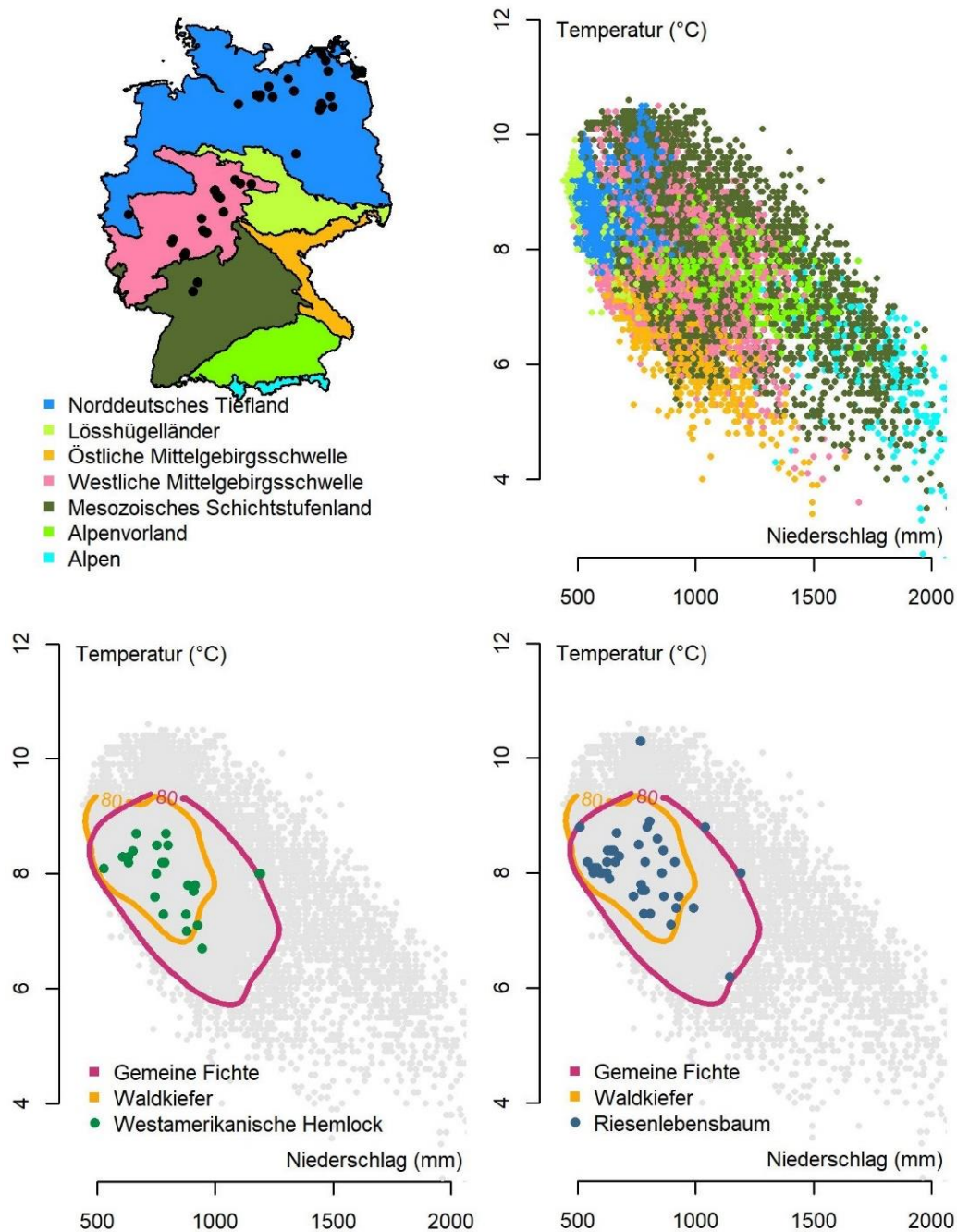


Abbildung 7a-d: a) Lage der Versuchflächen in den Wuchsgebieten Deutschlands (nach Gauer und Kroiher 2012) Deutschland. b) Lage der Bundeswaldinventur Punkte getrennt nach den verschiedenen Wuchsgebieten aus Abb 7a. Gegenüberstellung der Versuchflächen c) der Hemlocktanne und d) des Riesenlebensbaums zum klimatischen Verbreitungsgebiet der Fichte und der Kiefer (80 % Klimahülle). Grau hinterlegt die Gesamtheit der BWI3-Punkte als Orientierung zur klimatischen Lage der Waldfläche in Deutschland.

Mit Hilfe von Klimahüllen lässt sich die Verbreitung von Baumarten im klimatischen Raum darstellen. Dies ist eine der Kerninformationen, wenn es um nichtheimische Baumarten und veränderliche Standortbedingung geht. In Abbildung 7 haben wir einerseits die klimatische Verteilung der Hauptbaumarten Waldkiefer und Gemeiner Fichte mit Hilfe einer Klimahülle geplottet und dazu die Versuchflächen eingezeichnet. Aufgrund der geringen Punktdichte beider Arten war eine Klimahülle für sie nicht sinnvoll. Dennoch erkennt man gut, dass beide Baumarten keine extremen klimatischen Standorte in

Deutschland abdecken, sondern recht zentral in dem 80 % Perzentil des klimatischen Verbreitungsgebietes der Kiefer liegen. Eine Ausreißer-Fläche bezgl. der Temperatur existiert beim Riesenlebensbaum mit einem Bestand mit 10,3° C Jahresmitteltemperatur in der Nähe von Köln. Bei den Ausreißern des Niederschlags handelt es sich bei beiden Baumarten um Flächen im West-Harz und im Odenwald mit Niederschlägen über 1000 mm Jahresniederschlag. Die trockensten Flächen mit weniger als 550 mm Niederschlag, liegen einmal küstennah auf der Insel Usedom und eine Fläche befindet sich nahe Magdeburg. Beide Flächen sind mit Riesenlebensbaum bestockt. Eine Hemlocktannen-Fläche befindet sich mit 526 mm Jahresniederschlag südlich von Greifswald. Diese Fläche bildet jedoch eine Ausnahme bei der Hemlocktanne. Insgesamt sind es sonst nur Riesenlebensbaum-Bestände, die sich auf Standorten mit weniger als 600 m Niederschlag in unseren Daten finden.

### Abdeckung des standörtlichen Gradienten

Die Bodeneigenschaften Feuchtestufe und Nährkraft haben wir ebenfalls in Abhängigkeit zur Fichte und Kiefer dargestellt (siehe Abbildung 8). Dabei ist zu erkennen, dass sowohl die Hemlocktanne als auch der Riesenlebensbaum ihren Schwerpunkt in dem frischen und mäßig nährstoffreichen bis kräftigen Standortbereich haben. Bei der Hemlocktanne ist erstaunlich, dass auch auf nassen Standorten Bestände zu finden waren. Der Riesenlebensbaum etablierte sich sogar auf nassen als auch sumpfigen Standorten.

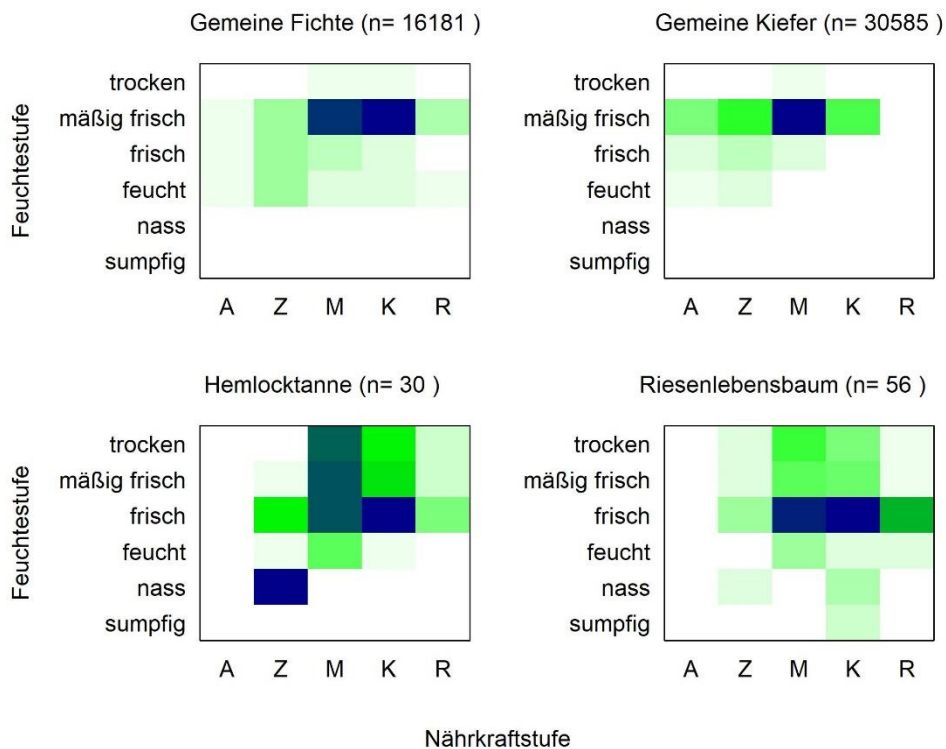


Abbildung 8: Häufigkeitsdiagramme der Standortbedingungen von a) Fichte und b) Kiefer (auf Basis der Datenspeicher Wald Information in Mecklenburg-Vorpommern) und für c) Hemlocktanne und d) Riesenlebensbaum (auf Basis der Versuchsflächen).

## Diskussion

### Praxisanbauten in der Wissenschaft

Unsere Arbeit sollte einerseits dazu dienen, die systematische Untersuchung von Praxisanbauten als zusätzlichen Forschungsansatz für nichtheimische Baumarten aufzuzeigen. Entsprechend der Tabelle 1 aus THURM et al. (2017) haben wir daher die Eigenschaften, Stärken und Grenzen der Praxisanbauten erneut tabellarisch eingeordnet (siehe Tabelle 2). Die Tatsache, dass es sich bei den Praxisanbauten um etablierte Bestände handelt, ist einer der wesentlichen Vorteile dieses Ansatzes.

Das Hauptproblem besteht darin, dass die Praxisanbauten, aufgrund des fehlenden Versuchsdesigns und der fehlenden Kenntnis über die Historie, nur mit Einschränkungen „gesicherte“ Schlüsse zulassen. Bei den „klassischen“ Versuchsaufbauten geht es im Wesentlichen darum, auf der Grundlage einer Hypothese die Wirkung eines Faktors auf eine Zielvariable entlang eines Gradienten auszutesten - unter sonst gleichen Bedingungen (*ceteris paribus*). Somit werden konsequent die verschiedenen Einflussvariablen ausgetestet, wie zum Beispiel verschiedene Herkünfte auf einem Standort (Herkunftsversuch) oder verschiedene Baumarten auf einem Standort (Anbauversuch). Die Praxisanbauten sind dagegen ein singuläres Zufallsprodukt bei zunächst unbekanntem Ausgangsfaktoren (Herkunft, Bestandesentwicklung, Störungen, etc.). Des Weiteren können nur Praxisanbauten eingemessen werden, die noch existieren. Die ausgefallenen Anbauten und deren Ursachen wären für die Einwertung einer Art jedoch genauso wichtig, wie die zum Teil intensiv gepflegten „Vorzeige“-Anbauten (KÖLLING u. SCHMIDT 2013).

Dennoch können eine hohe Anzahl dokumentierter und aufgenommener Praxisanbauten diesen Nachteil verringern. Unter der Voraussetzung eines möglichst umfangreichen Datensatzes sind einige Auswertungsschritte wirklich sinnvoll und ergänzen die bisherigen drei Forschungsansätze. 1) Ein genereller Auswertungsschritt sollte der Leistungsvergleich mit Ertragstabellen sein. Auch Tabellen aus den Ursprungsregionen können entscheidend der Einordnung dienen. Die genutzten Indizes (Anpassungsanteil und Anpassungsindex) sollen die Zuordnung der am besten passenden Tabelle objektivieren. Nach der Zuordnung geeigneter Tabellen können zu erwartende Wachstumsniveaus wie in Abbildung 5 abgeschätzt werden. 2) Der zweite Auswertungsschritt, die Qualitätsaussichten, zeigte ebenfalls gut verwertbare Ergebnisse. Die Aufnahme erforderte wenig Zeitaufwand, war gut auszuwerten und leicht zu kommunizieren. 3) Eine erste Abschätzung für die Baumart geeigneter Standortsbedingungen ist ebenfalls ein wichtiger Baustein der Praxisanbauten. Hier können die genutzten Klimahüllen bzw. Dichtefunktionen dienlich sein. Bei größeren Flächenzahlen (> 100), die uns leider nicht zur Verfügung standen, können auch Modelle angewendet werden. In diesen können dann auch mehrere Klimavariablen eingehen und interagieren, vergleichbar mit den Artverbreitungs- und Wachstumsmodellen (DOLOS et al. 2015, THURM et al. 2018).

Zwei weitere Auswertungen die wir bisher noch nicht durchgeführt haben, aber ebenfalls als essentiell ansehen, ist 4) die retrospektive Analyse der Bestände mittels Jahrringchronologie (z. B. UHL 2017) und 5) die genetische Analyse zur Detektierung von Ursprungsregionen (z. B. JARMAN et al. 2019). Auch Auswertungen zu phänotypischen Eigenschaften und zur Diversität wären denkbar, machen aber Referenzflächen notwendig.



Tabelle 2: Übersicht der „Recherche und Auswertung von Praxisanbauten“ in Anlehnung an die vier beschriebenen Forschungsansätze um zu Baumartenempfehlungen von nichtheimischen Arten zu gelangen (THURM et al. 2017).

|                                    |  |
|------------------------------------|--|
| Kriterium                          | Recherche und Auswertung von Praxisanbauten  |
| Fragestellung                      | Ökologische Ansprüche einer Art, Leistungs- und Qualitätsvermögen  |
| Eingangsgrößen                     | Versuchsflächendaten   |
| Zielvariable                       | Leistungsvermögen, Qualitätspotential, phänotypische Eigenschaften, Standortinformationen  |
| Zeitlicher Horizont der Analyse    | kurzfristig (1 bis 3 J.)   |
| Räumlicher Horizont der Ergebnisse | Regional (aktuell meist bundeslandspezifisch)  |
| Stärken                            | Schnelle Empfehlungen für eine Baumart möglich, Anschauungsobjekte, Potentielle Saatgutflächen   |
| Grenzen                            | Ceteris paribus fehlt, Aufwand bei Recherche und Aufnahme, wenig Informationen zur Herkunft und Behandlung, „Lüge der Überlebenden“, nicht alle Baumarten im ausreichenden Maß vertreten |

### Alternativbaumarten

Nichtheimische Baumart werden häufig auch unter dem Begriff Alternativbaumarten eingeordnet. Diese Zuordnung trifft es letztlich ebenso gut, weil natürlich die Kernfrage ist, welche derzeit existierende Baumart wird durch die nichtheimische Baumart leistungsgerecht

<sup>1</sup> ergänzt. Wir haben unterstellt, dass die Hemlocktanne und der Riesenlebensbaum für Kiefer, Fichte und Douglasie eine Alternative bilden könnten. Unsere Daten zeigen, dass die Ertragsleistungen der beiden Arten sich zwischen dem Niveau von Fichte und Douglasie befinden. TENNHOFF u. HANKE (2021) sehen die Leistung der Hemlocktanne ebenfalls vergleichbar mit der Douglasie. Die Oberhöhe des Riesenlebensbaumes erreicht wahrscheinlich nicht die der Douglasie, auch wenn vergleichbar hohe Vorräte zur Fichte und zur Hemlocktanne durch ungewöhnlich hohe Stammzahlen erreicht werden. PANKA (2014) verglich das Wachstum des Riesenlebensbaumes in Brandenburg mit dem der Kiefer und stellte dort eine deutlich höhere Grundflächen- und Vorratshaltung des Riesenlebensbaumes fest. Eine Besonderheit ist sicherlich die sehr späte Kulmination des Volumenzuwachses (SACHSSE 1991), was zusätzlich das hohe Leistungspotenzial der Art unterstreicht.

Standörtlich sehen wir ein Potential beider Baumarten in Regionen, die in Zukunft zu trocken für die Fichte werden. Der Riesenlebensbaum scheint eine breitere Amplitude zu besitzen als die Hemlocktanne, so dass er potenziell auch mineralische Nassstandorte und wechselfeuchte Standorte besiedeln kann. Klimatisch eignen sich derzeit grundsätzlich große Teile des Bundesgebietes. In Regionen mit weniger als 550 mm scheint der Riesenlebensbau als wirkliche Alternative zu anderen Baumarten nicht mehr geeignet, bei der Hemlocktanne bis 600 mm. Gerade im Zuge unserer Untersuchungen mit Artverbreitungsmodellen möchten wir betonen, dass die genannten Zahlen nur Richtwerte sind. Sie be-

<sup>1</sup> Leistungsgerecht bezieht sich an dieser Stelle auf die unterschiedlichen Ökosystemleistungen des Waldes.

dürfen dringend einer Untersetzung mit den entsprechenden Modellen, um auch Niederschlagsverteilung und Temperaturschwankungen mit einzubeziehen sowie die mit der Temperatur deutlich steigenden Transpirationsansprüche zu berücksichtigen.

Mit welchen im Waldbau in Deutschland etablierten Baumarten die beiden Arten in der Bestandesbehandlung vergleichbar sind, bleibt näher zu untersuchen. Fichte und Douglasie sind es unserer Ansicht nicht und keinesfalls die Waldkiefer. Am ehesten ist es wohl die Weißtanne, die eine vergleichbare ökologische Nische besetzt. Eine ihr ähnliche Schattentoleranz prädestiniert beide Arten für stark strukturierte Bestände in ausreichend wasserversorgten Lagen. In Mischung mit Douglasie und heimischen Nadel- und Laubbäumen können diese Strukturen etabliert werden. Die schlechte Humusstreu der Hemlocktanne (TENNHOF U. HANKE 2021) erfordert die Beimischung schattenertragender Laubbölder. Der Riesenlebensbaum besitzt scheinbar eine recht gut abbaubare Streu (PANKA 2014), jedoch sollte auch hier Laubholz immer in Mischung beteiligt werden. Im Rahmen der neuen Bestockungszieltypen von Mecklenburg-Vorpommern ist aktuell ein „Nordamerika“ – Typ möglich, der neben Douglasie und Roteiche auch Beteiligung von 30 % Hemlocktanne zulässt (MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT, LÄNDLICHE RÄUME UND UMWELT MECKLENBURG-VORPOMMERN 2022).

## Fazit

Auch heute kommen schon Bestände von Riesenlebensbaum und Westamerikanischer Hemlocktanne in Deutschland vor und werden in der Forsteinrichtung Baumartengruppen zugeordnet. Der hier durchgeführte Leistungsvergleich soll helfen, trotz fehlender artspezifischer Ertragstabellen für unsere heimischen Standortbedingungen, die Wuchsverläufe der beiden nordamerikanischen Baumarten in möglichst guter Näherung abzubilden.

Neben der Beurteilung der beiden Baumarten möchten wir aber auch ein methodisches Fazit ziehen, welche Bedingungen für Projekte zur Recherche und Auswertung von Praxisanbauten

wichtig wären:

- a) *„Flächen, Flächen, Flächen“*: Weitere Auswertungen sollten sich auf eine möglichst breite Datenbasis verfügbarer Praxisanbauten, möglichst unter Abdeckung eines breiten Standorts- und Altersspektrums, stützen. Bundeslandspezifische Auswertungen sind aufgrund zu kleiner standörtlicher und klimatischer Gradienten von sehr begrenzter Aussagekraft.
- b) *„An einer Baumart arbeiten“*: Es ist neben der Auswertung wichtig, die ökologischen Eigenschaften einer Baumart zu verstehen, um Muster in den Ergebnissen zu deuten. Auch in unserem Beitrag sind einige Parameter der Eignung noch unerwähnt (Waldschutz, Verjüngung, Wild, etc.). Bearbeiter sollten sich daher auf wenige Arten fokussieren, um Recherche und Auswertung zusammenzubringen.
- c) *„Die Kombination verschiedener Ansätze führt zum Erfolg“*: Es ist von großer Bedeutung verschiedene Forschungsansätze zu nutzen, um die Nachteile einzelner Ansätze auszugleichen. Wir sehen beispielsweise die Praxisanbauten als ein Element, um auch die Artverbreitungsmodelle und Analog-Klimate zu verifizieren.

Die Etablierung von nichtheimischen Baumarten ist zwar mit Risiken verbunden, bietet aber auch viel Potential, eine dezidierte Auswertung ist daher im Sinne der Anpassung unserer Wälder.

## Literatur

- ALBERT, M.; MATTHIAS, S.; NAGEL, R.-V.; SPELLMANN, H. (2022): Eine neue Generation von Ertragstafeln. *AFZ – DerWald* 77(15): 35–39.
- ALBRECHT, A.T.; DE AVILA, A.L. (2018): Baumarten im Klimawandel: Artensteckbriefe – eine Stoffsammlung. [www.waldwissen.net](http://www.waldwissen.net)
- BERGEL, D. (1973): Formzahluntersuchungen an Buche, Fichte, europäischer Lärche und japanischer Lärche zur Aufstellung neuer Massentafeln. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 144: 117–124.
- BERGEL, D. (1985): Douglasien-Ertragstafel für Nordwestdeutschland. Niedersächsisch Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2022): Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2021. Bonn.
- CHAMBERS, J.M. (2017): Linear Models. In: Hastie T.J. (Hrsg.), *Statistical Models in S*. Routledge.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2020): Grids germany-monthly. mean temperature and precipitation. [ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/grids\\_germany/monthly/](ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/grids_germany/monthly/). (Zugriff am 01.02.2020)
- DOLOS, K.; BAUER, A.; ALBRECHT, S. (2015): Site suitability for tree species: Is there a positive relation between a tree species' occurrence and its growth? *European Journal of Forest Research* 134(4): 609–621. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0876-0>
- GÖHRE, K. (1958): Die Douglasie und ihr Holz. Akademie Verlag, Berlin. 595 S.
- HAMILTON, G.J.; CHRISTIE, J.M. (1971): Forest management tables (metric). Forestry Commission Booklet No. 34. Cornell University, London. 201 S.
- HOWARD, J.L.; LIANG, S. (2019): U.S. timber production, trade, consumption, and price statistics, 1965-2017. Res Pap 701: 1–96. <https://doi.org/10.2737/FPL-RP-701>
- JARMAN, R.; MATTIONI, C.; RUSSELL, K.; CHAMBERS, F.M.; BARTLETT, D.; MARTIN, M.A.; CHERUBINI, M.; VILLANI, F.; WEBB, J. (2019): DNA analysis of *Castanea sativa* (sweet chestnut) in Britain and Ireland: Elucidating European origins and genepool diversity. *PLOS ONE* 14(9): e0222936. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222936>
- JOHANN, K. (1993): DESER-Norm 1993: Normen der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten zur Aufbereitung von waldwachstumskundlichen Dauerversuchen. In: Beiträge zur Jahrestagung 1993. DVFFA – Sektion Ertragskunde, Unterreichenbach-Kapfenhardt, S. 96–104.
- KOBE, R.K.; COATES, K.D. (1997): Models of sapling mortality as a function of growth to characterize interspecific variation in shade tolerance of eight tree species of northwestern British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 27(2): 227–236. <https://doi.org/10.1139/x96-182>
- KÖLLING, C.; SCHMIDT, O. (2013): Die Lüge der Überlebenden. Wie unsere Urteile über Chancen und Risiken verzerrt werden können. *LWF aktuell* 96: 22–24.
- LEMBCKE, G.; KNAPP, E.; DITTMAR, O. (1975): Kiefern-ertragstafel 1975. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, Eberswalde.
- LITTLE JR., E.L. (1971): Atlas of United States trees Volume 1. Conifers and important hardwoods. Miscellaneous publication 1146. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Washington, D.C. 345 S. 1–345 S. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.130546>
- LÜDEMANN, G. (1998): Schnellwachsende Baumarten in Wald und Landschaft Norddeutschlands: eine Veröffentlichung der „Gesellschaft zur Förderung schnellwachsender Baumarten in Norddeutschland“ e.V. Ges. zur Förderung Schnellwachsender Baumarten in Norddeutschland. 144 S.
- LWF (Hrsg.) (2019): Praxishilfe-Klima-Boden Baumartenwahl. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising.
- MILLER, T.; HONER, H.; LARYSCH, E.; STANGLER, D.; ERHARDT, A.T.; PUHLMANN, H.; SEIFERT, T. (2022): Blick unter die Rinde entschlüsselt Wuchsüberlegenheit der Douglasie. *AFZ/Der Wald* 19: 31–34.

- MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT, LÄNDLICHE RÄUME UND UMWELT MECKLENBURG-VORPOMMERN (2022): Bestockungszieltypen im Klimawandel für die Wälder des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Heft A3.
- MINORE, D. (1983): Western redcedar. a literature review [General Technical Report (PNW-150)].
- MINORE, D. (1990): Thuja plicata Donn ex D. Don—western redcedar. *Silvics of North America* 1: 590–600.
- PANKA, S. (2014): Der Riesen-Lebensbaum (Thuja plicata Donn ex D. Don) - Wuchsleistung einer bisher unterschätzten Baumart in Brandenburg. *Eberswalder Forstliche Schriftreihe* 55.
- R CORE TEAM (2019): R: A Language and Environment for Statistical Computing (Version 3.6.1) [Software]. <https://www.R-project.org/>
- SACHSSE, H. (1991): Exotische Nutzhölzer. Pareys Studientexte. Parey, Hamburg u. Berlin. 250 S.
- SCHMID, M.; PAUTASSO, M.; HOLDENRIEDER, O. (2014): Ecological consequences of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) cultivation in Europe. *European Journal of Forest Research* 133(1): 13–29. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0745-7>
- SCHOBER, H. (1956): Ergebnisse von Anbauversuchen ausländischen Holzarten. *Nederlands bosbouw tijdschrift* 128: 187–202.
- SCHULZE, G.; KOPP, D.; WIRNER, M. (2009): Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordost-deutschen Tiefland – SEA 95. Landesforst Mecklenburg Vorpommern AöR, Malchin.
- TENNHOFF, N.; HANKE, J.M. (2021): Kurzporträt Westliche Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla*). [www.waldwissen.net](http://www.waldwissen.net). (Zugriff am 11.01.2023)
- TESKY, J.L. (1992): *Tsuga heterophylla*. In: Fire Effects Information System. <https://www.fs.usda.gov/database/feis/plants/tree/tsuhet/all.html>. (Zugriff am 04.01.2023)
- THURM, E.A.; HERNANDEZ, L.; BALTENSWEILER, A.; AYAN, S.; RASZTOVITS, E.; BIELAK, K.; ZLATANOV, T.M.; HLADNIK, D.; BALIC, B.; FREUDENSCHUSS, A.; BÜCHSENMEISTER, R.; FALK, W. (2018): Alternative tree species under climate warming in managed European forests. *Forest Ecology and Management* 430: 485–497. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.028>
- THURM, E.A.; METTE, T.; HUBER, G.; UHL, E.; FALK, W. (2017): Anbauempfehlungen - von der Forschung in die Fläche. *AFZ/Der Wald* 22: 19–23.
- UHL, E. (2017): Zuwachsdynamik und Resilienzverhalten der Edelkastanie (*Castanea sativa* MILL.) in Mischbeständen in Bayern. In: Beiträge zur Jahrestagung 2017. DVFFA – Sektion Ertragskunde, S. 30–42.
- VENABLES, W.N.; RIPLEY, B.D. (2002): *Modern Applied Statistics with S. Statistics and Computing*. Springer, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-21706-2>
- VOR, T.; SPELLMANN, H.; BOLTE, A.; AMMER, C. (Hrsg.) (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Universitätsverlag Göttingen, Göttingen. 296 S.
- WENK, G.; RÖMISCH, K.; GEROLD, D. (1984): DDR-Fichtenertragstafel. Tharandt.
- WOLFF, B.; HÖLZER, W.; FRÖMDLING, D.; BONK, S. (1998): Datenaufbereitung für Modellrechnungen aus der Bundeswaldinventur (BWI) und dem Datenspeicher Waldfonds (DSW) [Abschlußbericht „Deutsche Waldstudie“]. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, Eberswalde.
- WOOD, S.N. (2011): Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)* 73(1): 3–36. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2010.00749.x>

# Die Bedeutung räumlicher Variabilität und zeitlicher Entwicklung für die Modellierung der Höhenbonität unter Klimaänderungsbedingungen

---

Hans-Peter Kahle<sup>1</sup>, Chaofang Yue<sup>2</sup>, Joachim Klädtke<sup>2</sup>, Ulrich Kohnle<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Professur für Waldwachstum und Dendroökologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

<sup>2</sup>Abteilung Waldwachstum, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg

## Zusammenfassung

Die Quantifizierung und Vorhersage des Produktionspotenzials von Waldbeständen unter Klimaänderungen sind Kernthemen der Waldwachstums- und Ertragsmodellierung, und entscheidend für die effektive Bewirtschaftung von Waldbeständen. Modelle werden häufig mit räumlich verteilten Daten parametrisiert, ein Ansatz der als indirekte Raum-Zeit-Substitution (*Space-for-Time Substitution*, SFTS) bezeichnet wird. Der SFTS-Ansatz baut auf der Annahme auf, dass die Wachstumsreaktionen entlang räumlicher Umweltgradienten äquivalent sind zu den dynamischen Wachstumsreaktionen, wenn sich Standortfaktoren aufgrund von Umweltveränderungen im Laufe der Zeit *in situ* verändern.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Reaktion der Oberhöhenbonität auf Änderungen der Lufttemperatur in der Vegetationsperiode, wie sie durch den SFTS-basierten Ansatz geschätzt wird, signifikant von der beobachteten zeitlichen Dynamik innerhalb der Versuchsflächen abweicht. Wir fanden signifikante Wechselwirkungseffekte zwischen Bestand und Umwelt auf die Veränderungen der Höhenbonität.

## Einleitung

YUE et al. (2023) konnten zeigen, dass die Reaktion der Oberhöhenbonität auf Änderungen der Lufttemperatur in der Vegetationsperiode, wie sie durch den SFTS-basierten Ansatz geschätzt wird, signifikant von der beobachteten zeitlichen Dynamik innerhalb der Versuchsflächen abweicht. Damit konnten signifikante Wechselwirkungseffekte zwischen Bestand und Umwelt auf die Veränderungen der Höhenbonität gefunden werden.

In der vorgelegten Studie werden dieselben Daten verwendet wie in YUE et al. (2023). Diese Studie baut auch auf den dort erzielten Ergebnissen auf, geht jedoch vor allem auf die Unterschiede zwischen räumlicher Variabilität und zeitlicher Entwicklung ein. In der Studie von YUE et al. (2023) wurde die räumliche Variabilität nicht direkt anhand der räumlichen Koordinaten, sondern indirekt anhand der räumlichen Variabilität der periodisch-mittleren Lufttemperatur in der Vegetationsperiode an den Stichprobenpunkten analysiert. Für raum-zeitliche Datenstrukturen wurden sowohl in der Geostatistik (CRESSIE 1991, OLIVER 2010) als auch im Kontext gemischter linearer Modelle (QUICK et al. 2015, MEHTÄTALO u. LAPPI 2020) spezielle Analyse- und Modellierungstechniken entwickelt. In der vorgelegten methodischen Studie werden die Zusammenhänge zwischen räumlicher Variabilität und zeitlicher Entwicklung mit Hilfe polynomialer Response-Surfaces untersucht.

## Material

### Wachstumsdaten

Für diese Studie wurden die Aufnahmedaten von insgesamt 106 Fichten-Versuchsflächen aus dem Netz der langfristigen waldwachstumskundlichen Versuchsflächen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg verwendet. Die analysierten Baumhöhendaten wurden im Zeitraum 1959 bis 2015 anlässlich von insgesamt 824 Aufnahmezeitpunkten erhoben (s. Abb. 1 und Tab. 1, YUE et al.2023).

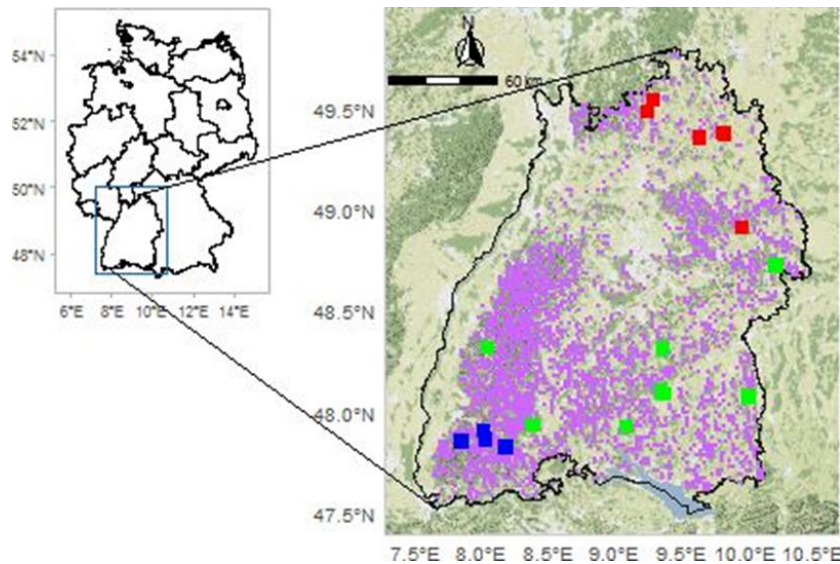


Abbildung 1: Karte von Deutschland (links) und Baden-Württemberg mit der Lage der langfristigen Fichten-Versuchsflächen in den drei Höhenlagen 200-400 m (rote Quadrate), 600-800 m (grüne Quadrate), und 1.000-1.200 m üNN (blaue Quadrate), sowie Lage der Stichprobenpunkte der Bundeswaldinventur (BWI 2012) in Baden-Württemberg (violette Kreise) (Quelle: YUE et al. 2023).

Tabelle 1: Deskriptive Statistiken zu den Fichtenversuchsflächen für die drei Meereshöhenbereiche (AR1, AR2, und AR3) (Quelle: YUE et al. 2023)

| Transekt                                       | Parameter            | Einheit      | Mittelwert | Min   | Max    | Std.dev |
|--|----------------------|--------------|------------|-------|--------|---------|
| AR1<br>( $n_{Obs} = 206$<br>$n_{Plots} = 37$ ) | Höhenlage            | m ü. NN      | 355,9      | 277   | 398    | 37,8    |
|  | Temperatur 4-9       | °C           | 15,4       | 13,7  | 16,6   | 0,8     |
|  | Niederschlag 4-9     | mm           | 504,3      | 417,8 | 571,5  | 40,5    |
|  | Aufnahmejahre        | A            | 1992,4     | 1961  | 2013   | 10,9    |
|  | Bestandesalter       | A            | 33,6       | 21    | 77     | 10,2    |
|  | $d_g$                | cm           | 21,2       | 8,2   | 44,3   | 8,9     |
|  | $d_{100}$            | cm           | 26,6       | 12,3  | 48,6   | 9,4     |
|  | $h_{100}$            | m            | 19,6       | 9,5   | 39,0   | 6,2     |
|  | $dGz100$             | m            | 41,4       | 38,8  | 43,4   | 0,8     |
|  | Bestandesgrundfläche | $m^2ha^{-1}$ | 24,0       | 4,7   | 48,1   | 7,3     |
|  | Bestandesvolumen     | $m^3ha^{-1}$ | 224,9      | 27    | 764,2  | 125,1   |
| AR2<br>( $n_{Obs} = 539$<br>$n_{Plots} = 58$ ) | Höhenlage            | m ü. NN      | 625,2      | 602   | 788    | 38,5    |
|  | Temperatur 4-9       | °C           | 14,4       | 12,9  | 15,6   | 0,5     |
|  | Niederschlag 4-9     | mm           | 570,3      | 518,5 | 720,2  | 29,4    |
|  | Aufnahmejahre        | A            | 1990,7     | 1959  | 2015   | 14,0    |
|  | Bestandesalter       | A            | 40,4       | 21    | 93     | 13,5    |
|  | $d_g$                | cm           | 24,1       | 9,2   | 50     | 8,9     |
|  | $d_{100}$            | cm           | 31,1       | 14,3  | 55,8   | 9,1     |
|  | $h_{100}$            | m            | 21,9       | 10,0  | 39,0   | 6,5     |
|  | $dGz100$             | m            | 40,4       | 37,4  | 42,7   | 1,0     |
|  | Bestandesgrundfläche | $m^2ha^{-1}$ | 36,8       | 4,1   | 74,5   | 11,9    |
|  | Bestandesvolumen     | $m^3ha^{-1}$ | 384,9      | 21,3  | 1026,7 | 206,3   |

| Transekt             | Parameter            | Einheit                         | Mittelwert | Min   | Max    | Std.dev |
|----------------------|----------------------|---------------------------------|------------|-------|--------|---------|
| AR3                  | Höhenlage            | m ü. NN                         | 1111,9     | 1065  | 1202   | 58,6    |
| ( $n_{Obs} = 79$ )   | Temperatur 4-9       | °C                              | 11,5       | 10,0  | 12,7   | 0,7     |
| ( $n_{Plots} = 11$ ) | Niederschlag 4-9     | mm                              | 931,3      | 724,5 | 1096,7 | 89,7    |
|                      | Aufnahmejahre        | A                               | 1997       | 1977  | 2015   | 10,8    |
|                      | Bestandesalter       | A                               | 48,6       | 29    | 69     | 11,3    |
|                      | $d_g$                | cm                              | 24,0       | 9,3   | 42,7   | 7,9     |
|                      | $d_{100}$            | cm                              | 31,9       | 18    | 48,4   | 7,9     |
|                      | $h_{100}$            | M                               | 20,4       | 12,2  | 28,5   | 4,7     |
|                      | dGz100               | M                               | 35,2       | 32,6  | 37,4   | 1,19    |
|                      | Bestandesgrundfläche | m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> | 34,8       | 10,9  | 71,2   | 11,6    |
|                      | Bestandesvolumen     | m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> | 325,5      | 66,1  | 862,3  | 162,5   |

AR: Meereshöhenbereich, AR1: 200-400 m ü. NN, AR2: 600-800 m ü. NN, AR3: 1.000-1.200 m ü. NN,  $n_{Obs}$ : Anzahl der Aufnahmezeitpunkte,  $n_{Plots}$ : Anzahl der Versuchsflächen, Temperatur 4-9: mittlere tägliche Lufttemperatur während der Vegetationsperiode (April bis September), Niederschlag 4-9: Niederschlagssumme während der Vegetationsperiode,  $d_g$ : Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (Bestandesmitteldurchmesser),  $d_{100}$ : Durchmesser des Grundflächenmittelstammes der 100 dicksten Bäume je ha,  $h_{100}$ : Höhe des Grundflächenmittelstammes der 100 dicksten Bäume je ha, Bestandesvolumen:  $V_{fm}$ , Derbholzvolumen mit Rinde.

### Lufttemperaturdaten

Die verwendeten Zeitreihendaten der mittleren monatlichen Lufttemperatur wurden für die einzelnen Versuchsflächen aus dem räumlich interpolierten 1 km x 1 km Rasterdatensatz des Deutschen Wetterdienstes (DWD<sup>1</sup>) extrahiert.

### Methoden

In der vorgelegten Studie wurden die Effekte der mittleren Lufttemperatur in der Vegetationsperiode auf die Höhenbonität der Fichtenversuchsflächenbestände mit polynomialen Regressionen modelliert, wobei sowohl die Haupteffekte als auch die Wechselwirkungseffekte der unabhängigen Variablen mit Polynomen 2. Grades modelliert werden. In Abhängigkeit von der Fragestellung wurden für den longitudinal strukturierten Datensatz drei unterschiedliche Modelle formuliert:

#### Modell 1

Modell der Oberhöhenbonität in Abhängigkeit von der mittleren Lufttemperatur in der Vegetationsperiode (*auf gepoolten Daten basierendes Modell der Bonität, Gl. 1*):

$$SI_{it} = b_0 + b_1 Tp_{it} + b_2 Tp_{it}^2 + b_3 SI_{i1} + b_4 SI_{i1}^2 + b_5 Tp_{it} SI_{i1} + b_6 (Tp_{it} SI_{i1})^2 + \varepsilon_{it} \quad \text{Gleichung 1}$$

In diesem Modell wurde als abhängige Variable die für jeden Plot  $i$  (für jeden Bestand) zu einem bestimmten Aufnahmezeitpunkt  $t$  aus Bestandesalter und Bestandesoberhöhe auf der Grundlage eines Bonitätsmodells im Anhalt nach YUE et al. (2016) berechnete Oberhöhenbonität ( $SI_{it}$ ), und als unabhängige Variable für jeden Plot  $i$  die mittlere Lufttemperatur in der Vegetationsperiode (April-September,  $Tp_{it}$ ) während des dem Zeitraum  $t$  vorhergehenden Zeitraums definiert.

Um Aussagen darüber treffen zu können, wie sich eine gegebene Bonität bei einer bestimmten Änderung der Lufttemperatur verändert, wurde für jeden Plot  $i$  als Kovariable die Ausgangsbonität, d. h. die Bonität des betreffenden Plots zum Zeitpunkt der ersten Messung,  $t=1$ , definiert,  $SI_{i1}$ .

<sup>1</sup> [https://opendata.dwd.de/climate\\_environment/CDC/grids\\_germany/monthly/air\\_temperature\\_mean/](https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/monthly/air_temperature_mean/)

Da die verwendeten Variablen longitudinal strukturiert sind, d. h. sowohl eine Querschnitt- (räumliche Variabilität,  $i = 1 \dots k$ ) als auch Längsschnittdimension (zeitliche Variabilität,  $t = 1 \dots n$ ) aufweisen, bezeichnen wir dieses als *auf gepoolten Daten basierendes Modell der Bonität* (Modell 1).

Für die Modellierung der Bonitätsveränderung wurden zwei verschiedene Ansätze gewählt:

### Modell 2

Modell der Veränderung der Oberhöhenbonität in Abhängigkeit von der Veränderung der mittleren Lufttemperatur in der Vegetationsperiode (*auf Querschnittsdaten basierendes Modell der Bonitätsveränderung*, Gl. 2):

$$\Delta SI_{it}^{(1)} = b_0 + b_1 \Delta T p_{it}^{(1)} + b_2 \Delta T p_{it}^{(1)2} + b_3 SI_{i1} + b_4 SI_{i1}^2 + b_5 \Delta T p_{it}^{(1)} SI_{i1} + b_6 (\Delta T p_{it}^{(1)} SI_{i1})^2 + \varepsilon_{it}^{(1)} \quad \text{Gleichung 2}$$

In diesem Modell 2 wurde als abhängige Variable die Bonitätsveränderung als Abweichung der Bonität eines jeden Plots  $i$  von der über alle Plots,  $i = 1 \dots k$ , und Messzeitpunkte,  $t = 1 \dots n$ , gemittelten mittleren Bonität definiert,  $\Delta SI_{it}^{(1)}$ . Als unabhängige Variable wurde entsprechend die Lufttemperaturveränderung als Abweichung von der über alle Plots,  $i = 1 \dots k$ , und Messzeitpunkte,  $t = 1 \dots n$ , gemittelten mittleren Lufttemperatur definiert,  $\Delta T p_{it}^{(1)}$ . Als Kovariate wurde, wie in Modell 1,  $SI_{i1}$  verwendet (s.o.).

Die Bezugnahme auf die jeweiligen Gesamtmittelwerte von Bonität und Lufttemperatur bedeutet, dass bei dieser Betrachtung das räumliche Muster zu einem fiktiven mittleren Zeitpunkt als Referenzsystem dient. Wir bezeichnen dieses Modell als *auf Querschnittsdaten basierendes Modell der Bonitätsveränderung* (Modell 2).

### Modell 3

Modell der zeitlichen Veränderung der Oberhöhenbonität in Abhängigkeit von der zeitlichen Veränderung der Lufttemperatur in der Vegetationsperiode (*auf Längsschnittsdaten basierendes Modell der Bonitätsveränderung*, Gl. 3):

$$\Delta SI_{it}^{(2)} = b_0 + b_1 \Delta T p_{it}^{(2)} + b_2 \Delta T p_{it}^{(2)2} + b_3 SI_{i1} + b_4 SI_{i1}^2 + b_5 \Delta T p_{it}^{(2)} SI_{i1} + b_6 (\Delta T p_{it}^{(2)} SI_{i1})^2 + \varepsilon_{it}^{(2)} \quad \text{Gleichung 3}$$

Für dieses Modell wurde als abhängige Variable die Bonitätsveränderung als Abweichung der Bonität eines jeden Plots  $i$  von der jeweiligen Ausgangsbonität, also der Bonität des Plots zum Zeitpunkt der ersten Messung,  $t = 1$ , definiert,  $\Delta SI_{it}^{(2)}$ . Als unabhängige Variable wurde entsprechend die Lufttemperaturveränderung als Abweichung der Lufttemperatur an jedem Plot  $i$  von der Ausgangstemperatur, also der Lufttemperatur an dem Plot im Zeitraum vor der ersten Messung,  $t = 1$ , definiert,  $\Delta T p_{it}^{(2)}$ . Als Kovariate wurde, wie in Modell 1,  $SI_{i1}$  verwendet (s. o.).

Die Bezugnahme auf die jeweiligen Plotmittelwerte bedeutet, dass bei dieser Betrachtung der Zustand zu einem bestimmten Zeitpunkt an einem fiktiven mittleren Ort als Referenzsystem dient, weshalb wir dieses Modell als *auf Längsschnittsdaten basierendes Modell der Bonitätsveränderung* bezeichnen.

Die Ergebnisse der polynomialen Regressionen werden entweder als Response-Surface- oder als Linien-Plots dargestellt. Die Plots sind für die Min/Max-Wertebereiche der jeweiligen Eingangsvariablen dargestellt. Die Statistiken zu den Modellen finden sich in den Tabellen im Anhang (Tab. A1 und A2).

Die Berechnungen wurden mit der Software GAUSS 23 (Aptech 2022) durchgeführt.



## Ergebnisse

### Auf gepoolten Daten basierendes Modell der Bonität (Modell 1)

Es besteht ein statistisch hochsignifikanter Zusammenhang zwischen der mittleren Lufttemperatur in der Vegetationsperiode (in der jeweils vorhergehenden Messperiode) und der zu den jeweiligen Aufnahmezeitpunkten gemessenen Höhenbonität (Abb. 2). Je höher die Temperatur, umso höher die Bonität der Fichtenbestände (Abb. 2 blaue Kurve). Bei Berücksichtigung des Aufnahmejahrs zeigt sich, dass dieser Zusammenhang nicht konstant ist, sondern sich zwischen den verschiedenen Zeiträumen unterscheidet (Abb. 2 grüne und rote Kurve). Im Vergleich zum Gesamtmodell (Zeitraum 1958-2015) verläuft die Kurve für die frühere Zeitperiode (Zeitraum 1958-1977) deutlich flacher, für die spätere Zeitperiode (Zeitraum 1996-2015) deutlich steiler. Diese zeitliche Veränderung ist Ausdruck dafür, dass sich das betrachtete System aus Höhenbonität und Lufttemperatur nicht in einem Gleichgewichtszustand befindet.

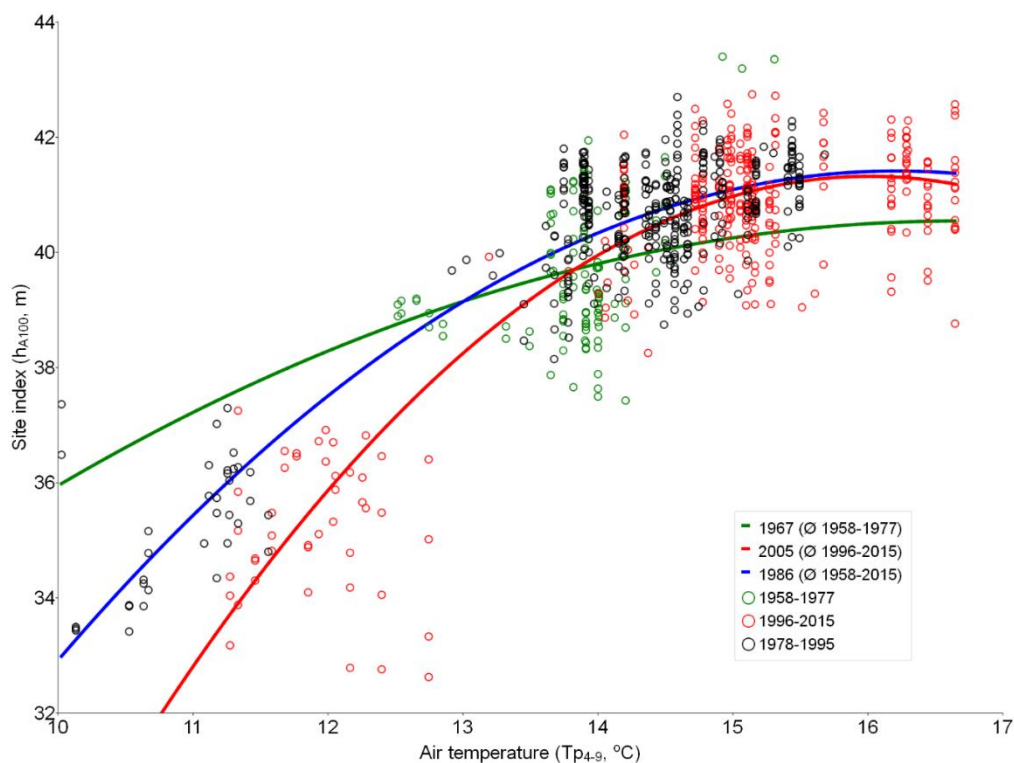


Abbildung 2: Scatterplot der zu den Aufnahmezeitpunkten gemessenen Höhenbonitäten (Site index, Bestandesoberhöhe im Alter 100 Jahre) der Fichten-Versuchsflächen über der mittleren Lufttemperatur in der Vegetationsperiode (April-September) in der jeweils vorhergehenden Messperiode für die angegebenen Zeiträume mit den dazugehörigen polynomialen Ausgleichskurven. Die grüne Kurve ergibt sich als Mittel für den Zeitraum 1958-1977, die rote Kurve für den Zeitraum 1996-2015, und die blaue Kurve für den gesamten Zeitraum (1958-2015). Die Parameter der zugrundeliegenden Modelle (Haupt- und Interaktionseffekte) sind hochsignifikant ( $p < 0,001$ ).

Der Response-Surface-Plot des gepoolten Modells der Bonität (Abb. 3) zeigt für den Zusammenhang zwischen der Bonität und der Lufttemperatur während der Vegetationsperiode eine Umkehrung von einem konkaven Verlauf bei geringen Ausgangsbonitäten zu einem konvexen Verlauf bei hohen Ausgangsbonitäten, und damit eine verdrehte Response-Surface.

### Auf Querschnittsdaten (Modell 2) und auf Längsschnittsdaten basierende Modelle der Bonitätsveränderung (Modell 3)

Der oben beschriebene Befund korrespondiert mit dem Ergebnis des auf Querschnittsdaten basierenden Modells der Bonitätsveränderung (Abb. 4). Dieser Befund ist zu erwarten, denn Modell 1 unterscheidet sich von Modell 2 lediglich dadurch, dass bei Modell 2 auf beiden Seiten der Regressionsgleichung jeweils eine Konstante abgezogen wird. Im Unterschied dazu zeigt die Response-Surface des auf Längsschnittsdaten basierenden Modells der Bonitätsveränderung (Abb. 5) einen Rücken bei geringen, und ein Plateau bei hohen Ausgangsbonitäten.

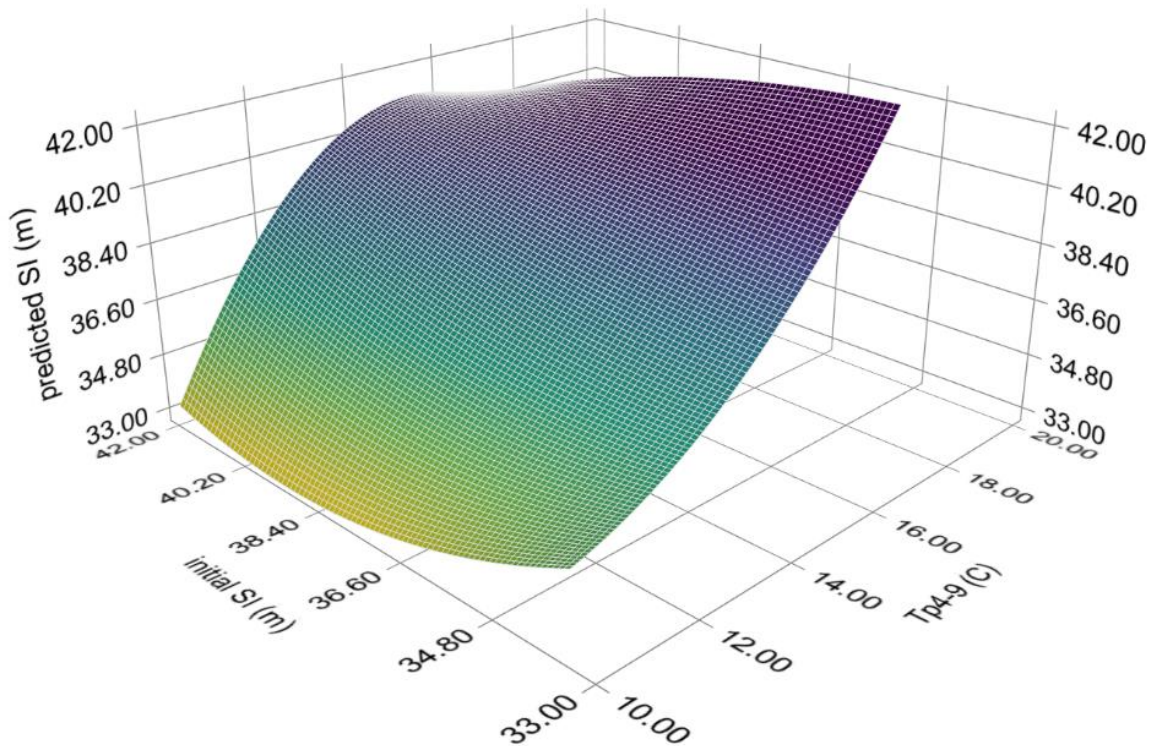


Abbildung 3: Auf gepoolten Daten basierendes Modell der Bonität – Response-Surface-Plot der vorhergesagten Höhenbonität (predicted SI, Bestandesoberhöhe im Alter 100 Jahre) in Abhängigkeit von der Lufttemperatur in der Vegetationsperiode (TP4-9) und der Ausgangsbonität (initial SI, SI1). Die Modellparameter (Haupt- und Interaktionseffekte) sind hochsignifikant ( $p < 0,001$ , s. Tab. A1, A2).

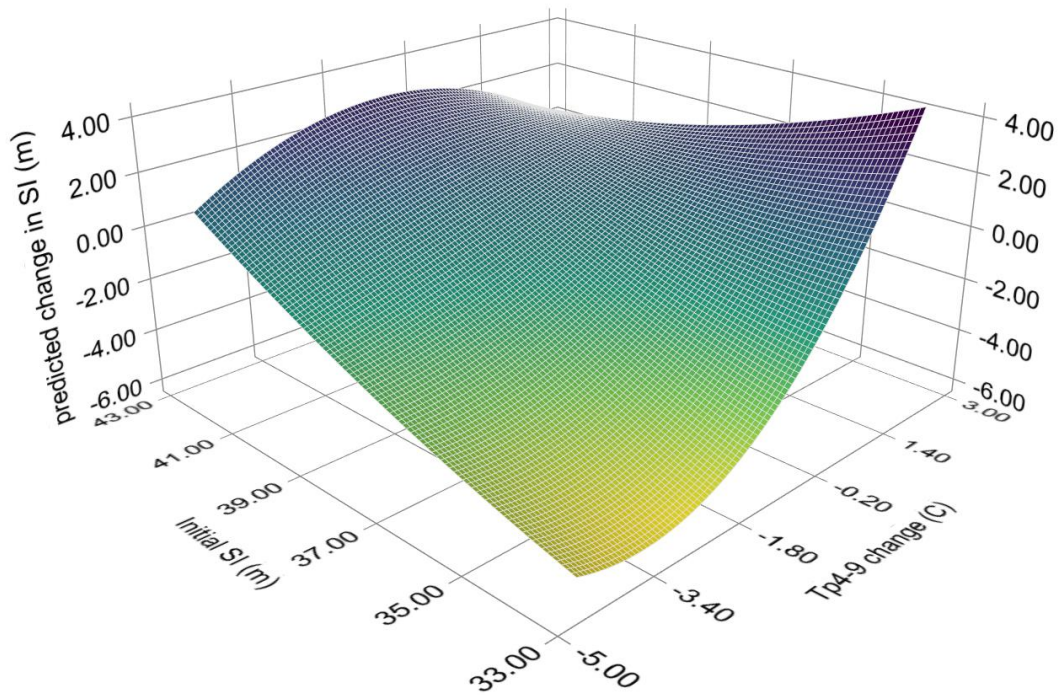


Abbildung 4: Auf Querschnittsdaten basierendes Modell der Bonitätsveränderung – Response-Surface-Plot der vorhergesagten Bonitätsveränderung (predicted change in SI, Bestandesoberhöhe im Alter 100 Jahre,  $\Delta SI^{(1)}_{ii}$ ) in Abhängigkeit von der Änderung der Lufttemperatur in der Vegetationsperiode (Tp4-9 change,  $\Delta Tp^{(1)}_{ii}$ ) und der Ausgangsbonität (initial SI,  $SI_{ii}$ ). Bis auf b3 und b4 sind alle Modellparameter (Haupt- und Interaktionseffekte) hochsignifikant ( $p < 0,001$ , s. Tab. A1, A2).

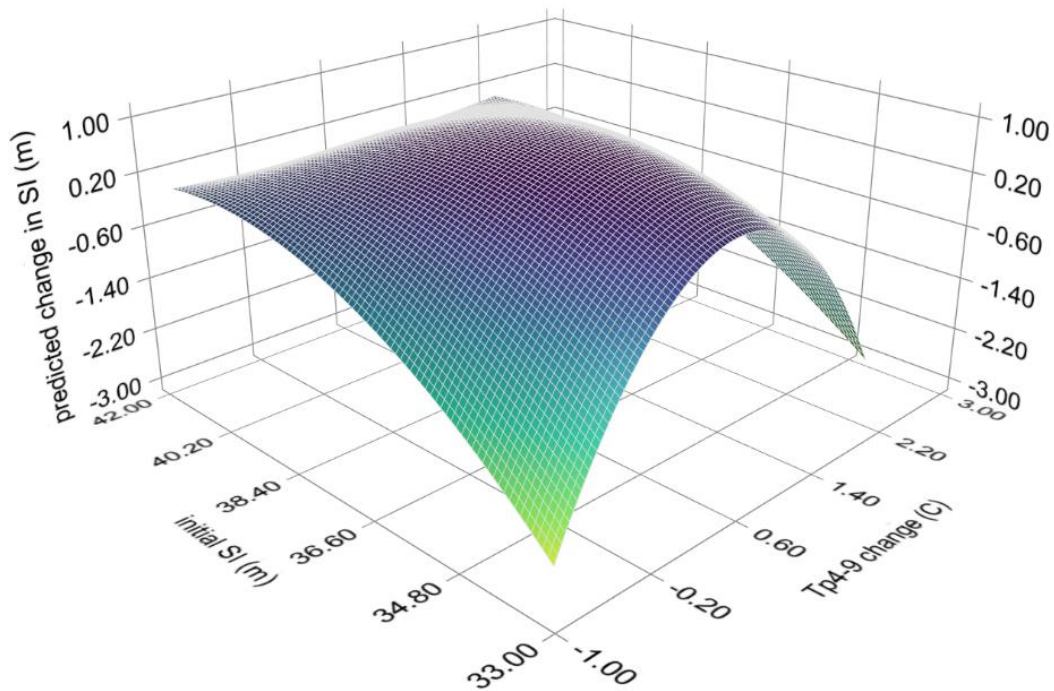


Abbildung 5: Auf Längsschnittsdaten basierendes Modell der Bonitätsveränderung – Response-Surface-Plot der vorhergesagten Bonitätsveränderung (predicted change in SI, Bestandesoberhöhe im Alter 100 Jahre,  $\Delta SI^{(2)}_{ii}$ ) in Abhängigkeit von der Veränderung der Lufttemperatur in der Vegetationsperiode (Tp4-9 change,  $\Delta Tp^{(2)}_{ii}$ ), und der Ausgangsbonität (initial SI,  $SI_{ii}$ ). Die Modellparameter (Haupt- und Interaktionseffekte) sind hochsignifikant ( $p < 0,001$ , s. Tab. A1, A2).



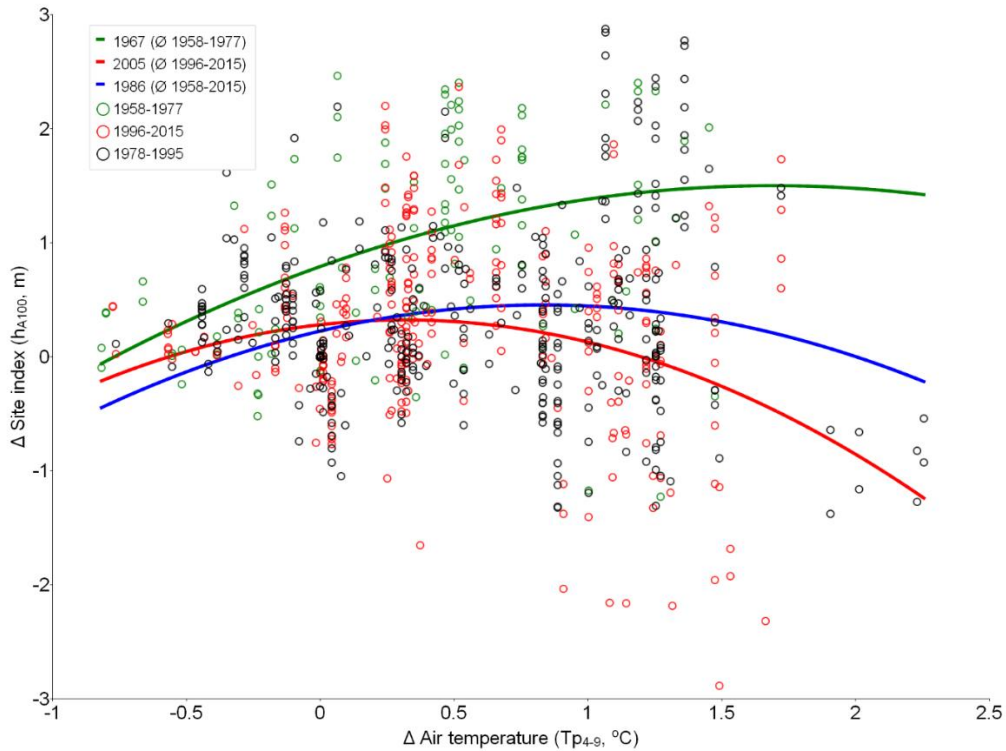


Abbildung 6: Scatterplot der gemessenen Veränderung der Höhenbonität der Plots zwischen den Aufnahmezeitpunkten ( $\Delta$  Site index, bezogen auf Ausgangsbonität,  $\Delta SI^{(2)}_{ii}$ ) über der Veränderung der mittleren Lufttemperatur in der Vegetationsperiode ( $\Delta$  Air temperature,  $\Delta Tp^{(2)}_{ii}$ ) zwischen den Messperioden für die angegebenen Zeiträume mit den dazugehörigen polynomialen Ausgleichskurven. Grüne Kurve Zeitraum 1958-1977, rote Kurve 1996-2015, blaue Kurve für den gesamten Zeitraum 1958-2015. Die Parameter der zugrundeliegenden Modelle (Haupt- und Interaktionseffekte) sind hochsignifikant ( $p < 0,001$ ).

Anhand von Abbildung 6 wird wiederum deutlich, dass der Zusammenhang zwischen der Änderung der Lufttemperatur und der Bonitätsänderung auch in dem auf Längsschnittdaten basierendem Modell der Bonitätsveränderung zeitlich nicht konstant ist. Im Vergleich zum Gesamtmodell (Zeitraum 1958-2015, blaue Linie,) zeigt die Kurve für die frühere Zeitperiode (Zeitraum 1958-1977, grüne Linie) nahezu ausschließlich Werte im Bereich  $\Delta$  Site index  $> 0$  (Bonitätserhöhung) und verläuft deutlich steiler, für die spätere Zeitperiode (Zeitraum 1996-2015, rote Linie) überwiegend Werte im Bereich  $\Delta$  Site index  $< 0$  (Bonitätsverringern) und ein größeres Gefälle.

## Diskussion

In der vorliegenden Studie wurde lediglich der Einfluss der Lufttemperatur in der Vegetationsperiode auf die Höhenbonität untersucht. Alle anderen Einflussfaktoren blieben unberücksichtigt. Für die vorgestellte methodische Studie wurde diese Vereinfachung bewusst gewählt, weil wir annehmen, dass auf diese Weise die Bedeutung von Bestandes-Umwelt-Wechselwirkungen besser herausgearbeitet werden kann.

In der Studie von YUE et al. (2023) konnte gezeigt werden, dass in dem auch hier verwendeten Datensatz 92 % der Gesamtvariation der Bonität, und 85 % der Gesamtvariation der Lufttemperatur auf räumliche Variation zwischen den Plots, und nur 8 % bzw. 15 % auf die zeitliche Variation innerhalb der Plots zurückzuführen sind.

Die Response-Surface-Plots sind für die gesamten Wertebereiche der jeweiligen Eingangsvariablen dargestellt, und decken damit Wertekombinationen ab, die durch die Beobachtungsdaten nicht abgedeckt sind. Polynomiale Ausgleichskurven zeigen an den Rändern der Anpassungsbereiche häufig starke Verzerrungen, weshalb insbesondere die Ränder der Response-Surfaces nicht überinterpretiert werden dürfen.

Die weitgehende Übereinstimmung zwischen Modell 1 (Abb. 3) und Modell 2 (Abb. 4) ist nicht überraschend, da sich beide Modelle nur durch jeweils eine Konstante auf beiden Seiten der Regressionsgleichung unterscheiden.

Besonders hervorzuheben ist die sehr unterschiedliche Form der Temperatur-Response-Oberflächen zwischen Modell 2 (Abb. 4) und Modell 3 (Abb. 5). Dies wird als Hinweis darauf gewertet, dass der Schluss von der räumlichen auf die zeitliche Variabilität, der Space-for-Time Substitution Ansatz, ohne Berücksichtigung von Bestandes-Umwelt-Wechselwirkungen zu verzerrten Ergebnissen führen kann (vgl. YUE et al. 2023).

Die mittlere Lufttemperatur in der Vegetationsperiode,  $T_{p_{4-9}}$ , beträgt im Zeitraum 1958-1977: 13.8° C, im Zeitraum 1996-2015: 14.8° C, und im gesamten Zeitraum 1958-2015: 14.4° C. Die im Mittel optimale Lufttemperatur in der Vegetationsperiode, d. h. die Temperatur bei der die Bonität-Temperatur-Response-Kurve (Abb. 5) das Maximum erreicht, liegt im Zeitraum 1958-1977 bei 15,5° C, 1996-2015 bei 15,1° C, und 1958-2015 bei 15,2° C. Demnach hat sich mit einer Zunahme der Lufttemperatur in der Vegetationsperiode zw. 1958-1977 und 1996-2015 von 1 K das Temperaturoptimum um 0.4 K verringert. Damit ergibt sich eine Differenz der Lufttemperatur zwischen dem Maximum der grünen und der roten Kurve in Abb. 6 von 1.4 K (1958-1977: 1.7° C, 1996-2015: 0.3° C). Im jüngeren Zeitraum wurden vermehrt Temperaturen erreicht, die bereits über dem Optimum liegen, was zu einer Abnahme der Bonität geführt hat.

## Literatur

- CRESSIE, N.A.C. (1991): *Statistics for Spatial Data*. J. Wiley. 946 S.
- MEHTÄTALO, L.; LAPPI, J. (2020): *Biometry for Forestry and Environmental Data: With Examples in R*. Chapman and Hall/CRC, New York. 426 S. <https://doi.org/10.1201/9780429173462>
- OLIVER, M.A. (Hrsg.) (2010): *Geostatistical Applications for Precision Agriculture*. Springer Netherlands, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-9133-8>
- QUICK, H.; BANERJEE, S.; CARLIN, B.P. (2015): Bayesian modeling and analysis for gradients in spatiotemporal processes. *Biometrics* 71(3): 575–584. <https://doi.org/10.1111/biom.12305>
- YUE, C.; KAHLE, H.-P.; KLÄDTKE, J.; KOHNLE, U. (2023): Forest stand-by-environment interaction invalidates the use of space-for-time substitution for site index modeling under climate change. *Forest Ecology and Management* 527: 120621. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120621>
- YUE, C.; KAHLE, H.-P.; VON WILPERT, K.; KOHNLE, U. (2016): A dynamic environment-sensitive site index model for the prediction of site productivity potential under climate change. *Ecological Modelling* 337: 48–62. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.06.005>

## Anhang

*Tabelle A2: Diagnosestatistiken zu den Modellen*

|                           | <b>Modell 1</b> | <b>Modell 2</b> | <b>Modell 3</b> |
|---------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| <b>Valid cases</b>        | 857             | 857             | 857             |
| <b>Degrees of freedom</b> | 850             | 850             | 850             |
| <b>Total SS</b>           | 2936,79         | 2936,79         | 550,82          |
| <b>R-squared</b>          | 0,743           | 0,883           | 0,152           |
| <b>Rbar-squared</b>       | 0,741           | 0,883           | 0,146           |
| <b>Residual SS</b>        | 755,74          | 342,28          | 466,89          |
| <b>Std error of est</b>   | 0,943           | 0,635           | 0,741           |
| <b>F(6,850)</b>           | 408,85          | 1073,861        | 25,467          |
| <b>Probability of F</b>   | 0,0000          | 0,0000          | 0,0000          |

*Tabelle A3: Parameterschätzungen und Statistiken zu den Modellen*

| <b>Model</b>    | <b>Variable</b> | <b>Estimate</b> | <b>Standard error</b> | <b>t-value</b> | <b>Prob. &gt; t </b> | <b>Standardized estimate</b> | <b>Cor. with dep var</b> |
|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------------|----------------|----------------------|------------------------------|--------------------------|
| <b>Modell 1</b> | CONSTANT        | 531,2835        | 89,5454               | 5,9331         | 0,0000               | ---                          | ---                      |
|                 | X1              | -46,7688        | 8,5247                | -5,4863        | 0,0000               | -30,1173                     | 0,788                    |
|                 | X2              | 0,8870          | 0,1649                | 5,3782         | 0,0000               | 15,7021                      | 0,764                    |
|                 | X3              | -19,3953        | 3,1424                | -6,1722        | 0,0000               | -18,9624                     | 0,479                    |
|                 | X4              | 0,1449          | 0,0226                | 6,4201         | 0,0000               | 10,8916                      | 0,482                    |
|                 | X5              | 1,3299          | 0,2142                | 6,2077         | 0,0000               | 44,7748                      | 0,775                    |
|                 | X6              | -0,0007         | 0,0001                | -6,5514        | 0,0000               | -24,6774                     | 0,745                    |
| <b>Modell 2</b> | CONSTANT        | 33,9187         | 19,8017               | 1,7129         | 0,0870               | ---                          | ---                      |
|                 | X1              | 11,6885         | 1,4050                | 8,3193         | 0,0000               | 7,5269                       | 0,788                    |
|                 | X2              | 1,2205          | 0,1151                | 10,5998        | 0,0000               | 1,8701                       | -0,683                   |
|                 | X3              | -2,3486         | 0,9957                | -2,3589        | 0,0190               | -2,2962                      | 0,904                    |
|                 | X4              | 0,0377          | 0,0125                | 3,0130         | 0,0030               | 2,8321                       | 0,900                    |
|                 | X5              | -0,2802         | 0,0352                | -7,9694        | 0,0000               | -6,7915                      | 0,762                    |
|                 | X6              | -0,0008         | 0,0001                | -10,7267       | 0,0000               | -1,5128                      | -0,617                   |
| <b>Modell 3</b> | CONSTANT        | -69,8126        | 8,2197                | -8,4933        | 0,0000               | ---                          | ---                      |
|                 | X1              | 9,6479          | 2,4526                | 3,9338         | 0,0000               | 6,9377                       | 0,027                    |
|                 | X2              | -3,4842         | 0,7980                | -4,3663        | 0,0000               | -3,2598                      | -0,056                   |
|                 | X3              | 3,7249          | 0,4223                | 8,8206         | 0,0000               | 8,4091                       | -0,169                   |
|                 | X4              | -0,0492         | 0,0054                | -9,0702        | 0,0000               | -8,5395                      | -0,179                   |
|                 | X5              | -0,2314         | 0,0619                | -3,7368        | 0,0000               | -6,5571                      | 0,024                    |
|                 | X6              | 0,0020          | 0,0005                | 3,8670         | 0,0000               | 2,8366                       | -0,058                   |

# Drohngestütztes Laserscanning für die Charakterisierung von Waldstrukturen auf Monitoringflächen

---

*Michael Körner, Sven Martens*  
*Staatsbetrieb Sachsenforst, Graupa*

## Zusammenfassung

Die Anwendung von Drohnen (UAV) in der Forstwirtschaft bietet insbesondere für die forstliche Forschung aufgrund vorschreitender Technik ein hohes Potenzial für die Ergänzung terrestrischer Aufnahmeverfahren. Die Vorteile reichen von der Objektivierung von Messungen über die Lieferung von georeferenzierten Daten bis hin zu flächig vorliegenden Detailinformationen, wie sie mit terrestrischen Methoden kaum erfassbar wären. Das Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft (KWuF) im Staatsbetrieb Sachsenforst (SBS) setzt daher ergänzend zu klassischen Methoden Drohnen zur Informationsgewinnung auf den waldbaulichen Versuchsflächen ein. Im vorliegenden Artikel sollen erste Erfahrungen und Ergebnisse anhand einer UAV-Laserscanbefliegung eines Marteloscops dargestellt werden. Neben der Prozessierung der UAV-Laserpunktewolke hin zu einer Punktewolke mit hoher Lagegenauigkeit im Koordinatenreferenzsystem ETRS89/UTM Zone 33N (EPSG-Code 25833) und Höhenbezugsystem DHHN2016 wird die Georeferenzierung mittels eines multiplen linearen Modells veranschaulicht. Abschließend erfolgt ein Vergleich zwischen terrestrisch und auf Fernerkundungsbasis ermittelten Baumhöhen.

## Einleitung

Die vertikale und horizontale Waldstruktur ist ein zentrales Element für ökologische, ökonomische und sozioökonomische Funktionen von Waldökosystemen (vgl. Pretzsch 2019 und del Rio et al. 2016). Durch waldbauliche Maßnahmen wird sie zudem verändert und langfristig beeinflusst. Die Untersuchung dieser Zusammenhänge ist ein wesentlicher Grund für Monitoringsysteme und Versuchsanlagen im Wald. Grundvoraussetzung hierfür sind wiederum Daten mit denen sich die Strukturen der Waldbestände beschreiben lassen (vgl. RUIZ-BENITO et al. 2020).

Neben terrestrisch gewonnenen Informationen wie z. B. dem Durchmesser  $d_{1,3}$ , der Baumhöhe  $h$ , der Kronenansatzhöhe  $ka$ , der Kronenbreite  $k$  und den Baumpositionen  $xy$ , die teils nur sehr arbeits- und zeitintensiv zu erheben sind, werden zunehmend auch Verfahren der Fernerkundung eingesetzt (u. a. MARTENS 2012, KÖRNER 2013, 2014, MUND et al. 2015). Darüber hinaus gewinnen in den vergangenen Jahren aufgrund fortschreitender Technik auch Ansätze der Nahbereichsfernerkundung mittels Drohnen an Bedeutung (z. B. KRAUSE et al. 2019). Im Bereich des waldbaulichen Versuchswesens des Kompetenzzentrums Wald und Forstwirtschaft (KWuF) sollen daher neben den klassischen ertragskundlichen Kenngrößen perspektivisch auch Zeitreihen von Fernerkundungsdaten der Versuchsflächen aufgebaut und vorgehalten werden. Diese räumlich hochaufgelösten Zeitreihen bieten gegenüber terrestrischen Messungen folgende Vorteile:

- Objektivierung von Messungen (u. a. Baumhöhenmessung, Kronenablotung, Baumpositionen)
- Lieferung flächiger georeferenzierter Daten
- ganzheitliche, visualisier- und messbare Informationen zum vertikalen und horizontalen Bestandaufbau

Der vorliegende Beitrag stellt die Technik und das bisher erprobte Vorgehen für eine weitgehend standardisierte Auswertung vor. Als Beispiel hierfür dienen Befliegungsdaten des Marteloscops „Eibenstock - Ausgangssituation“ (INTEGRATE NETWORK 2021). Hierbei handelt es sich um eine ein Hektar große Waldfläche, die primär als Schulungsobjekt angelegt wurde. Zur naturschutzfachlichen Bewertung der Waldstruktur werden in den Marteloscopen über die ertragskundlichen Parameter hinausgehend die Mikrohabitate jedes Einzelbaumes erfasst.

## Technik und Software

Nach konzeptionellen Überlegungen zur Einführung von Drohnentechnik im waldbaulichen Versuchswesens des KWuF, erfolgte im Jahr 2021 die Beschaffung umfangreicher Technik. Aktuell stehen zwei Drohnen vom Typ DJI M300 RTK zur Verfügung, die in Abhängigkeit von den spezifischen Zielgrößen mit unterschiedlichen Sensoren ausgerüstet werden können. Neben der Vollformatkamera vom Typ DJI P1 und einer Zoom- bzw. Thermalkamera (DJI H20T) wird für Befliegungen hauptsächlich ein Laserscanner vom Typ Greenvalley LiAir V70 genutzt.

Darüber hinaus können die Drohnen mit einer Multispektralkamera (MicaSense Altum-PT) bestückt werden. Für die Verbesserung der Operationalität und zur Steigerung der Datenqualität stehen zudem ein externer Monitor, Lade- und Transportkoffer, mehrere Akkusets, ein Stromerzeuger, eine D-RTK 2 Mobile Station von DJI zur Erzeugung eines lokalen Korrekturdatenstroms sowie ein LTE-Stick für den direkten Bezug von Korrekturdaten per Internetverbindung zur Verfügung.

Softwareseitig wird aktuell auf die von den Herstellern empfohlenen Produkte DJI Terra, LiGeoreference sowie LiDAR360 von GreenValley (GREENVALLEY INTERNATIONAL 2022) zurückgegriffen. Für Auswertungen, die über die reine Erzeugung von geprüften Fernerkundungsprodukten hinausgehen, wird zudem die Statistiksoftware R (R CORE TEAM 2022) verwendet.

## Befliegung

Der Weg von der reinen Drohnenbefliegung hin zu geprüften Fernerkundungsprodukten sollte möglich einfach und benutzerfreundlich sein. Leider ist dies zum Teil, natürlich auch in Abhängigkeit von den angestrebten Genauigkeitsanforderungen, nicht immer der Fall. Grundsätzlich beginnt der Arbeitsablauf mit der Festlegung der Trajektorie, die von der Drohne automatisiert abgeflogen werden soll. Dieser Schritt kann sehr komfortabel mit der DJI Smart-Fernsteuerung Enterprise umgesetzt werden. Nachdem ein entsprechendes Befliegungspolygon manuell festgelegt wurde, wird die Trajektorie anhand der eingestellten Befliegungsparameter (hauptsächlich Höhe über dem Startpunkt sowie Querüberlappung) automatisch erstellt, eventuell modifiziert und festgelegt (Abbildung 1).

Für die Erzeugung einer 3D-Punktwolke unter Nutzung des Laserscanners vom Typ Greenvalley LiAir V70 ist vor dem Befliegungsbeginn und nach dessen Ende ein Kalibrierungsverfahren notwendig. Zu Beginn besteht dies aus einer 5-minütigen Wartezeit bei eingeschaltetem Scanner in Ruheposition sowie dem Fliegen von zwei Achten nach dem Start. In umgekehrter Reihenfolge wird dieses Verfahren nach dem Ende der Befliegung analog umgesetzt (Abbildung 2).

Im Anschluss an den Kalibrierungsablauf wird der autonome Drohnenflug gestartet und das Befliegungsgebiet entlang der Trajektorie abgescannt. In Abhängigkeit von der Baumhöhe und dem Scanwinkel (LiAir V70 = 70,4°) muss die Flughöhe und die Querüberlappung so gewählt werden, dass das Kronendach komplett abgedeckt wird. Diese beiden Parameter beeinflussen in Verbindung mit der



Fluggeschwindigkeit zudem die resultierende Punktdichte, die recht leicht Werte von  $> 600$  Pkt./m<sup>2</sup> und damit entsprechende Datenmengen erreichen kann.

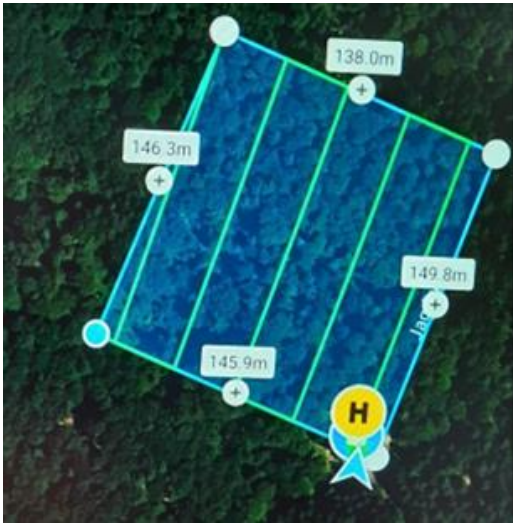


Abbildung 1: Polygon des Befliegungsgebietes (blau) mit der berechneten Trajektorie (grün) über einem Luftbild

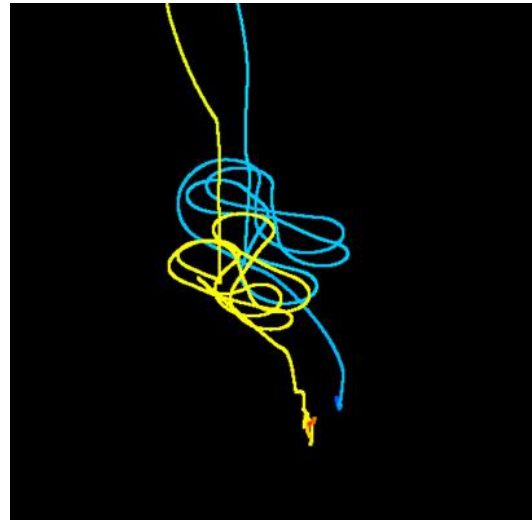


Abbildung 2: Trajektorie des Kalibrierungsfluges (doppelte Acht) vor (gelb) und nach der Befliegung (blau)

## Nachprozessierung der Drohnen-Daten

Nach Abschluss einer Befliegung stehen zunächst die Laserscan-Rohdaten zur Verfügung. Es handelt sich hierbei um eine 3D-Punktwolke mit heterogener Punktdichte und geringer Lagegenauigkeit (Abbildung 3). Zudem sind in diesen Daten Ausreißer enthalten, die deutlich über dem abzubildenden Kronenraum oder deutlich unterhalb der eigentlichen Geländeroberfläche liegen. Es handelt sich hierbei zumeist um Fehlregistrierungen.

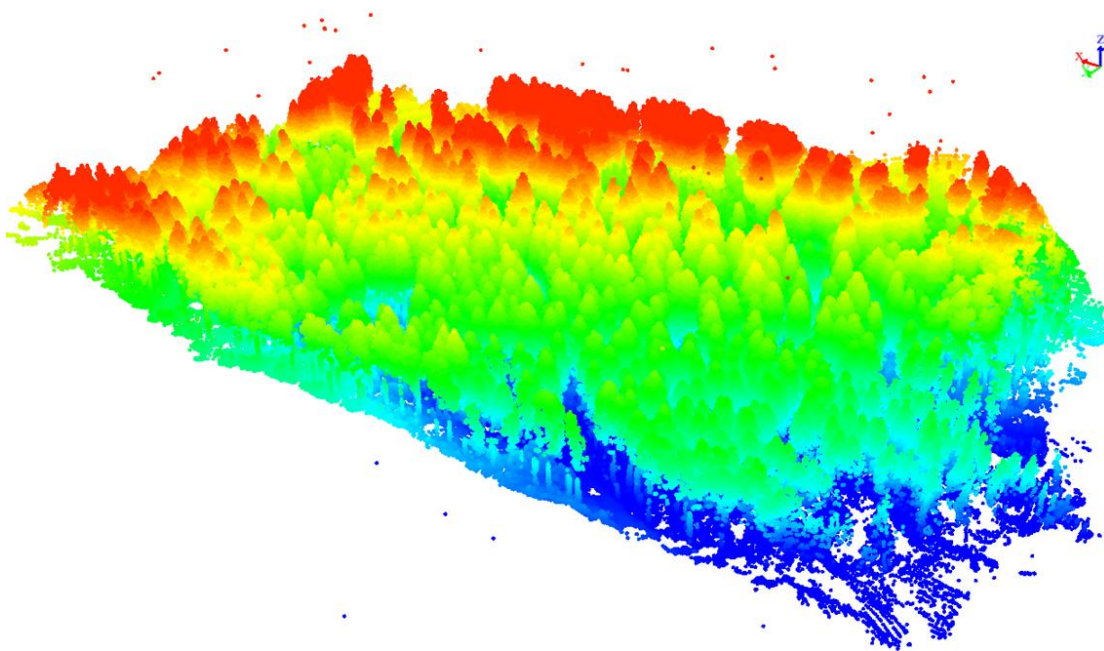


Abbildung 3: Punktwolke, die direkt während der Befliegung im Laserscanner berechnet und abgelegt wird. Sie dient aufgrund der geringen Lagegenauigkeit und vorhandener Ausreißer lediglich zu Vorschauzwecken.

Aufgrund der genannten Gründe ist eine Nachprozessierung der Daten notwendig. Die Lagegenauigkeit kann hierbei durch die Einbeziehung von SAPOS®-Korrekturdaten verbessert werden. Über den

SAPOS®–Sachsen Webserver (GeoSN 2022a) lässt sich hierfür eine virtuelle Referenzstation mittels Zentroid und Höhe der Befliegungsfläche erzeugen. Durch Angabe des Start- und Endzeitpunktes der Befliegung sowie des Intervalls, welches die Korrekturdaten aufweisen sollen, lässt sich so ein Datensatz im Format RINEX 3 „VRS“ erstellen.

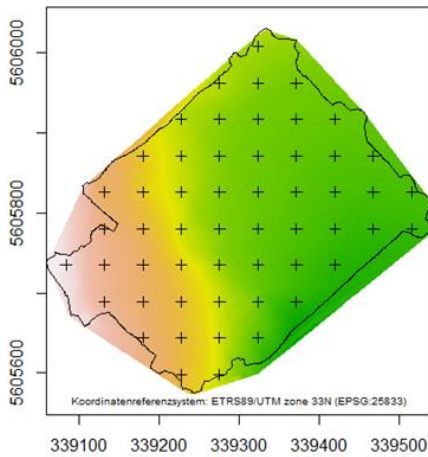


Abbildung 4: Digitales Geländemodell auf der Basis der Drohnenbefliegung ( $DGM_{UAV}$ ) mit überlagelter konvexer Hülle und dem Punkteraster

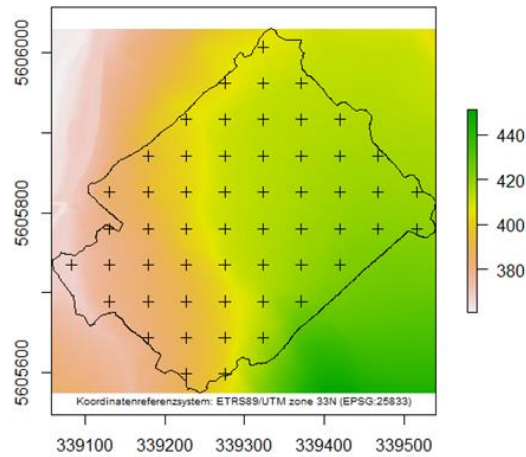


Abbildung 5: Amtliches Digitales Geländemodell auf der Basis der Drohnenbefliegung ( $DGM_{GeoSN}$ ) mit überlagelter konvexer Hülle und dem Punkteraster

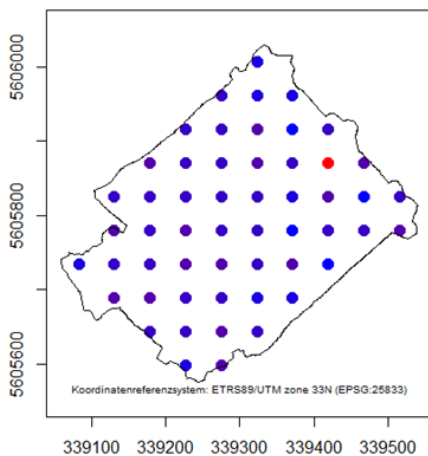


Abbildung 6: Darstellung des Punkterasters, das in Abhängigkeit der Höhendifferenz koloriert wurde

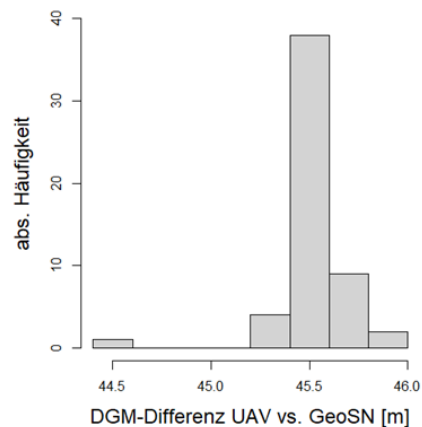


Abbildung 7: Häufigkeitsverteilung der Höhendifferenzen zwischen  $DGM_{UAV}$  und  $DGM_{GeoSN}$

Dieses Format beinhaltet Korrekturdaten für die Satellitensysteme GPS, GLONASS, GALILEO und BEIDOU. Neben den Laserscanner-Rohdaten können die RINEX-Daten in die Software LiGeoreference eingeladen und verarbeitet werden. Als Ergebnis dieses Nachbearbeitungsschrittes liegt eine UAV-Laserpunktewolke mit hoher innerer Genauigkeit im Koordinatenreferenzsystem ETRS89/UTM Zone 33N (EPSG-Code 25833) mit ellipsoidischen Höhenangaben vor. Die Höhen beziehen sich somit auf den Referenzellipsoiden der Erde. In Deutschland wird jedoch als amtliches Höhenbezugssystem das Deutsche Haupthöhennetz 2016 (kurz: DHHN2016) verwendet. Die Differenz zwischen ellipsoidischen Höhen und DHHN2016 beträgt über 40 m.

Eine direkte Transformation der Laserpunktewolke nach DHHN2016 war zum aktuellen Zeitpunkt und mit der vorhandenen Software leider nicht möglich. Aus diesem Grund wurde ein Lösungsansatz auf der Basis von Bodenkontrollpunkten erarbeitet. Hierzu ist zunächst die Klassifikation von Bodenpunkten der UAV-Punktewolke nötig, auf deren Grundlage ein Digitales Geländemodell ( $DGM_{UAV}$ ) berechnet

wird. Für den gültigen Bereich des  $DGM_{UAV}$ , der mit einer konvexen Hülle auf der Basis der Laserpunktewolke ermittelt werden kann, erfolgte in einem weiteren Schritt die Ermittlung der Geländehöhen für ein festes Punkteraster (Abbildung 4).

Dieses Punkteraster wurde anschließend auch für die Ermittlung der Geländehöhen aus dem amtlichen Digitalen Geländemodell für Sachsen  $DGM_{GeoSN}$  (GeoSN 2022b) verwendet (Abbildung 5). Nach einer Evaluierung der Höhendifferenzen zwischen dem  $DGM_{GeoSN}$  und  $DGM_{UAV}$  an den Punkten des Rasters und ggf. der Herausfilterung von Extremwerten, dienen die  $DGM_{GeoSN}$ -Punkte als Bodenkontrollpunkte für die Höhenkorrektur der UAV-Laserpunktewolke (Abbildung 6 und Abbildung 7). In Abbildung 8 ist die 3D-Punktewolke vor und nach der Höhenkorrektur dargestellt. Die Ausgangspunktewolke wird quasi auf die Höhe der Bodenkontrollpunkte heruntergezogen und die Nachprozessierung ist somit abgeschlossen. Die UAV-Laserpunktewolke liegt somit im gewünschten Koordinatenreferenzsystem und Höhen Bezugssystem vor und weist eine hohe Lagegenauigkeit auf.

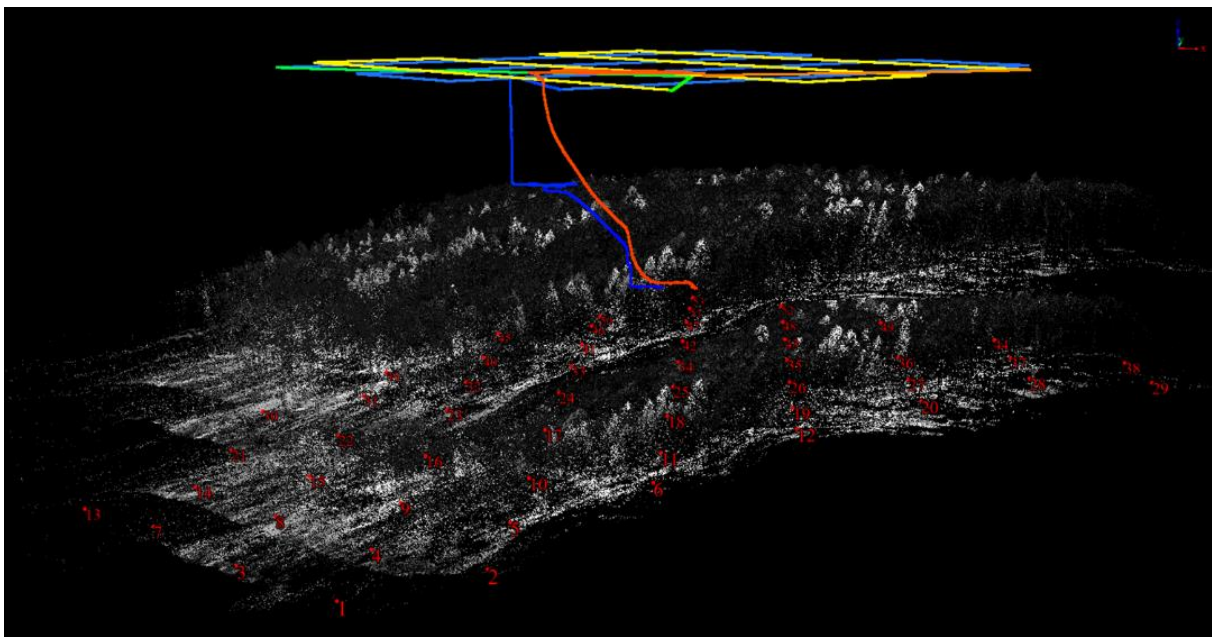


Abbildung 8: Darstellung der 3D-Punktewolke (Graustufen) vor und nach der Höhenkorrektur inkl. Trajektorie (bunt) und der über die DGM-Höhenunterschiede hergeleiteten Bodenkontrollpunkte (rot)

## Georeferenzierung terrestrischer Daten

Die Verschneidung der UAV-Laserpunktewolke mit terrestrisch erhobenen Daten stellt sich oftmals als Herausforderung dar. In der Regel liegt dies am Verfahren der Positionsbestimmung des Versuches und/oder der Bäume im Wald. Dies wird am Beispiel der Daten des eingangs erwähnten Marteloscops nun erläutert.

Das Marteloskop weist eine rechteckige Grundform von 120 x 80 m auf. Aus der terrestrischen Aufnahme liegen die Durchmesser  $d_{1,3}$ , die Baumhöhe  $h$  sowie die Baumpositionen  $xy$  für alle Einzelbäume vor. Bei Letzteren handelt es sich um Positionen in einem lokalen Koordinatensystem mit  $P(0|0)$  als Koordinatenursprung, welcher mit einer Ecke der Parzelle identisch ist. Die lokalen Baumpositionen müssen somit zunächst georeferenziert werden. Das Zielkoordinatenreferenzsystem entspricht dabei dem der UAV-Laserpunktewolke.

Prinzipiell ist dies möglich, indem der Koordinatenursprung durch GPS-Messungen georeferenziert wird und die Achsen als Abweichung von Nord eingedreht werden. Aufgrund zu erwartender innerer



Verzerrungen, welche durch Messfehler (Winkel und Distanz) und Fehleingaben entstehen, wurden die Bäume selbst als Referenz gewählt.

Um dies umzusetzen erfolgte die Bestimmung von potentiellen Einzelbaumpositionen mittels der R-Funktion `locate_trees()` auf der Basis der normalisierten UAV-Laserpunktewolke und die manuelle Auswahl von wenigen potentiellen Einzelbaumpositionen, die sich eindeutig im terrestrischen Datensatz identifizieren ließen (Abbildung 9 und Abbildung 10).

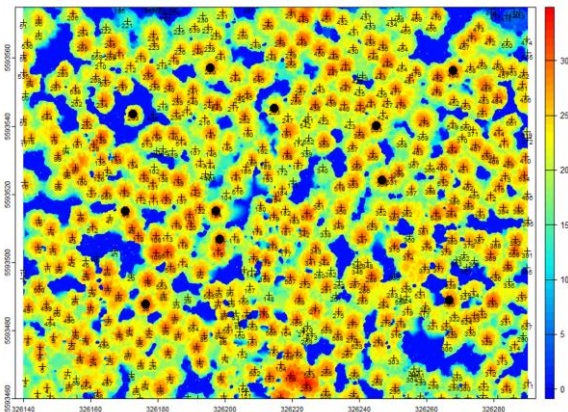


Abbildung 9: Normalisiertes Digitales Oberflächenmodell auf der Basis der Drohnenbefliegung (nDOM) mit potentiellen Einzelbaumpositionen und manuell ausgewählten eindeutig zuordenbaren Baumpositionen

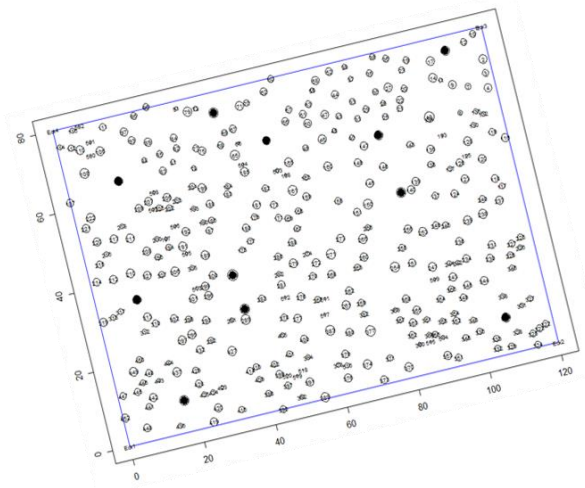


Abbildung 10: Baumpositionen des Marteloskops "Eibenstock – Ausgangssituation" auf Grundlage der terrestrischen Messungen inkl. manuell ausgewählter eindeutig zuordenbarer Baumpositionen

Nach Vorliegen eindeutig identifizierbarer Baumpositionen für beide Datensätze erfolgte die Modellierung der Transformation mit dem Ansatz von ALBERTZ (2009). Hierbei werden getrennt für die x- und y-Komponente der Baumpositionen lineare Modelle angepasst (Gleichung 1 und Gleichung 2). Als abhängige Variable dienen die Koordinaten im Referenzsystem ETRS89/UTM Zone 33N, wie sie für die eindeutig zuordenbaren Baumpositionen aus dem UAV-Datensatz ermittelt wurden. Die unabhängigen Variablen stellen die terrestrisch ermittelten lokalen Koordinaten dar.

$$x' = a_0 + a_1x + a_2y + a_3x^2 + a_4y^2 + a_5xy \quad \text{Gleichung 1}$$

$$y' = b_0 + b_1x + b_2y + b_3x^2 + b_4y^2 + b_5xy \quad \text{Gleichung 2}$$

$x, y$  = x- bzw. y-Komponente der lokalen Einzelbaumpositionen (terrestrisch)

$x', y'$  = x- bzw. y-Komponente der Koordinaten im Referenzsystem ETRS89/UTM Zone 33N

$a_{0...5}$  = Koeffizienten des linearen Modells für die x-Komponenten

$b_{0...5}$  = Koeffizienten des linearen Modells für die y-Komponenten

```
Call:
lm(formula = x89 ~ x1 + y1 + I(x1^2) + I(y1^2) + I(x1 * y1))

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-0.37844 -0.16402  0.03887  0.15619  0.33842

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  3.262e+05  3.829e-01  851816.961 < 2e-16 ***
x1           1.010e+00  1.043e-02   96.888 1.44e-13 ***
y1          -2.663e-02  1.596e-02   -1.668  0.134
I(x1^2)     -1.141e-04  8.213e-05   -1.389  0.202
I(y1^2)     1.797e-04  1.659e-04    1.084  0.310
I(x1 * y1)  1.206e-04  7.704e-05    1.565  0.156
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.261 on 8 degrees of freedom
Multiple R-squared:  1, Adjusted R-squared:  0.9999
F-statistic: 4.849e+04 on 5 and 8 DF, p-value: < 2.2e-16
```

Abbildung 11: R-Ausgabe für die Anpassung des linearen Modells zur Schätzung der x-Komponente im Koordinatenreferenzsystem ETRS89/UTM Zone 33N

```
Call:
lm(formula = y89 ~ x1 + y1 + I(x1^2) + I(y1^2) + I(x1 * y1))

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-0.6146 -0.1916  0.0872  0.2503  0.6104

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  5.593e+06  7.189e-01  7.781e+06 < 2e-16 ***
x1          -3.917e-03  1.957e-02  -2.000e-01  0.846
y1           9.913e-01  2.996e-02  3.308e+01  7.6e-10 ***
I(x1^2)     -6.293e-06  1.542e-04  -4.100e-02  0.968
I(y1^2)     9.485e-05  3.114e-04  3.050e-01  0.768
I(x1 * y1)  4.967e-05  1.446e-04  3.430e-01  0.740
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.4899 on 8 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.9998, Adjusted R-squared:  0.9997
F-statistic: 7815 on 5 and 8 DF, p-value: 1.584e-14
```

Abbildung 12: R-Ausgabe für die Anpassung des linearen Modells zur Schätzung der y-Komponente im Koordinatenreferenzsystem ETRS89/UTM Zone 33N

Für beiden Positionskomponenten konnten auf diese Weise gute Anpassungsergebnisse erzielt werden. Die R-Ausgaben der beiden linearen Modelle sind in Abbildung 11 und Abbildung 12 aufgeführt. Da für die x-Komponente das Interzept ( $a_0$ ) positiv und signifikant sowie der Koeffizient  $a_1$  signifikant und größer eins sind, handelt es um eine Verschiebung und leichte Streckung der lokalen Koordinaten. Für die y-Komponenten kann auf gleiche Weise eine Verschiebung mit leichter Stauchung auf der Grundlage signifikanter Koeffizienten  $b_0$  und  $b_2$  interpretiert werden. Die so angepassten linearen Modelle können nun auf alle terrestrisch erhobenen Koordinaten angewendet werden. Dies umfasst sowohl die terrestrischen Baumkoordinaten sowie die Eckpunkte des Marteloscops und liegen somit schlussendlich in georeferenzierter Form vor, was weitere Auswertungen der UAV-Laserscandaten ermöglicht.

Die Modellanpassung liefert damit zugleich eine Aussage über die bestehenden Abweichungen zwischen der Aufnahme im Wald und den Positionen aus Punktwolken, welche zum Teil aus der unterschiedlichen Lage von Krone und Stamm resultieren. Perspektivisch wird, insbesondere bei Laubbäumen das Verfahren auf besser vergleichbare Stammtreffer modifiziert. Hier wird auf die weitere Auswertung von Lageabweichungen verzichtet.

## Vergleich von Einzelbaumhöhen

Im Zuge dieser Untersuchung wurden abschließend die Einzelbaumhöhen der terrestrischen Messungen mit denen aus der UAV-Laserpunktwolke abgeleiteten Höhen verglichen. Hierzu werden ausschließlich die automatisiert und eindeutig über ihre Lage einander zuordenbaren Bäume verwendet. Im Marteloskop weisen einzelne Bäume ältere Kronenbrüche auf, die in den Punktwolken als Einzelkronen detektiert und mit Höhen versehen werden. Da sich die Bäume entlang einer Rückegasse häufen, sind automatisierte Zuordnungen und die anschließende Auswahl der maximalen Baumhöhe fehlerbehaftet.

Für 254 von 344 Bäumen wurden die Höhen aus dem normalisierten Digitalen Oberflächenmodell über die georeferenzierten Baumpositionen ausgelesen und grafisch den terrestrisch ermittelten Höhen gegenübergestellt. Das Resultat ist Abbildung 13 zu entnehmen. Die Punktwolke liegt nah der Winkelhalbierenden, was als positiv bewertet werden kann. Zur weiteren Überprüfung wurden zwei lineare Modelle angepasst. Das klassische lineare Modell mit Interzept weist in diesem Zusammenhang einen Standardfehler der Residuen von 0,934 auf. Der Standardfehler der Residuen für ein Modell ohne Absolutglied liegt bei 0,968.

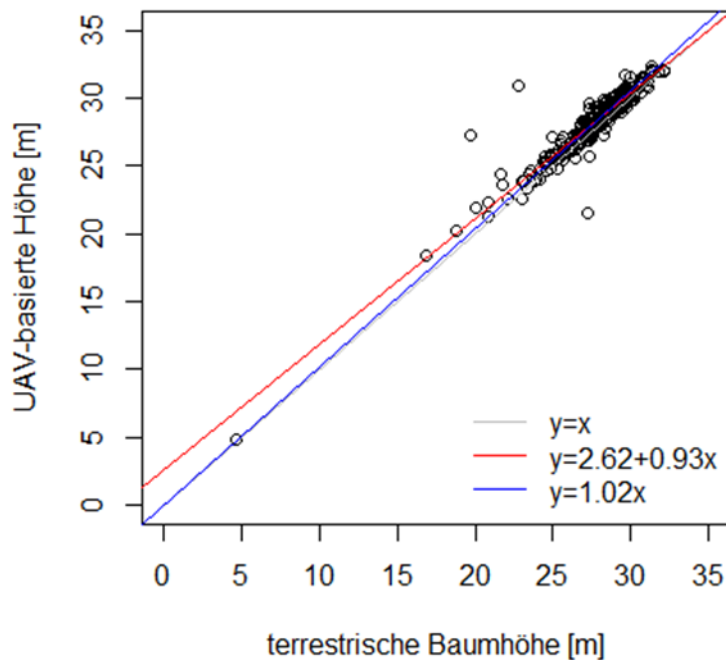


Abbildung 13: Vergleich der terrestrisch ermittelten Baumhöhen mit den auf der Basis der UAV-Daten abgeleiteten Höheninformationen

Die Grafik zeigt wenige deutliche Abweichungen auf, welche als Fehler der terrestrischen Aufnahme (Messfehler, Schreibfehler, Fehlerhafte Zuordnung von Messwert und Baum) angesehen werden können, wenngleich auch Zuordnungsfehler zwischen Baumnummer und Baumposition ohne vollständige Kontrolle vor Ort nicht ausschließbar sind.

Das Modell selbst zeigt die methodisch bedingten systematischen Abweichungen. Neben der Streuung der Residuen fallen die unterschiedlichen Steigungen auf, die aus den Messfehlern beider Verfahren resultieren. Im Mittel werden terrestrische Messungen gut reproduziert.

## Literatur

- GREENVALLEY INTERNATIONAL (2022): LiGeoreference and LiDAR360. LiDAR point cloud processing and analyzing Software [Software]. <https://greenvalleyintl.com/LiDAR360/>
- INTEGRATE NETWORK (2021): Integrate Marteloskope Eibenstock – Ausgangssituation. [http://iplus.efi.int/uploads/DE\\_InfoSheet\\_Eibenstock\\_Start.pdf](http://iplus.efi.int/uploads/DE_InfoSheet_Eibenstock_Start.pdf)
- KÖRNER, M. (2013): Informationsgehalt der Laserscandaten für die Forstwirtschaft. In: Lenkungsgruppe für die Erstellung eines landesweiten DGM2, Ministerium des Innern (Hrsg.), Digitales Geländemodell und ausgewählte Anwendungen. Potsdam, S. 22–27.
- KÖRNER, M. (2014): Gewinnung forstlicher Informationen durch flugzeuggetragenes Laserscanning. In: Landesbetrieb Forst Brandenburg (Hrsg.), Biomasseschätzung für Wälder mittels Fernerkundung und Modellierung, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe. S. 45–50.
- KRAUSE, S.; SANDERS, T.G.M.; MUND, J.-P.; GREVE, K. (2019): UAV-Based Photogrammetric Tree Height Measurement for Intensive Forest Monitoring. *Remote Sensing* 11(7): 758. <https://doi.org/10.3390/rs11070758>
- MARTENS, S. (2012): Erste Erfahrungen bei der Herleitung ertragskundlicher Parameter für Einzelbäume aus LIDAR-Daten. In: Beiträge zur Jahrestagung 2012. DVFFA – Sektion Ertragskunde, Ottenstein/Österreich.

- MUND, J.-P.; WILKE, R.; KÖRNER, M.; SCHULTZ, A. (2015): Detecting Multi-layered Forest Stands Using High Density Airborne LiDAR Data. *Journal for Geographic Information Science* : 178–188. <https://doi.org/10.1553/giscience2015s178>
- R CORE TEAM (2022): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing [Software]. <https://www.R-project.org/>
- RUIZ-BENITO, P.; VACCHIANO, G.; LINES, E.R.; REYER, C.P.O.; RATCLIFFE, S.; MORIN, X.; HARTIG, F.; MÄKELÄ, A.; YOUSEFPOUR, R.; CHAVES, J.E.; PALACIOS-ORUETA, A.; BENITO-GARZÓN, M.; MORALES-MOLINO, C.; CAMARERO, J.J.; JUMP, A.S.; KATTGE, J.; LEHTONEN, A.; IBROM, A.; OWEN, H.J.F.; ZAVALA, M.A. (2020): Available and missing data to model impact of climate change on European forests. *Ecological Modelling* 416: 108870. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108870>

# Baumwachstum an Lückenrändern. Eine Auswertung der Bergmischwaldversuche Kreuth 120-126

---

*Peter Biber, Hans Pretzsch*

*Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Technische Universität München*

## Abstract

Die vorgestellte Studie ist bereits veröffentlicht (BIBER u. PRETZSCH 2022); daher beschränkt sich dieser Beitrag auf eine Kurzfassung: Die Struktur und Dynamik mitteleuropäischer Wälder ist zunehmend durch Lücken im Kronendach gekennzeichnet, die entweder durch zufällige Störungen oder durch geplante waldbauliche Maßnahmen entstehen. Es bleibt jedoch unklar, ob das Zuwachsverhalten von Lückenrandbäumen durch bestehende Standardmodelle ausreichend erfasst werden kann. Um solche Effekte zu testen, wurden Daten aus einer Reihe von Langzeitversuchen in süddeutschen Bergmischwäldern herangezogen. Parallel dazu wurde eine Methode zur automatisierten Erkennung von Kronendachlücken und Lückenrandbäumen anhand solcher Daten entwickelt. Es zeigte sich, mit einer plausiblen Rangfolge der Hauptbaumarten, dass der Grundflächenzuwachs von Lückenrandbäumen etwa 15-30 % über dem liegt, was mit einem klassischen räumlichen Konkurrenzindex abgebildet werden konnte. Unsere Ergebnisse deuten außerdem darauf hin, dass sich die Exposition gegenüber einer Lücke längerfristig auf das Baumwachstum auswirkt, selbst wenn sich die Lücke wieder geschlossen hat. Im Hinblick auf solche langfristigen Auswirkungen spielt die Baumgröße bei der ersten Exposition eine entscheidende Rolle, wobei eine starke artspezifische Differenzierung vorliegt. Die Ergebnisse legen nahe, dass die Auswirkungen der Lückenexposition auf das Baumwachstum angesichts ihrer Größenordnung in Waldwachstumsmodelle einbezogen werden sollten.

## Literatur

BIBER, P.; PRETZSCH, H. (2022): Tree growth at gap edges. Insights from long term research plots in mixed mountain forests. *Forest Ecology and Management* 520: 120383. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120383>



# Waldbezogene „*naturbasierte Lösungen*“ im Rahmen der aktuellen Klimaschutzregulierungen

---

Joachim Rock

Thünen Institut für Waldökosysteme

## Zusammenfassung

Der Begriff „*naturbasierte Lösungen*“ wird im 6. Sachstandsbericht des IPCC vor allem im Zusammenhang mit Anpassungsmaßnahmen genannt, jedoch auch im Kontext von Minderungsmaßnahmen genutzt (IPCC 2022a, 2022b). Er kommt ursprünglich aus dem Natur- und Artenschutzkontext und bezeichnet dort Maßnahmen, die Vorteile für Mensch und Natur (-schutz) bewirken (COHEN-SACHAM et al. 2016, MAES et al. 2018, UNEA 2022). Entsprechende Maßnahmen sind in der Regel in den Sektoren Landwirtschaft oder LULUCF verortet und mit Landbewirtschaftung verbunden. Im Rahmen der Novellierung des Klimaschutzgesetzes (KSG) 2022 und des „*Fir for 55-Package*“ der EU (speziell EU-LULUCF-Verordnung, EUROPEAN PARLIAMENT 2018) wurden für den Sektor LULUCF Minderungsziele gesetzt, die auch über „*naturbasierte Lösungen*“ erreicht werden können oder müssen. Entsprechende Maßnahmenvorschläge liegen aus dem Klimaschutzprogramm 2030 (BMU 2019), dem Aktionsprogramm natürlicher Klimaschutz (BMUV 2022) und dem Klimaschutz-Sofortprogramm der Bundesregierung (BUNDESREGIERUNG 2021) vor. Auch der angekündigte Einschlagsstopp in alten Buchenwäldern in öffentlichem Besitz, der im Koalitionsvertrag vereinbart wurde (SPD et al. 2021), zählt zu diesen Maßnahmen. Zwischen diesen Zielen und projizierten Entwicklungen (selbst mit Klimaschutzmaßnahmen) besteht nicht nur in Deutschland eine deutliche Diskrepanz. Die Kalamitäten der letzten Jahre verschärfen die Situation zusätzlich durch den Verlust zuwachsstarker Bestände. Die in den angesprochenen Programmen vorgeschlagenen Maßnahmen (Erstaufforstung, extensivierte Laubholznutzung, Einschlagstopp in alten Buchenwäldern) kompensieren weder die kalamitätsbedingten Zuwachsverluste oder die alterungsbedingt zu erwartenden Zuwachsrückgänge, sind in Summe also bereits bei der Sicherung des Status quo unterdimensioniert. Darüber hinaus bremsen sie in ihrer Wirkung den laufen den Zuwachs als Motor der Brutto-Senkenleistung und verschärfen die Problematik der sektoralen Klimaszutzziele zusätzlich.

## Einleitung

Der Begriff „*naturbasierte Lösungen*“ wird im 6. Sachstandsbericht des IPCC vor allem im Zusammenhang mit Anpassungsmaßnahmen genannt, jedoch auch im Kontext von Minderungsmaßnahmen genutzt (IPCC 2022a, 2022b). Er kommt ursprünglich aus dem Natur- und Artenschutzkontext und bezeichnet dort Maßnahmen, die Vorteile für Mensch und Natur (-schutz) bewirken (COHEN-SACHAM et al. 2016, MAES et al. 2018, UNEA 2022). Entsprechende Maßnahmen sind in der Regel in den Sektoren Landwirtschaft oder LULUCF verortet und mit Landbewirtschaftung verbunden:

*“Nature-based Solutions provide adaptation and mitigation benefits for climate change as well as contributing to other sustainable development goals (high confidence). Effective nature-based climate mitigation stems from inclusive decision-making and adaptive management pathways that deliver climate-resilient systems serving multiple sustainable development goals. Robust decision-making adjusts management pathways as systems are impacted by on-going climate change. Poorly conceived and designed nature-based mitigation efforts have the*

*potential for multiple negative impacts, including competing for land and water with other sectors, reducing human well-being and failing to provide mitigation that is sustainable in the long-term (high confidence)."*

(IPCC 2022a, Cross Chapter Box NATURAL, S. 2-132 - 2-139)

Aus forstlicher Sicht ist der Ansatz lange bekannt, die gesamte Disziplin beruht schließlich auf dem Ausnutzen (und Steuern) natürlicher Prozesse und der zitierte Auszug aus dem AR6 könnte auch „forstliches business as usual“ beschreiben. Im Rahmen der Novellierung des Klimaschutzgesetzes (KSG) 2022 und des „Fir for 55-Package“ der EU (speziell EU-LULUCF-Verordnung, EUROPEAN PARLIAMENT 2018) wurden für den Sektor LULUCF Minderungsziele gesetzt, die auch über „naturbasierte Lösungen“ erreicht werden können bzw. müssen. Entsprechende Maßnahmenvorschläge liegen aus dem Klimaschutzprogramm 2030 (BMU 2019), dem Aktionsprogramm natürlicher Klimaschutz (ANK, BMUV 2022) und dem Klimaschutz-Sofortprogramm der Bundesregierung (KSP, BUNDESREGIERUNG 2021) vor. Hierbei sind Auch der angekündigte Einschlagsstopp in alten Buchenwäldern in öffentlichem Besitz, der im Koalitionsvertrag vereinbart wurde (SPD et al. 2021), zählt zu diesen Maßnahmen. Das KSG und die EU-LULUCF-VO setzen Emissionen aus Referenzjahren als Basis und addieren zusätzliche gewünschte Minderungsbeiträge hierauf. Diese sind nicht wissenschaftlich begründet bzw. es ist keine nachvollziehbare Begründung publiziert worden. Zwischen diesen Zielen und projizierten Entwicklungen (selbst mit Klimaschutzmaßnahmen) besteht nicht nur in Deutschland eine deutliche Diskrepanz. Die Kalamitäten der letzten Jahre verschärfen die Situation zusätzlich durch den Verlust zuwachsstarker Bestände. In diesem Beitrag wird analysiert, wie groß diese Deckungslücke zu erwarten ist, vorgestellt, welche Maßnahmenvorschläge existieren, welche Wechselwirkung sie ggf. mit Wald haben und erläutert, welche Herausforderungen für die Waldbewirtschaftung hieraus resultieren können.

## Material

Der Sektor LULUCF war in Deutschland 2020 eine Senke (Abb. 1) mit einer Netto-Treibhausgaseinbindung von insgesamt -11,3 Mt CO<sub>2</sub>-Äq. a<sup>-1</sup>. Die größten Emissionen stammen in diesem Sektor aus der Landnutzung (Ackerland, Grasland), die Senkenleistung wurde durch Wald und Holzprodukte sichergestellt.

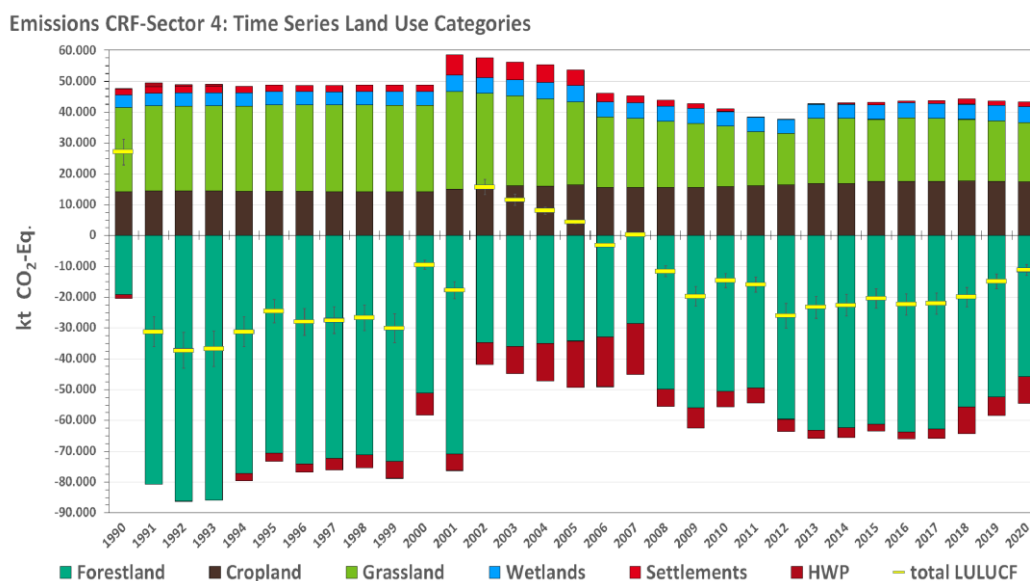


Abbildung 1: Nettoemissionen im Landnutzungssektor nach Landnutzungskategorie

Emissions CRF-Sector 4: Time Series Pools

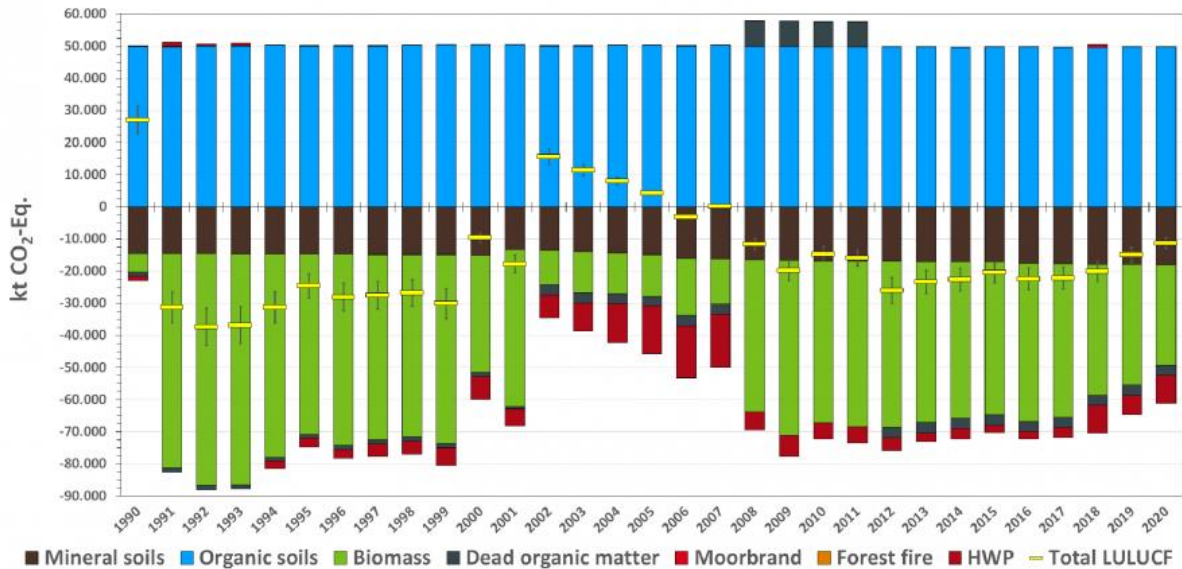


Abbildung 2: Nettoemissionen im Landnutzungssektor nach Speicher

Auf die einzelnen Pools bezogen waren organische Böden Hauptquelle, gefolgt von (zeitweise) Totholz und (vereinzelt) HWP und Waldbrand (Abb. 2). Die Senkenleistung beruht auf mineralischen Böden und lebender Biomasse, die anders als der Boden eine deutliche Variabilität über die Zeit aufweist. Die im KSG gesetzten Minderungsziele für 2030 und 2040 wurden historisch zuletzt in den frühen 1990er Jahren erreicht, das Ziel für 2045 nicht seit 1990. In den frühen 1990ern waren Waldaufbau und Holzeinschlag (Abb. 3) jedoch deutlich anders als aktuell.

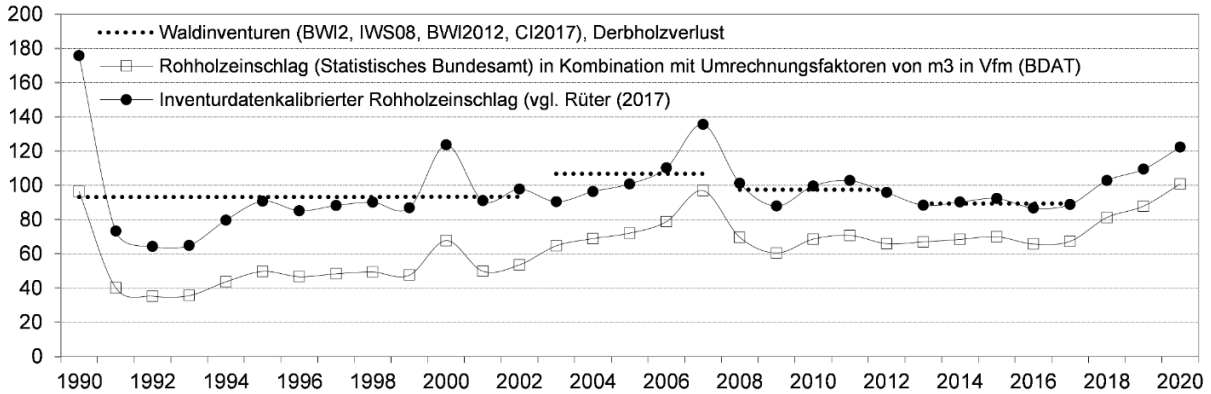


Abbildung 3: Zeitreihe der Abgänge und des Einschlags. Die offizielle Statistik erfasst nicht alle Abgänge, die in den Inventuren erhoben wurden (NIR 2022)

Das KSG setzt für den Sektor LULUCF die folgenden Minderungsziele (absolut) fest (Tab. 1):

Tabelle 1: Treibhausgasminderungsziele nach Klimaschutzgesetz § 3a und aktuelle Nettoemissionen im Sektor LULUCF ([Mt CO<sub>2</sub>-Äq. a<sup>-1</sup>])

|                 | THG-Minderungsziel [Mt CO <sub>2</sub> -Äq. a <sup>-1</sup> ] | Deckungslücke (Status quo) |
|-----------------|---|----------------------------|
| 2030            | -25,0   | 13,7                       |
| 2040            | -35,0   | 23,7                       |
| 2045            | -40,0   | 28,7                       |
| 2020 (NIR 2022) | -11,3   |                            |

Diese Ziele liegen unterhalb der durchschnittlichen Netto-Neueinspeicherung im Pool „lebende Biomasse“, was seitens des BMUB als Beweis für ihre Erreichbarkeit deklariert wurde. Als Grundlage der

hier vorgestellten Abschätzung dienen bisher publizierte Programme der Bundesregierung sowie vorhandene Projektionen und Erhebungen (z. B. Bundeswaldinventur 2012 (BWI 2012), Kohlenstoffinventur 2017 (CI 2017))<sup>1</sup>. Berücksichtigt wurden folgende, zumindest im Entwurf publizierte Programme.

Maßnahmenvorschläge liegen aus dem auf dem Klimaschutzplan 2050 beruhenden Klimaschutzprogramm 2030 (BMU 2019) und dem Klimaschutz-Sofortprogramm 2022 der Bundesregierung (BUNDESREGIERUNG 2021) in unterschiedlichem Umfang und Detailtiefe vor. Etwas konkretisiert werden sie im Aktionsprogramm natürlicher Klimaschutz (BMUV 2022) und der Richtlinie für Zuwendungen zu einem klimaangepassten Waldmanagement (BMEL 2022). Die Richtlinie lag zum Zeitpunkt der Erarbeitung dieser Studie noch nicht abgestimmter und zitierfähiger Form vor und konnte deshalb nur in Grundannahmen berücksichtigt werden. Auf Ebene der EU bestehen im Rahmen des „Green Deal“ und des „fit for 55-package“ Tendenzen, umfangreiche Vorgaben zur Treibhausgaseinbindung und insbesondere zur Berücksichtigung von Biodiversitätsforderungen zu machen. Für die Betrachtung der zukünftigen Anpassungs- und Minderungsmaßnahmen im Wald müssen daher die derzeit noch diskutierten Forderungen der EU-Biodiversitätsstrategie, manifestiert im Entwurf zur REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on nature restoration (EU *Nature Restoration Law*, in Vorbereitung), berücksichtigt werden.

Die EU-Biodiversitätsstrategie sieht im Entwurf vor, wenigstens 30 % der Fläche eines Mitgliedsstaates perspektivisch als „Schutzgebiet“ auszuweisen, wovon 10 % „streng geschützt“, d. h. nach aktueller Lesart „ohne direkten menschlichen Einfluss“ sein sollen. Es ist derzeit noch unklar, ob dies wirklich eine Nutzungsaufgabe darstellen muss, oder ob Maßnahmen zur Erhaltung eines bewirtschaftungsbedingten naturschutzfachlich hochwertigen Zustands weiterhin durchgeführt werden können oder gar müssen. Der Entwurfstext sieht in den Erläuterungen eine gleichmäßige Verteilung der Schutzgebiete über die Landnutzungskategorien vor, was sich so aber nicht im Legislativtext wiederfindet. Demnach könnte statt einer „Rasenmäherquote“ die auf die Gesamtfläche bezogenen z. B. 10 % „besonders geschützte Gebiete“ nur in einer Kategorie ausgewiesen werden. Die Schutzverpflichtungen richten sich auch nach den vorkommenden und potentiellen Lebensraumtypen, was für zusätzliche Unklarheiten sorgt. Die Formulierungen können so verstanden werden, dass z. B. auf derzeit landwirtschaftlich genutzten Flächen Wald-Lebensraumtypen wieder angelegt werden müssten.

Das ANK enthält folgende explizit waldbezogene Maßnahmen:

- Erstaufforstungen naturnaher Wälder (geplant sind von 2023 bis 2030 jährlich 10.000 ha),
- ein Einschlagstopp in alten, naturnahen Buchenwäldern in öffentlichem Besitz
- eine befristete Extensivierung der Laubholznutzung,
- die Einführung einer „Guten Fachliche Praxis“ ins Bundeswaldgesetz.

Besonderer Wert wird bei allen Maßnahmen auf Naturnähe und einen Bezug zur bzw. Schwerpunktsetzung auf die „potenziell natürliche Vegetation“ oder „standortheimische“ Baumarten gelegt. Weitere Maßnahmenpakete mit Waldbezug im ANK sind Moorrenaturierung (inkl. Verminderung und Stopp der Torfnutzung), Auen, das „Projekt Klimawildnis“, ein Programm zur Sicherung von kleineren Wildnisflächen (< 1.000 ha) und Boden. Was an einer „guten fachlichen Praxis“ explizit klimawirksam sein soll wird nicht ausgeführt.

---

<sup>1</sup> <https://bwi.info/>

## Ergebnisse

### Erstaufforstung

Für Erstaufforstungen können nach Literatursauswertungen durchschnittliche Kohlenstoffaufnahme-raten um 3,5 t CO<sub>2</sub>-Äq. pro Jahr und Hektar angenommen werden (PAUL et al. 2009), das Treibhausgasinventar weist für die durchschnittliche Fläche in der Kategorie „Landnutzung (..) zu Wald“ eine Neueinspeicherung in lebender Biomasse von 3,81 t CO<sub>2</sub> jährlich aus. Dieser Wert bezieht sich aber auf alle Flächen, die innerhalb der letzten 20 Jahre bewaldet wurden. Bei den angenommenen 70.000 ha Aufforstungsflächen beträgt das Einbindungspotenzial -0,245 Mt CO<sub>2</sub>-Äq. a<sup>-1</sup> in 2030. Dem gegenüber beträgt die durchschnittliche Aufforstungsfläche nach GAK-Statistik des BMEL in den zurückliegenden Jahren im Schnitt 300 ha pro Jahr (3 % des Zieles) und die Fördermittel werden nicht ausgeschöpft. Da im ANK keine Vorschläge unterbreitet werden, wie man die Förderung für Landbesitzer attraktiver machen und die Aufforstungsflächen ausweiten könnte ist das gesetzte Ziel wahrscheinlich nicht zu erreichen.

### Einschlagsstopp in alten Buchenwäldern im öffentlichen Besitz

Eine allgemeine Definition von „alten, naturnahen Buchenwäldern“ gibt es bisher nicht. Im Rahmen einer Stellungnahme zu diesem Thema (BOLTE et al. 2022) wurden vom Thünen-Institut als Parameter ein Alter über 140 Jahre, ein Grundflächenanteil der Buche > 75 %, eine Mindestgröße von einem Hektar und die Eigentumsarten Staatswald – Land, Staatswald – Bund und Kommunalwald der Bundeswaldinventur zu Grunde gelegt. Auf Grund der ökologischen Amplitude der Buche wurden alle Traktecken der BWI, an denen Buchen vorkommen, als „naturnah“ im Sinne der Anforderung eingestuft. Nach diesen Kriterien erfüllen ca. 133.000 ha Buchenbestände diese Kriterien (Abb. 4).

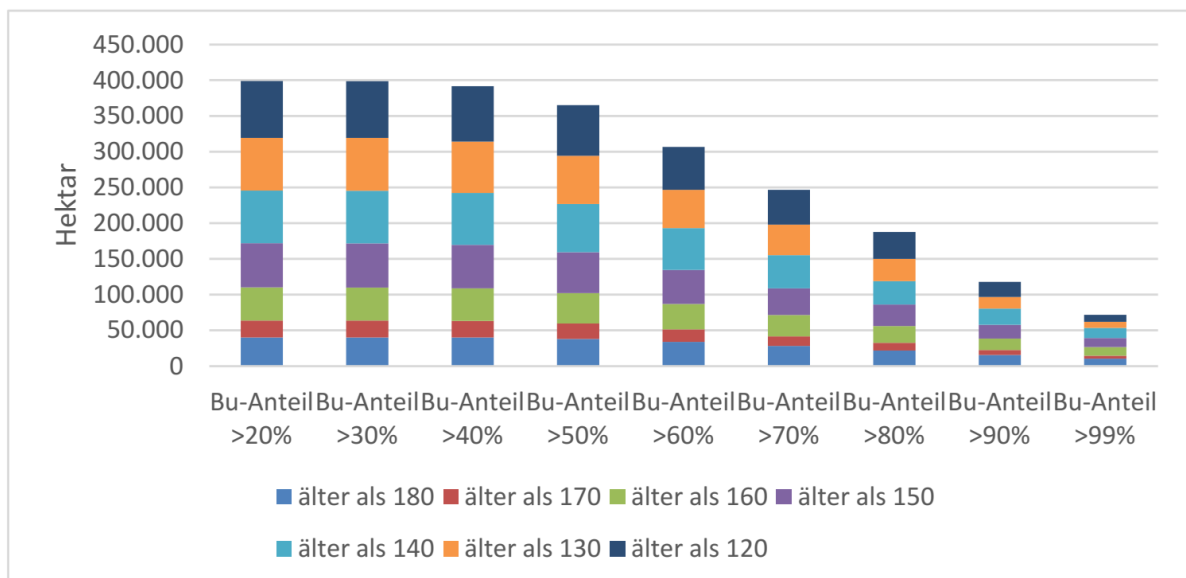


Abbildung 4: Altersklassen und Mischungsanteile in Beständen mit Rotbuche im Wald in öffentlichem Besitz in Deutschland. Roter Pfeil: Gesamtfläche nach gewählten Kriterien (s. Text)

Die Netto-Neueinspeicherung beträgt laut CI 2017 ca. 9 t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, das gesamte Potenzial somit – 1,9 Mt CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> (bis 2030, total ~125 Mt CO<sub>2</sub>). Nicht berücksichtigt sind hierbei Risiken, Mortalität und altersbedingte Zuwachsdgression (Abb. 5). Die „alten“ Buchenwälder sind weniger zuwachsstark als alle jüngeren Altersklassen, mit Ausnahme der ersten. Mit weiter steigendem Alter ist ein weiterer Rückgang zu erwarten. Buchenbestände mit einer nutzbaren Bodenwasserspeicherkapazität sind nach

einer Auswertung der klimabedingten Risiken stark gefährdet und ein Umbau angeraten. Dies betrifft ca. 44.000 ha der alten Buchenwälder in öffentlichem Besitz (BOLTE et al. 2021).

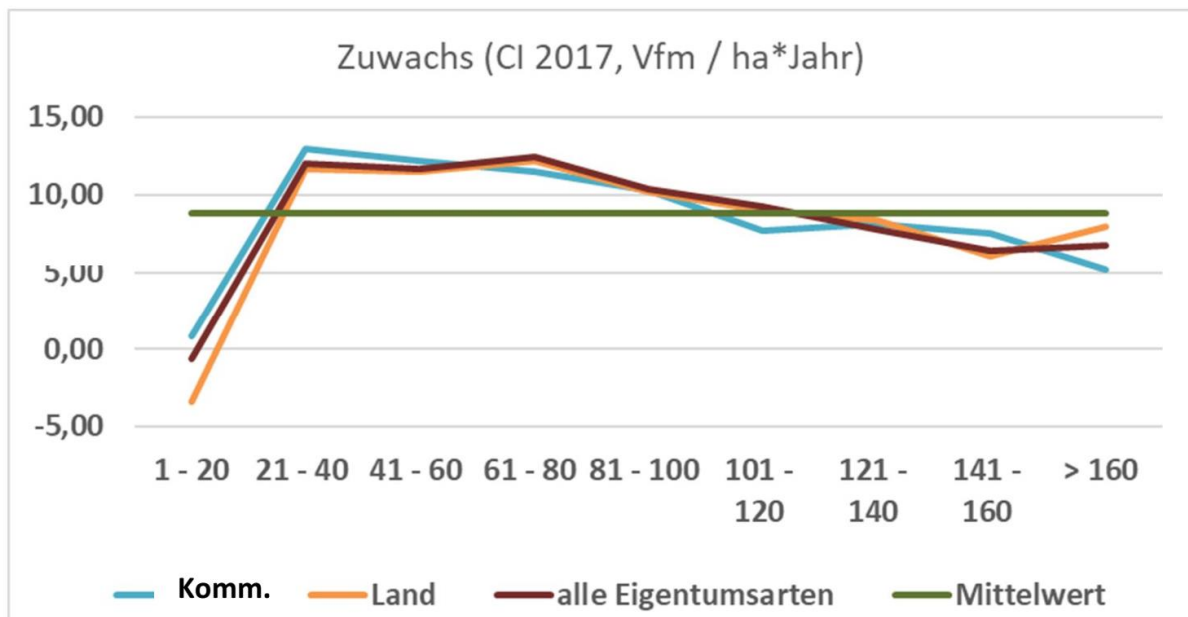


Abbildung 5: laufender (jährlicher) Zuwachs bei Buchen unterschiedlichen Alters (CI 2017), ideale Reinbestände

### Befristete Extensivierung der Laubholznutzung

Unter dieser Maßnahme wird angenommen, dass Durchforstungen und Nutzungen in Laubholzbeständen im Umfang von 10 % des bisherigen Einschlags ausgesetzt werden. Etwaige negative Folgen für die Bestandespflege werden in Kauf genommen. In den Jahren 2012 – 2017 betrug der gesamte Abgang im Laubholz ca.  $-23 \text{ Mt CO}_2 \text{ a}^{-1}$ , die Nutzungsquote (des Zuwachs) betrug damit je nach Baumartengruppe im Laubholz nur 40 – 50 %. Bei einer angenommenen Reduktion der Nutzung um 10 % betrüge die kurzfristige zusätzliche Speicherung  $-2,3 \text{ Mt CO}_2 \text{ a}^{-1}$ .

### Rahmenbedingungen – absehbare Auswirkungen der Dürrejahre 2018 ff und des Alterstrends

Den Netto-Neueinspeicherungszielen des ANK stehen verschiedene Entwicklungen gegenüber, die ebenfalls berücksichtigt werden müssen: der Zuwachstrend über das Alter des Waldes und die Einflüsse der Kalamitätsjahre 2018 – 2021.

Für die Entwicklung des Zuwachses kann hilfsweise die WEHAM 2012 herangezogen werden, da der dort abgebildete Bruttozuwachs vom Alter der Bäume abhängt und die unterlegte Bewirtschaftung hinter den aktuellen Trends („Umwandlung von Nadel- in Laubholz“ und „zunehmendes Alter“) zurückbleibt. Die Kombination aus Alterung und bewirtschaftungsbedingten Baumartenanteilsverschiebungen in den Altersklassen führt bis 2040 zu einem projizierten Zuwachsrückgang um 5 % und bis 2050 um 7 % (SCHMITZ et al. 2016). Das entspricht auf Basis der Zuwachsdaten der CI 2017  $-6,1 \text{ Mt CO}_2\text{-Äq.}$  pro Jahr in 2040 und bis  $-8,8 \text{ Mt CO}_2\text{-Äq.}$  pro Jahr in 2050.

Die Auswirkungen der Dürre und Folgeschäden sind aktuell noch nicht genau quantifizierbar. Vorliegende Schätzungen gehen von ca. 440.000 ha Schadfläche mit Totalverlust aus, was sich bei der Annahme durchschnittlicher Bestände als Verlust zu einem reinen Zuwachsverlust von ca. 5 % aufaddiert (Abb. 6). Beide Effekte dürfen nicht einfach summiert werden, da Bestände ausgefallen sind, die bei

der zukünftigen Entwicklung des Zuwachses natürlich berücksichtigt wurden. Im Anbetracht der großen Unsicherheiten dieser Schätzung wird die Summe beider Effekte in Tab. 2 als Maximalwert angenommen.

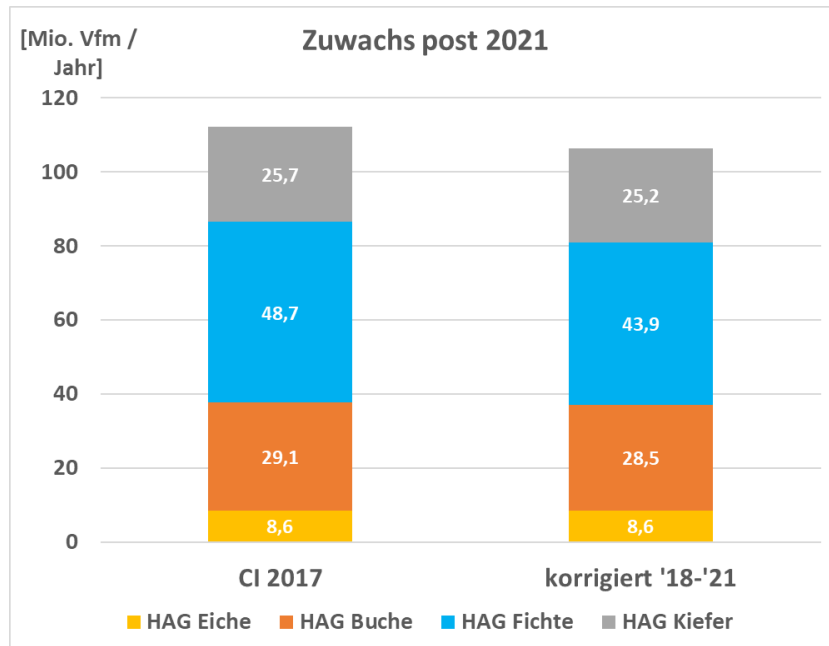


Abbildung 6: laufender jährlicher Zuwachs nach CI 2017 (links) und gutachterlich nach Korrektur um geeldete Flächenverluste der Baumarten

Im Ergebnis werden selbst bei optimistischer Schätzung der Maßnahmenerfolge im Wald diese nicht ausreichen, um den zu erwartenden, alterungsbedingten Zuwachsrückgang oder die durch die Kalamitäten 2018 – 2021 bedingten Zuwachsverluste auszugleichen.

Tabelle 2: Übersicht zu geplanten waldbezogenen „nature-based solution“-Maßnahmen und ihrer Treibhausgasminderungspotenziale (Zeithorizont 2040)

| Maßnahme                       | minimum        | maximum       | Bemerkung   |
|--------------------------------|----------------|---------------|---|
| Wiedervernässung / Moorschutz  |                | (-5)          | Rechtsrahmen aktuell bremsend                     |
| (Erst-) Aufforstung            | -0,00875       | -0,245        | Rechtsrahmen aktuell bremsend                     |
| alte Buchenwälder              | -0,035         | -1,9          | Risiko und Zuwachsdepression nicht berücksichtigt |
| Extensivierung Laubholznutzung | -2,3           | -2,3          | nur Aufschub / Nutzungsaufgabe?                   |
| <b>Summe NbS-Wald</b>          | <b>-2,3</b>    | <b>-4,4</b>   |   |
| Zuwachsverlust Dürre           |                | +5,8          | Minimum (nur Flächenverluste)                     |
| Zuwachsrückgang (WEHAM)        |                | +6,1          | bis 2040 ca. 5 % (~5 Mio. m <sup>3</sup> )        |
| <b>Saldo</b>                   | <b>(+ 9,6)</b> | <b>(+7,5)</b> |   |



## Diskussion

„Naturbasierte Lösungen“ für den Klimaschutz sollen zur Erreichung der sektoralen Minderungsziele aus dem Klimaschutzgesetz beitragen. Die Zielsetzung erfolgte auf der Basis „historischer“ Daten, so sind die beabsichtigten Netto-Emissionsziele für 2030 in den Jahren 2012 – 2015 durchaus erreicht worden. Die vorgeschlagenen Maßnahmen betreffen v. a. die Landnutzung (hier nicht weiter diskutiert), die aber als landwirtschaftliche Landnutzung nur eine begrenzte Wirkung entfalten kann. Bezogen auf die Speicher sind z. B. die Änderungen in den Nettoimmissionen für organische oder mineralische Böden vergleichsweise gering und die Höhe der Netto-Emissionen wird nahezu komplett durch die Entwicklung in der lebenden und toten Biomasse, d. h. in Wald und Holzprodukten, bestimmt.

Das Minderungsziel im Bereich „organische Böden“ bedeutete quasi die Wiedervernässung und den Stopp der Humusabbaus auf 10 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf organischen Böden mit entsprechenden regionalen Folgen für den Landschaftswasserhaushalt. Aus Moor-Renaturierungsprojekten ist bekannt, dass dies in der Regel nicht konfliktfrei und / oder schnell durchgeführt werden kann, so dass die Zielstellung für diesen wichtigen Beitrag im ANK als „wahrscheinlich nicht erreichbar“ angesehen werden muss. Bei den rein waldbezogenen Maßnahmen sind bei der Erstaufforstung Flächen geplant, die nach aktueller Lage an den Agrarbodenmärkten nicht zur Verfügung gestellt werden werden. Die geplante Förderung erhöht nämlich nicht die Förderbeträge oder ändert den Rechtsrahmen, der aktuell bei einer Aufforstung einen deutlichen und nachhaltigen Wertverlust des dann nicht mehr landwirtschaftlich nutzbaren Grundstücks bewirkt. Diese Maßnahme dürfte auf absehbare Zeit ebenfalls keine höhere als die aktuelle Wirkung entfalten. Die weiteren Maßnahmen beruhen auf Einschlagsverzicht in Laubholzbeständen, entweder dauerhaft („alte Buchenwälder“) oder temporär („extensivierte Laubholznutzung“). Der erstgenannte Ansatz ist ein Musterbeispiel für die auch bei der Vorstellung des ANK (online-Veranstaltung des BMUV am 05.09.2022) deutlich gewordene Leitidee, dass Klimaschutzleistungen im „Kielwasser“ des Biodiversitätsschutzes erbracht würden (und das „optimal“). Beide Ansätze versprechen kurzfristig eine Erhöhung des Speichers „lebende Biomasse“, sie berücksichtigen jedoch weder mögliche Zuwachsrückgänge auf Grund von Alterung und / oder zunehmender Konkurrenz und auch keine Risiken, die mit Dichte und Alter der Bestände wie auch im Klimawandel generell zunehmen können (STAUPENDAHL 2011, SEIDL et al. 2014, BRANDL et al. 2020). Gerade der Nutzungsverzicht in alten Buchenwäldern ist zudem vorrangig durch Biodiversitätsaspekte motiviert. Die waldinternen Maßnahmen sollen – grob geschätzt – eine Emissionsminderung von max. - 4,4 Mt CO<sub>2</sub>-Äq. a<sup>-1</sup> liefern, die Deckungslücke zwischen den aktuellen Nettoemissionen (-11,3 Mt in 2020) und dem „status quo ante“, d. h. vor den Kalamitäten, beträgt jedoch bereits ca. 12 Mt und müsste alleine durch die Wald-Biomasse gedeckt werden.

Den Maßnahmen stehen zusätzlich Trends gegenüber, die kurz- und mittelfristig eine Zielerreichung erschweren und bei der Erstellung des KSG nicht berücksichtigt wurden. Einerseits geht der laufende jährliche Zuwachs über die gesamte Fläche zurück, wenn man bei der aktuellen Baumarten-Altersstufen-Flächenverteilung Nutzungen und damit Verjüngung aufschiebt, andererseits haben die Kalamitäten der letzten Jahre Bestände abgetötet, die in den nächsten Jahren als Zuwachsträger fehlen. Wenn auf den entsprechenden Flächen (Voraus-) Verjüngung in den nächsten Jahren flächendeckend käme, wären in der Mitte des Jahrhunderts diese Flächen in der laut CI 2017-Auswertung zuwachsstärksten Altersklasse, was aber durch eine Baumartenverschiebung (ausgefallen sind überwiegend Fichten, als „Nachfolger“ in der Regel geplant, angefliegen oder gewünscht Laubholz) wieder gebremst wird. Da diese beiden Trends spärlich parallel laufen und teilweise dieselben Bestände betreffen bzw. betroffen haben



sind sie nicht komplett additiv. Die Saldierung mit den Maßnahmen aus dem ANK ist daher eine gewisse Unterschätzung der Effekte. Der Trend und die Größe der Differenz zwischen möglichen zusätzlichen Einsparungen und den zur Erreichung der Ziele des KSG nötigen Mengen zeigen jedoch deutlich, dass die Klimaschutzziele des ANK mit den geplanten Maßnahmen unter den aktuellen Bedingungen nicht erreicht werden können. Mittel- und langfristig wird die Zielerreichung sogar zusätzlich gefährdet, da Anpassungsmaßnahmen behindert werden und der laufende Zuwachs zusätzlich zum aktuellen Trend gebremst wird. Das Potenzial für eine entsprechende Netto-Senkenleistung wird abgesenkt, was bei steigenden Kohlenstoffbindungsanforderungen den Druck auf ein weiteres Belassen von Biomasse im Wald erhöht. Hier zeigt sich, dass das System insgesamt nicht optimal durchdacht ist und die Wechselwirkungen mit anderen Sektoren vernachlässigt: Andere (Wirtschafts-) Sektoren planen mit und benötigen zur Erreichung der jeweiligen Sektor-Klimaschutzziele Biomasse, z. B. Holz. Auf Grund der sektoralen Zielsetzungen soll der Landnutzungsbereich jedoch „*klimaneutral*“ werden indem er den anderen Sektoren die Biomasse vorenthält.

Die hier präsentierten Abschätzungen sind relativ grob. Informationen über die bei Nutzungsaufgaben möglichen maximalen und realistischen Kohlenstoffvorräte je Hektar sind (noch) rar (ROCK u. KROIHER 2021). Forschungsbedarf ergibt sich vor Allem auf dem Gebiet „*Mortalität*“, aber auch bei waldbaulichen Untersuchungen dürfte der Druck in Richtung „*Massensteigerung im Wald*“ mit vielen modernen Konzepten in Konflikt geraten. Gleichzeitig könnte es gefordert sein, Konzepte zu entwickeln, wie man möglichst hohe Vorräte möglichst lange vital und stabil erhält.

Die Effekte zunehmenden Klimawandels wurden und werden bei der hier vorgestellten Grobabschätzung ebenfalls nicht berücksichtigt. Diese wirken sich nach aktuellen Erkenntnissen nach Baumart und Region differenziert aus, so dass sich Förderung und Hemmung des Wachstums bundesweit ausgleichen können. Besondere Bedeutung bekommt hier die zukünftige Verteilung von Extremereignissen, die auch im Normalfall günstige klimatische Bedingungen übersteuern und Baumarten regional oder standortsbezogen komplett beseitigen können (siehe Beitrag von VONDERACH u. STARK 2022 in diesem Band).

## Literatur

- BMEL (2022): Bekanntmachung der Richtlinie für Zuwendungen zu einem klimaangepassten Waldmanagement. 11 S.
- BMU (2019): Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050 (Entwurf). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.
- BMUV (2022): Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz – Eckpunktepapier. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz, Berlin. 9 S.
- BOLTE, A.; HÖHL, M.; HENNIG, P.; SCHAD, T.; KROIHER, F.; SEINTSCH, B.; ENGLERT, H.; ROSENKRANZ, L. (2021): Zukunftsaufgabe Waldanpassung. AFZ/Der Wald 76(4): 12–16.
- BOLTE, A.; KROIHER, F.; ROCK, J.; DIETER, M.; BÖSCH, M.; ELSASSER, P.; FRANZ, K.; REGELMANN, C.; ROSENKRANZ, L.; SEINTSCH, B. (2022): Einschlagstopp in alten, naturnahen Buchenwäldern im öffentlichen Besitz: Definition, Vorkommen, Inventur-Kennzahlen, Gefährdung und ökonomische Bewertung. Thünen Working Paper. Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Braunschweig. 48 S. <https://doi.org/10.3220/WP1657531523000>
- BRANDL, S.; PAUL, C.; KNOKE, T.; FALK, W. (2020): The influence of climate and management on survival probability for Germany's most important tree species. Forest Ecology and Management 458: 117652. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117652>
- BUNDESREGIERUNG (2021): Klimaschutz Sofortprogramm 2022. Berlin. 9 S.

- COHEN-SACHAM, E.; WALTERS, G.; JANZEN, C.; MAGINNIS, S. (2016): Nature-based solutions to address global societal challenges. IUCN, Gland, Switzerland. 97 S. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.13.en>
- EUROPEAN PARLIAMENT (2018): Regulation (EU) 2018/841 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 on the inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry in the 2030 climate and energy framework, and amending Regulation (EU) No 525/2013 and Decision No 529/2013/EU (Text with EEA relevance). , Bd. 56. 1–25 S.
- IPCC (2022a): Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK/New York, NY, USA. 3056 S.
- IPCC (2022b): Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Working Group III contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK/New York, NY, USA. 2913 S.
- MAES, J.; BURKHARD, B.; GENELETTI, D. (2018): Ecosystem services are inclusive and deliver multiple values. A comment on the concept of nature's contributions to people. *One Ecosystem* 3: e24720. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e24720>
- PAUL, C.; WEBER, M.; MOSANDL, R. (2009): Kohlenstoffbindung junger Aufforstungsflächen. Institut und Lehrstuhl für Waldbau der Technischen Universität München. 64 S.
- ROCK, J.; KROIHER, F. (2021): Waldstilllegung für den Klimaschutz? Hinweise aus der Bundeswaldinventur. In: Beiträge zur Jahrestagung 2021. DVFFA – Sektion Ertragskunde, S. 137–149.
- SCHMITZ, F.; ROCK, J.; DUNGER, K.; MARKS, A.; SCHMIDT, U.; SEINTSCH, B. (2016): Wald und Rohholzpotenzial der nächsten 40 Jahre - Ausgewählte Ergebnisse der Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung 2013 bis 2052. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Berlin. 59 S.
- SEIDL, R.; SCHELHAAS, M.-J.; RAMMER, W.; VERKERK, P.J. (2014): Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4(9): 806–810. <https://doi.org/10.1038/nclimate2318>
- SPD; BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN; FDP (2021): Mehr Fortschritt wagen. Bündnis für Freiheit, Gerechtigkeit und Nachhaltigkeit. Koalitionsvertrag 2021 – 2025 zwischen der Sozialdemokratischen Partei Deutschlands (SPD), BÜNDNIS 90 / DIE GRÜNEN und den Freien Demokraten (FDP). Berlin. 177 S.
- STAUPENDAHL, K. (2011): Modellierung der Überlebenswahrscheinlichkeit von Waldbeständen mithilfe der neu parametrisierten Weibull-Funktion. *Forstarchiv* 82(1): 10–19.
- UNEA (2022): Nature-based solutions for supporting sustainable development. UNEP/EA.5/Res.5. United Nations Environment Assembly of the United Nations Environment Programme. 3 S.
- VONDERACH, C.; STARK, H. (2022): Erkenntnisse aus der Übertragung von klimasensitiven Wachstumsgängen aus einem öko-physiologischen Waldwachstumsmodell auf WEHAM. In: Beiträge zur Jahrestagung 2022. DVFFA – Sektion Ertragskunde, Rendsburg.

# Small forest ownership in the Czech Republic

*measures for sustainable management*

Jiří Novák<sup>1</sup>, Dušan Kacálek<sup>1</sup>, David Dušek<sup>1</sup>, Jiří Remeš<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Forestry and Game Management Research Institute, Research Station at Opočno, Czech Republic

<sup>2</sup>Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech Republic

## Abstract

There many people who own forested private lands with areas ranging from 0,1 to 50 hectares, which totals more than 300 thousand hectares in Czechia. The others, who take care of areas between 50 and many-1000s hectars, represent ca one third of the total private forested areas. Their number is, however, incomparably lower than the small-forest ones. Simply summarised, the small owners represent not only larger land but these are also many more brains thinking of their property functions. However, these people differ in their approaches, and also their associations have not yet represented all issues the small owners need. To improve that, the project focusing on (i) proposals of management measures tailored to a type of forest estate, (ii) recommendations helping state authorities make decisions and (iii) proposals for subsidy policy adjustment began in 2021. The tool chosen to achieve the project objective is a direct transfer of knowledge and demonstration of recommendations to the stakeholders.

## Forest ownership in the Czech Republic

Current structure of forest ownership is a result of both historical development (inheritance, sales and purchases of property) and political influences (land reforms, property nationalization, restitution) in the Czech Republic (Fig. 1). Share of non-state forests is ca 46 % (i. e. 1.2 million hectares) and consists of individual private owners (19 %), municipal and urban forests (17 %), church forests (5 %), legal entities (3 %), forest cooperatives and companies (1 %) and others (1 %, Fig. 2).

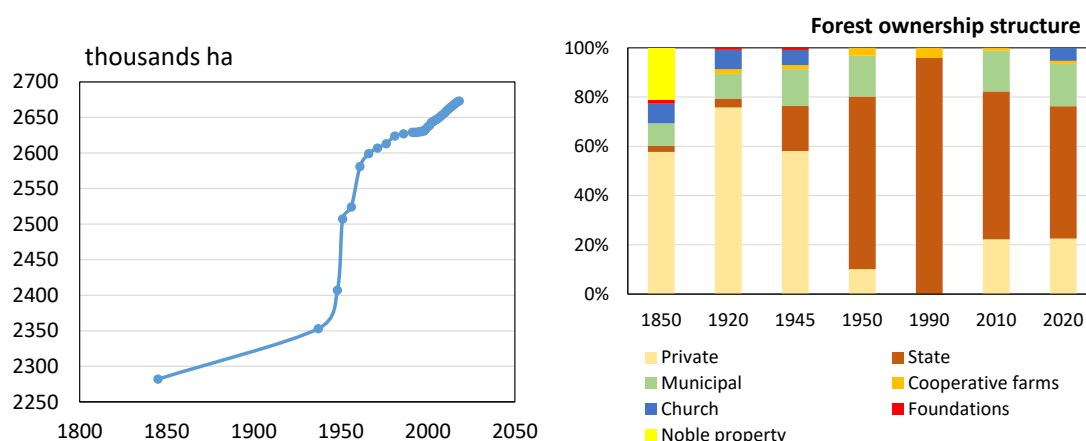


Figure 1: Increasing area of forested land (left) and shifts in ownership share over 170 years (right) in the Czech republic (according to today's area of country). Source: [www.uhul.cz](http://www.uhul.cz)

From the forest management point of view, area of individual managed units is more important. Over 56 % (262 thousands ha) of individual private ownership does not reach the area of 10 ha. Moreover, extremely small forest area (up to 1 ha) has a total of ca 267 thousands private owners (Tab. 1).

There are two basic ways for forest management in small properties: (a) together with other small owners into cooperatives or economic associations, or (b) individual management. Traditional system based on age and space structured forestry is sustainable on large areas. However, the association of owners is not very developed in the Czech Republic, also due to the historical interruption of property rights in socialism period. For second way (b) is optimal to use „close-to-nature“ management leading to uneven-aged, mixed and structured stands. However, this direction will probably be difficult and long-term due to actual bark-beetle calamity (often the entire property is affected) or different access of small owners to property (categories from enthusiasm through compliance with legal measures to complete disinterest).

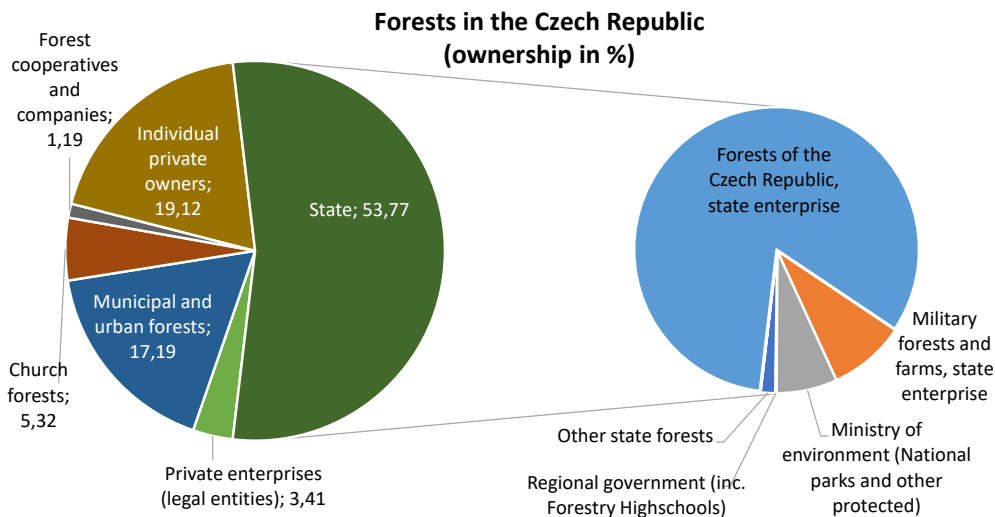


Figure 2: Recent ownership showing both state and non-state owners of the forested lands in the Czech Republic. Source: www.uhul.cz

There are two basic ways for forest management in small properties: (a) together with other small owners into cooperatives or economic associations, or (b) individual management. Traditional system based on age and space structured forestry is sustainable on large areas. However, the association of owners is not very developed in the Czech Republic, also due to the historical interruption of property rights in socialism period. For second way (b) is optimal to use „close-to-nature“ management leading to uneven-aged, mixed and structured stands. However, this direction will probably be difficult and long-term due to actual bark-beetle calamity (often the entire property is affected) or different access of small owners to property (categories from enthusiasm through compliance with legal measures to complete disinterest).

Table 1: Fragmentation of the private forest properties in the Czech Republic - individual persons.

| Category (ha)     | Number of owners | Share           | Area (ha)      | Share           |
|-------------------|------------------|-----------------|----------------|-----------------|
| >10000            | 1                | 0.00 %          | 16 916         | 3.64 %          |
| >1000 and <=10000 | 24               | 0.01 %          | 65 042         | 13.99 %         |
| >250 and <=1000   | 78               | 0.02 %          | 36 604         | 7.88 %          |
| >100 and <=250    | 162              | 0.05 %          | 25 539         | 5.49 %          |
| >50 and <=100     | 170              | 0.05 %          | 12 002         | 2.58 %          |
| >10 and <=50      | 2 639            | 0.76 %          | 46 495         | 10.00 %         |
| >5 and <=10       | 7 738            | 2.23 %          | 52 015         | 11.19 %         |
| >3 and <=5        | 13 116           | 3.79 %          | 49 929         | 10.74 %         |
| >1 and <=3        | 55 487           | 16.02 %         | 95 195         | 20.48 %         |
| >0.5 and <=1      | 47 960           | 13.85 %         | 34 483         | 7.42 %          |
| >0.1 and <=0.5    | 103 628          | 29.92 %         | 26 644         | 5.73 %          |
| <=0.1             | 115 342          | 33.30 %         | 3 941          | 0.85 %          |
| <b>Total</b>      | <b>346 345</b>   | <b>100.00 %</b> | <b>464 806</b> | <b>100.00 %</b> |

## Project introduction

To improve the situation in small-forest properties, the project „*Sustainable management in small-owner forest estates*“ (supported by Ministry of Agriculture in 2021-2023) began. Its objective is to develop a basis for improvement of management practices applied by the owners. Based on the up-to-date knowledge, the management approaches will be modified and verified including their economic evaluation. Particular objectives such as proposal of management measures tailored to a type of forest estate, recommendations helping state authorities make decisions and a proposal for subsidy policy adjustment will be formulated. The specific objective of the project is a direct transfer of knowledge and demonstration of recommendations to the stakeholders.

## Expected outputs

Wide spectrum of results are planned, both publication (articles in journals) and applied (certified methodologies, results implemented by funding body, workshops for small owners). For continuously emerging outputs of the project see information on the web <https://starfos.tacr.cz/en/project/QK21020371>

## Acknowledgements

Research is supported by Ministry of Agriculture of the Czech Republic – project “Sustainable management in small-owner forest estates” (QK21020371) and institutional support (MZE-RO0118).

# Effect of different stand structures on Scots pine (*Pinus sylvestris*) and sessile oak (*Quercus petraea*) growth in the lower altitudinal zones

---

Jakub Černý, David Dušek

Forestry and Game Management Research Institute, Department of Silviculture, Czech Republic

## Introduction

Due to ongoing climate change (GCC) characterised by increasing annual mean air temperatures and changes in the distribution of precipitation within the growing season (CAVIN et al. 2013, SEIDL et al. 2017), forests ecosystems are frequently threatened by abiotic factors (SEIDL et al. 2017). Moreover, increasing air temperatures decrease tree species' radial growth and change forest ecosystems' hydrological regime (ADAMS et al. 2012), decreasing multiple ecosystem services (BOTTERO et al. 2021). In addition, biotic factors attack weakened forest stands in Central Europe (HLÁSNÝ u. TURČÁNI 2013). However, mixed stands, i.e. increasing tree species diversity in forest stands, seem to be a promising adaptation strategy for sustainable forest management in risk-forecasted climatic conditions (PRETZSCH et al. 2021, PRETZSCH u. SCHÜTZE 2021). In addition, mixtures can outperform even-aged monospecific stands from the viewpoint of stand productivity (JACTEL et al. 2018) because they can be denser (PRETZSCH 2014) and more efficient in utilisation of sources (water, radiation, nutrients; e. g. FORRESTER u. ALBRECHT 2014). The higher productivity of mixed stands than in monocultures can be amplified in drought periods (STECKEL et al. 2020). There are several studies concerning producing and non-producing functions or silvicultural prescriptions in mixtures consisting of main European tree species (e. g. STECKEL et al. 2020, PRETZSCH et al. 2020, 2021, DEL RÍO et al. 2022, MARTIN-BLANGY et al. 2022). However, these studies devote only to even-aged mixed stands. Thus, much more attention should also be engaged to studies of uneven-aged mixtures because they are recommended as suitable adaptation strategies of forestry under GCC conditions (see [www.frameadapt.cz](http://www.frameadapt.cz)), especially for oak in lower and beech in higher altitudes whose representation will increase in the Czech Republic based on climate scenarios (METTE et al. 2013, HANEWINKEL et al. 2013). The presented contribution aims to compare fundamental parameters (DBH, tree height, crown ratio) in forest stands with different structures, particularly monocultures vs even-aged mixed stands vs uneven-aged mixtures.

## Material and methods

We have selected and established two A-B-C series for this study, also called triplets (A: even-aged monospecific stand; B: even-aged two species mixture; C: uneven-aged multi-species mixed stand) at the lower altitude in the North-East part of Bohemia for this study. The stand selection criteria and guidelines for plot establishment entirely followed the previous REFORM project protocol. Specifically, all research plots with rectangular or square shapes (an area of at least 0.5 ha per triplet) reflected similar site and weather conditions, and all studied stands within the series resembled each in age to each other. Variants A and B represented mono-layered structures, and B also typified individual tree mixtures to eliminate possible distortion of the mixing effect elicited by small or larger groups. Both series were selected in the stands with no thinning application in the past 15 years, and all stands also include a buffer zone involving trees interfering with the studied plot by their crowns to avoid the edge effect.

## Study sites

The study was conducted in 94-year-old Scots pine (Hradec Kralove; 50.18 N, 15.97 E) and 111-year-old sessile oak stands (Polanky; 50.205 N, 16.021 E) for A variant, respectively (Fig. 1). Variants B and C with the same ages were always located in the close vicinity of the monoculture. Site conditions were classified as nutrient-poor sandy soils (*Pineto-Quercetum oligotrophicum (arenosum)*) and acid soils (*Fageto-Quercetum acidophilum*) in Hradec Kralove and Polanky, respectively.

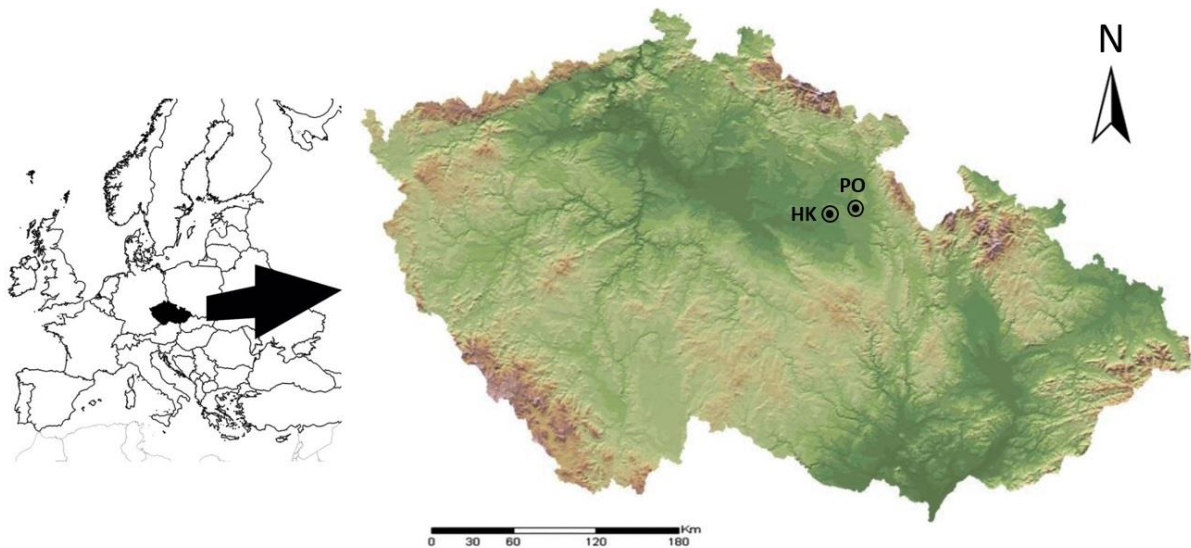


Figure 1: Localisation of triplets in North-East Bohemia

## Forest inventory

Each research plot within triplets was established using a GNSS TRIMBLE Geoexplorer 6000 (TRIMBLE, USA). All trees presented in the studied stands and specimens in the buffer zone with a diameter of more than 4 cm were numbered in ascending order and measured. In 2022, tree positions and crown radii in four cardinal directions (N, E, S, W) were measured using Field-Map technology (IFER, CR). Diameters at the breast height (DBH), tree heights (H) and heights of the living crown were measured using a calliper with an accuracy of 0.1 cm and electronic hypsometer Vertex IV (Häglof, Švédsko) with a precision of 0.1 m. The crown ratio (CR) was calculated as  $CR = \text{crown length} / \text{tree height}$  (KUPREVICIUS et al. 2013).

## Data processing

The data analysis was performed in R 4.1.2 (R CORE TEAM 2021) using generalised linear models with mixed effects. Only trees of the main tree species from the upper layer (Scots pine for Hradec Kralove and sessile oak for Polanky) were filtered and subjected to analysis.

## Results

A preliminary assessment found no significant dependency of stand structure (A, B, C) on DBH, H, and crown ratio (Fig. 2 and 3). However, significant differences in DBH, H, and CR between Scots pine and sessile oak were revealed in the case of even-aged two-species mixtures where Scots pine was more advanced in stem thickness and tree height with significantly shorter relative crown lengths.



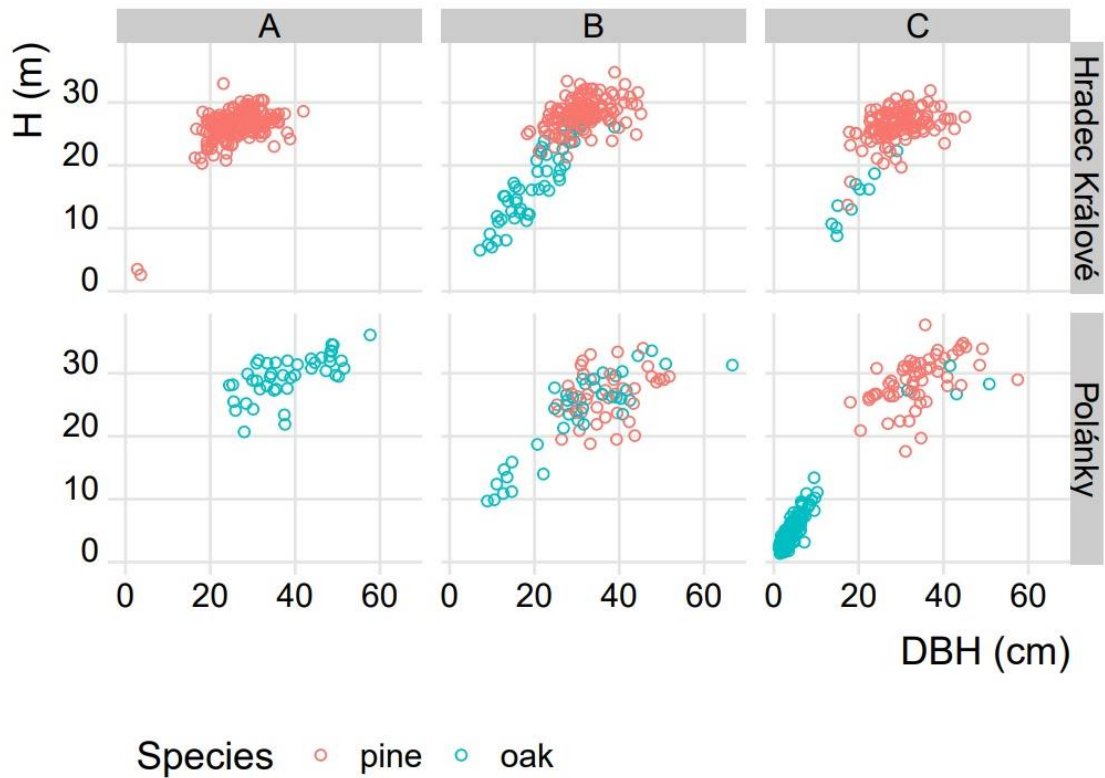


Figure 2: Tree height and stem diameter distribution in the forest stands with different structures in Hradec Kralove and Polanky. H: tree height; DBH: diameter at the breast height (1.3 m above the ground); A: even-aged monospecific stand; B: even-aged two-species mixture; C: uneven-aged multi-species mixed stand

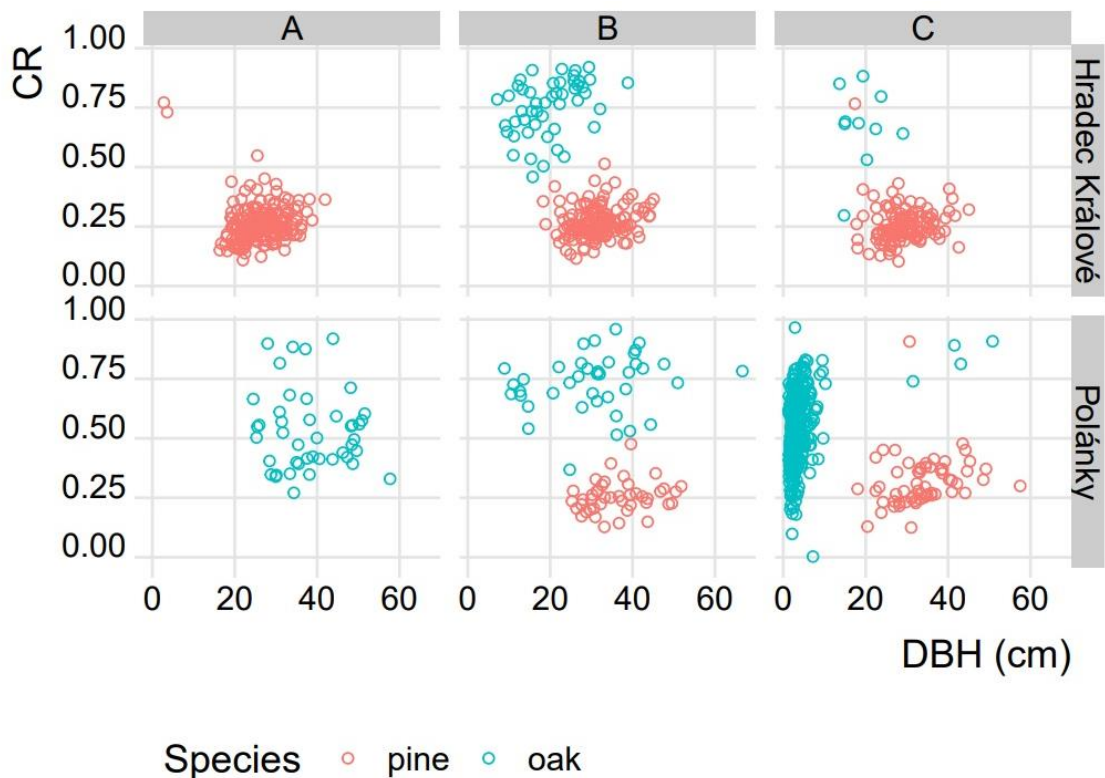


Figure 3: Crown ratio and stem diameter distribution in the forest stands with different structures in Hradec Kralove and Polanky. CR: crown ratio; DBH: diameter at the breast height (1.3 m above the ground); A: even-aged monospecific stand; B: even-aged two-species mixture; C: uneven-aged multi-species mixed stand



## Conclusion

Since only part of the dataset from newly established seven triplets (monocultures vs even-aged two-species mixture vs uneven-aged multi-species mixed stand) located along an altitudinal gradient in the Czech Republic was presented, climate smartness, long-term productivity, soil characteristics, protective functions, wood quality, water provision and stability of forest stands with different structures will be evaluated and published.

## Acknowledgements

The presented study was funded by the IGA-LDF-22-TP-102 project, the Ministry of Agriculture of the Czech Republic, institutional support MZE-RO0118, and by the European Union Horizon-2020, grant agreement No 952314.

## Literature

- ADAMS, H.D.; LUCE, C.H.; BRESHEARS, D.D.; ALLEN, C.D.; WEILER, M.; HALE, V.C.; SMITH, A.M.S.; HUXMAN, T.E. (2012): Ecohydrological consequences of drought- and infestation- triggered tree die-off: insights and hypotheses. *Ecohydrology* 5(2): 145–159. <https://doi.org/10.1002/eco.233>
- BOTTERO, A.; FORRESTER, D.I.; CAILLERET, M.; KOHNLE, U.; GESSLER, A.; MICHEL, D.; BOSE, A.K.; BAUHUS, J.; BUGMANN, H.; CUNTZ, M.; GILLEROT, L.; HANEWINKEL, M.; LÉVESQUE, M.; RYDER, J.; SAINTE-MARIE, J.; SCHWARZ, J.; YOUSEFPOUR, R.; ZAMORA-PEREIRA, J.C.; RIGLING, A. (2021): Growth resistance and resilience of mixed silver fir and Norway spruce forests in central Europe: Contrasting responses to mild and severe droughts. *Global Change Biology* 27(18): 4403–4419. <https://doi.org/10.1111/gcb.15737>
- CAVIN, L.; MOUNTFORD, E.P.; PETERKEN, G.F.; JUMP, A.S. (2013): Extreme drought alters competitive dominance within and between tree species in a mixed forest stand. *Functional Ecology* 27(6): 1424–1435. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12126>
- DEL RÍO, M.; PRETZSCH, H.; RUIZ-PEINADO, R.; JACTEL, H.; COLL, L.; LÖF, M.; ALDEA, J.; AMMER, C.; AVDAGIĆ, A.; BARBEITO, I.; BIELAK, K.; BRAVO, F.; BRAZAITIS, G.; CERNÝ, J.; COLLET, C.; CONDÉS, S.; DRÖSSLER, L.; FABRIKA, M.; HEYM, M.; HOLM, S.-O.; HYLEN, G.; JANSONS, A.; KURYLYAK, V.; LOMBARDI, F.; MATOVIĆ, B.; METSLAID, M.; MOTTA, R.; NORD-LARSEN, T.; NOTHDURFT, A.; DEN OUDEN, J.; PACH, M.; PARDOS, M.; POEYDEBAT, C.; PONETTE, Q.; PÉROT, T.; REVENTLOW, D.O.J.; SITKO, R.; SRAMEK, V.; STECKEL, M.; SVOBODA, M.; VERHEYEN, K.; VOSPERNIK, S.; WOLFF, B.; ZLATANOV, T.; BRAVO-OVIEDO, A. (2022): Emerging stability of forest productivity by mixing two species buffers temperature destabilizing effect. *Journal of Applied Ecology* 59(11): 2730–2741. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14267>
- FORRESTER, D.I.; ALBRECHT, A.T. (2014): Light absorption and light-use efficiency in mixtures of *Abies alba* and *Picea abies* along a productivity gradient. *Forest Ecology and Management* 328: 94–102. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.026>
- HANEWINKEL, M.; CULLMANN, D.A.; SCHELHAAS, M.-J.; NABUURS, G.-J.; ZIMMERMANN, N.E. (2013): Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change* 3(3): 203–207. <https://doi.org/10.1038/nclimate1687>
- HLÁSNY, T.; TURČÁNI, M. (2013): Persisting bark beetle outbreak indicates the unsustainability of secondary Norway spruce forests: case study from Central Europe. *Annals of Forest Science* 70(5): 481–491. <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0279-7>
- JACTEL, H.; GRITTI, E.S.; DRÖSSLER, L.; FORRESTER, D.I.; MASON, W.L.; MORIN, X.; PRETZSCH, H.; CASTAGNEYROL, B. (2018): Positive biodiversity–productivity relationships in forests: climate matters. *Biology Letters* 14(4): 20170747. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2017.0747>

- KUPREVICIUS, A.; AUTY, D.; ACHIM, A.; CASPERSEN, J.P. (2013): Quantifying the influence of live crown ratio on the mechanical properties of clear wood. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 86(3): 361–369. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpt006>
- MARTIN-BLANGY, S.; MEREDIEU, C.; JACTEL, H.; BONAL, D.; CHARRU, M. (2022): Species-mixing effects on crown dimensions and canopy packing in a young pine–birch plantation are modulated by stand density and irrigation. *European Journal of Forest Research*. <https://doi.org/10.1007/s10342-022-01511-2>
- METTE, T.; DOLOS, K.; MEINARDUS, C.; BRÄUNING, A.; REINEKING, B.; BLASCHKE, M.; PRETZSCH, H.; BEIERKUHNLIN, C.; GOHLKE, A.; WELLSTEIN, C. (2013): Climatic turning point for beech and oak under climate change in Central Europe. *Ecosphere* 4(12): art145. <https://doi.org/10.1890/ES13-00115.1>
- PRETZSCH, H. (2014): Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. *Forest Ecology and Management* 327: 251–264. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.027>
- PRETZSCH, H.; POSCHENRIEDER, W.; UHL, E.; BRAZAITIS, G.; MAKRIKIENE, E.; CALAMA, R. (2021): Silvicultural prescriptions for mixed-species forest stands. A European review and perspective. *European Journal of Forest Research* 140(5): 1267–1294. <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01388-7>
- PRETZSCH, H.; SCHÜTZE, G. (2021): Tree species mixing can increase stand productivity, density and growth efficiency and attenuate the trade-off between density and growth throughout the whole rotation. *Annals of Botany* 128(6): 767–786. <https://doi.org/10.1093/aob/mcab077>
- PRETZSCH, H.; STECKEL, M.; HEYM, M.; BIBER, P.; AMMER, C.; EHBRECHT, M.; BIELAK, K.; BRAVO, F.; ORDÓÑEZ, C.; COLLET, C.; VAST, F.; DRÖSSLER, L.; BRAZAITIS, G.; GODVOD, K.; JANSONS, A.; DE-DIOS-GARCÍA, J.; LÖF, M.; ALDEA, J.; KORBOULEWSKY, N.; REVENTLOW, D.O.J.; NOTHDURFT, A.; ENGEL, M.; PACH, M.; SKRZYSZEWSKI, J.; PARDOS, M.; PONETTE, Q.; SITKO, R.; FABRIKA, M.; SVOBODA, M.; ČERNÝ, J.; WOLFF, B.; RUÍZ-PEINADO, R.; DEL RÍO, M. (2020): Stand growth and structure of mixed-species and monospecific stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Q. robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) analysed along a productivity gradient through Europe. *European Journal of Forest Research* 139(3): 349–367. <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01233-y>
- R CORE TEAM (2021): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing [Software]. <https://www.R-project.org/>
- SEIDL, R.; THOM, D.; KAUTZ, M.; MARTIN-BENITO, D.; PELTONIEMI, M.; VACCHIANO, G.; WILD, J.; ASCOLI, D.; PETR, M.; HONKANIEMI, J.; LEXER, M.J.; TROTSIUK, V.; MAIROTA, P.; SVOBODA, M.; FABRIKA, M.; NAGEL, T.A.; REYER, C.P.O. (2017): Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change* 7(6): 395–402. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
- STECKEL, M.; DEL RÍO, M.; HEYM, M.; ALDEA, J.; BIELAK, K.; BRAZAITIS, G.; ČERNÝ, J.; COLL, L.; COLLET, C.; EHBRECHT, M.; JANSONS, A.; NOTHDURFT, A.; PACH, M.; PARDOS, M.; PONETTE, Q.; REVENTLOW, D.O.J.; SITKO, R.; SVOBODA, M.; VALLET, P.; WOLFF, B.; PRETZSCH, H. (2020): Species mixing reduces drought susceptibility of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) – Site water supply and fertility modify the mixing effect. *Forest Ecology and Management* 461: 117908. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117908>