

# Auswirkungen von klimatischer Unsicherheit auf die Forstplanung am Beispiel von vier Regionen im norddeutschen Tiefland<sup>1)</sup>

Aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Göttingen

(Mit 7 Abbildungen und 8 Tabellen)

M. ALBERT<sup>\*</sup>), G. LEEFKEN, R. S. NUSKE, B. AHRENDTS, J. SUTMÖLLER und H. SPELLMANN

(Angenommen Juli 2016)

## SCHLAGWÖRTER – KEY WORDS

*Waldwachstum; Forstplanung; Wirkungsanalyse; Trockenstress; Vulnerabilität; Klimawandel; Unsicherheit.*

*Forest growth; forest management; impact study; drought; vulnerability; climate change; uncertainty.*

## 1. EINLEITUNG

Der beobachtete Klimawandel und die atmosphärischen Stoffeinträge der letzten Jahrzehnte bewirken eine rasante Veränderung der forstlichen Standorte, dass eine Konstanz der Standort-Leistungsbeziehung während eines Bestandeslebens nicht gegeben ist und als Konsequenz neuartige Wachstumstrends resultieren (SPIECKER et al., 1996; HASENAUER et al., 1999; BOISVENUE und RUNNING, 2006; PRETZSCH et al., 2014; KOHNLE et al., 2014). Neben positiven Effekten durch den Temperaturanstieg und entsprechend längeren Vegetationsperioden (ALBERT und SCHMIDT, 2010; NOTHDURFT et al., 2012; PRETZSCH et al., 2014) oder die konträr wirkende zunehmende Trockenheit (HANSON und WELTZIN, 2000; ZANG et al., 2011a) sind in diesem Zusammenhang höhere Stickstoffeinträge (EGLI et al., 1998; LAUBHANN et al., 2009), eine Verringerung der Schwefeleinträge (HAUCK et al., 2012; KOLÁR et al., 2015) und eine erhöhte CO<sub>2</sub>-Konzentration (KÖRNER et al., 2005; PRETZSCH et al., 2014) zu nennen.

Die Umweltveränderungen führen des Weiteren zu einer veränderten Risikostruktur in der Forstwirtschaft. Eine Zunahme abiotischer und biotischer Gefahren sowie neu auftretende Risiken sind zu erwarten (LINDNER et al., 2010; SEIDL et al., 2011; OVERBECK et al., 2012; OVERBECK und SCHMIDT, 2012). MILLAR et al. (2007) und BOLTE et al. (2009) weisen in diesem Zusammenhang darauf hin, dass Anpassungsstrategien kein schablonenhaftes Vorgehen sein dürfen, sondern adaptiv lokale Besonderheiten und neue Erkenntnisse einbeziehen müssen.

Obwohl sich die Veränderungen auf das Waldwachstum und die Risikostrukturen schon in den letzten

Jahren und Jahrzehnten beobachten und nachweisen lassen, bestehen nach wie vor noch erhebliche Unsicherheiten und Wissenslücken, die es schwierig machen, die Forstplanung und Waldbesitzer zu beraten (SPELLMANN et al., 2011; LINDNER et al., 2014).

Eine Quelle der Unsicherheit ist die zu erwartende Klimaentwicklung, die je nach unterstelltem Emissionsszenario, verwendetem globalen Klimamodell und Regionalisierungsansatz zu einer erheblichen Variabilität in den Klimaprojektionen und folglich auch zu einer breiten Streuung in den Auswirkungen auf Waldökosysteme führen kann (JONES, 2000). BORCHERS (2005) schlägt daher vor, im Entscheidungsprozess durch Offenlegung und Einbeziehung von Unsicherheitsfaktoren die Streuung der erwarteten Auswirkungen z.B. auf die Waldproduktivität zu quantifizieren, anstatt vermeintliche Genauigkeit in Simulationsergebnissen vorzutäuschen. JONES (2000) führt dazu weiter aus, dass die Verwendung mehrerer Szenarien, z.B. im Ensemble-Ansatz der Klimaforschung (KNUTTI, 2010), die Abschätzung eines Unsicherheitsbereiches in den Projektionen ermöglicht. Das gesamte Ausmaß der Unsicherheit ist dennoch unbekannt.

Das übergeordnete Ziel der nachfolgend vorgestellten Untersuchung ist es, die Auswirkung verschiedener Klimaprojektionen auf ertragskundliche Kenngrößen und die Konsequenzen für Forstplanungsentscheidungen am Beispiel von vier Regionen im norddeutschen Tiefland aufzuzeigen. Die klimatische Unsicherheit wird in dieser Studie durch die Verwendung von Klimaprojektionen dreier Globalmodelle, INM-CM4, ECHAM6 und ACCESS1.0 quantifiziert, die alle mit dem Emissionsszenario RCP 8.5 angetrieben wurden (IPCC, 2013). Es soll des Weiteren die Frage beantwortet werden, ob die klimatische Unsicherheit ein relevanter Faktor für die Forstplanung ist oder ob andere Effekte diese überlagern, z.B. unterschiedliche waldbauliche Konzepte. Dafür wird in dieser Untersuchung der waldbauliche Handlungsraum anhand von drei Entwicklungspfaden charakterisiert: *Referenz*, *Klimaschutz* und *Biodiversität* (vgl. Abschnitt 2.6). Im Einzelnen werden die Reaktionen der Wälder in vier Regionen auf die Effekte des Klimawandels und der unterschiedlichen Bewirtschaftungskonzepte untersucht. Die Waldentwicklung wird dabei ohne Rückkopplung mit möglichen Risikofaktoren simuliert. Die Ergebnisinterpretation ist jedoch nur unter Berücksichtigung einer nachträglichen Risikobewertung vollständig. Als Risikofaktoren für die hier

<sup>1)</sup> Herrn Prof. Dr. Dr. h.c. KLAUS VON GADOW zum 75. Geburtstag gewidmet mit großem Dank für die langjährige, anregende Zusammenarbeit und persönliche Verbundenheit.

<sup>\*</sup>) Korrespondierender Autor: Dr. MATTHIAS ALBERT. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Waldwachstum, Grätzelstraße 2, D-37079 Göttingen.  
E-Mail: [matthias.albert@nw-fva.de](mailto:matthias.albert@nw-fva.de)

untersuchten Waldbestände gelten u. a. Trockenstress, Windwurf, Waldbrand, Kieferngrößschädlinge, Kiefernprachtkäfer, Buchdrucker und Wurzelschwamm. Auf dieser Basis können dann auch Anpassungsstrategien an den Klimawandel abgeleitet werden.

Folgende drei Ziele werden mit dieser Wirkungsanalyse verfolgt: (1) die Spannbreite der ertragskundlichen Kenngrößen Vorrat, Nutzungsmasse und Zuwachs und der forstplanerischen Größe Nachhaltshiebsatz wird unter drei Klimaprojektionen quantifiziert, (2) die so ermittelte klimatische Unsicherheit wird mit dem Einfluss der drei waldbaulichen Entwicklungspfade verglichen und (3) die Auswirkungen von Klimaprojektionen und waldbaulicher Behandlung auf Risikofaktoren wird am Beispiel der Trockenstressvulnerabilität untersucht.

## 2. MATERIAL UND METHODEN

### 2.1 Untersuchungsgebiete

Das norddeutsche Tiefland ist geologisch hauptsächlich durch die Saale- und Weichselvereisung geprägt, die zu räumlich stark differenzierten Standortverhältnissen geführt hat. Die Untersuchungen finden in den vier Regionen Diepholz, Uelzen, Fläming und Oder-Spree im Altpleistozän (Saale-Kaltzeit) des norddeutschen Tieflandes statt (Tab. 1). Die dort herrschende Standortvielfalt sowie ein bereits heute bestehender ausgeprägter Klimagradient mit von West nach Ost abnehmenden Niederschlägen und zunehmender Kontinentalität ermöglichen eine fundierte Untersuchung der Effekte von Standort und Klima auf die Waldentwicklung.

Die absolute Waldfläche, der Waldanteil und die mittlere Bestandesgröße nehmen in den vier Regionen von West nach Ost zu. Die klimatische Wasserbilanz der Sommermonate (meteorologischer Sommer: 1. Juni bis 31. August) zeigt die erhöhte Sommertrockenheit in den beiden östlichen Gebieten an.

### 2.2 Modellsystem WaldPlaner

Die Projektion der Waldentwicklung wird im Modellsystem *WaldPlaner* (HANSEN und NAGEL, 2014) simuliert, dessen Einzelbaumwachstumsmodell durch die Kopplung an das longitudinale Durchmesser-Höhenmodell (Schmidt, 2010) sensitiv auf verschiedene standörtliche und klimatische Parameter reagiert (vgl. Abb. 1).

Der *WaldPlaner* wird mit ertragskundlichen, standörtlichen und klimatischen Eingangsgrößen initialisiert. Die waldbauliche Entwicklung sowie naturschutzfachliche Vorgaben werden durch interne Parameter definiert (vgl. Kap. 2.6). Die Projektion der Waldentwicklung läuft in 5-Jahresschritten.

### 2.3 Ertragskundliche Datenbasis

Auf der Grundlage von Bestandesdaten aktueller Forsteinrichtungen wurde für jede Region ein repräsentativer Modellbetrieb erstellt. Auf der Basis eines regelmäßigen Gitternetzes wurde je Region von allen Bestandespolygonen mit verfügbaren vollständigen Forsteinrichtungsdatensätzen besitzartenübergreifend eine Stichprobe ( $n \approx 1000$ ) gezogen. Der ertragskundliche Datensatz war jedoch auf Grund von unvollständigen oder für Teilflächen gänzlich fehlenden Forsteinrichtungen nicht flächendeckend verfügbar, so dass die Stichprobenpunkte nicht flächenrepräsentativ sind. Die Stichprobe erlaubt daher eine Abschätzung der Verteilungen der wichtigsten standörtlichen Größen und Bestandesparameter für die Gesamtregionen nur unter der Annahme, dass die Datenverfügbarkeit nicht mit den Ausprägungen dieser Parameter korreliert ist, z. B. dass Jungbestände nicht systematisch auf Grund ihres Alters im verfügbaren Datensatz unterrepräsentiert sind. Die Hochrechnung für die Gesamtregion aus der Stichprobe erfolgte mit Hilfe von stratenspezifischen Gewichtungsfaktoren. Hierzu wurde die Gesamtwald-

Tab. 1

#### Untersuchungsgebiete und charakteristische Kennzahlen

(die Klimadaten sind Mittelwerte der jeweiligen Region und des Zeitraums 1991 bis 2010, Landbedeckungsdaten in der Übersichtskarte © ESA / ESA GlobCorine Projekt, unter Leitung der Université Catholique de Louvain).

#### Study areas and characteristic key figures

(climate data are mean values of the respective region and the period 1991 to 2010, land cover data in the overview map © ESA / ESA GlobCorine Project, led by Université Catholique de Louvain).

	<i>Diepholz</i>	<i>Uelzen</i>	<i>Fläming</i>	<i>Oder-Spree</i>
Waldfläche [ha]	15.042	45.712	51.368	76.714
Waldanteil [%]	6,7	34,7	41,5	48,7
Mittl. Bestandesgröße [ha]	1,05	1,51	2,98	2,93
Jahresmitteltemperatur [°C]	9,8	9,2	9,8	9,6
Jahresniederschlag [mm]	706	727	572	585
Klimat. Wasserbilanz [mm]	-90,5	-82,0	-157,8	-147,2



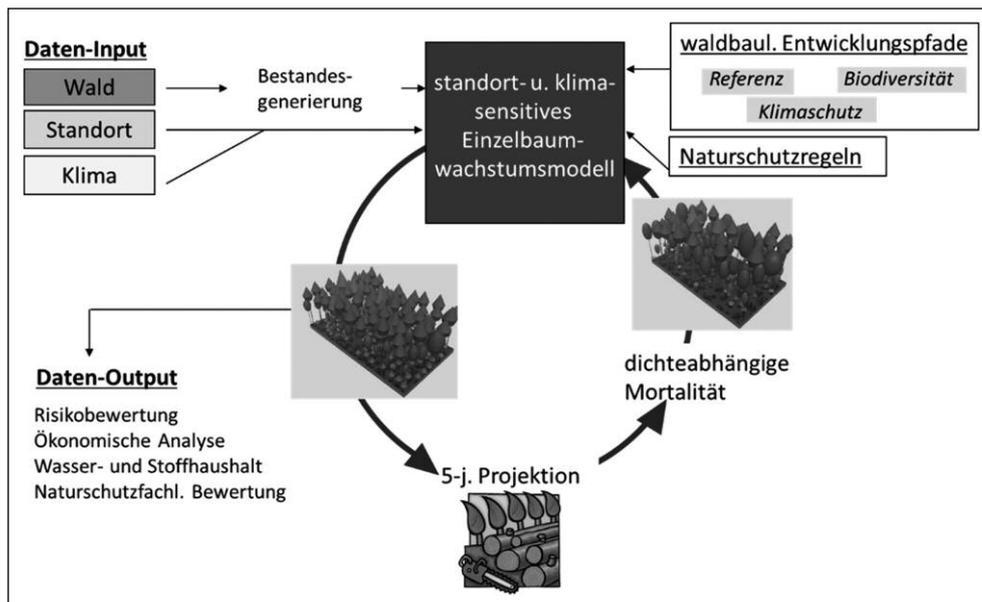


Abb. 1

Schema des Modellsystems *WaldPlaner* zur Projektion der Waldentwicklung.  
 Scheme of the *WaldPlaner* model system to project forest development.

fläche nach Bestandestyp und Altersklasse stratifiziert. Für die Stichprobenpunkte wurden die Gewichtungsfaktoren ( $g_{ij}$ ) je Modellregion wie folgt ermittelt:

$$g_{ij} = F_{ij} / f_{ij} \quad [1]$$

mit  $F_{ij}$ : nach Bestandestyp  $j$  und Altersklasse  $i$  stratifizierter Flächenanteil der Grundgesamtheit aller Bestände in einer Region, für die die Minimalinformationen Baumart und Alter zur Verfügung stehen,

$f_{ij}$ : nach Bestandestyp  $j$  und Altersklasse  $i$  stratifizierter Flächenanteil der Stichprobe (Anzahl  $n$ ).

Jeder Modellbestand  $ij$  repräsentiert demnach einen Flächenanteil von  $g_{ij}/n$  der Gesamtwaldfläche der Region.

Die Rohdaten, d.h. die Forsteinrichtungsinformationen an jedem Stichprobenpunkt (im Einzelnen sind dies je vorkommender Baumart und Bestandesschicht: Alter, Durchmesser des Grundflächenmittelstammes, Höhe des Grundflächenmittelstammes, Bonität, Flächenanteil, Bestockungsgrad und Volumen pro Hektar), wurden für 874 Stichprobenpunkte in Diepholz, 999 in Uelzen, 1008 im Fläming und 1002 in Oder-Spree in den *WaldPlaner* eingelesen. Der implementierte Bestandesgenerator erzeugte für jeden Stichprobenpunkt einen 0,2 ha großen Modellbestand mit Einzelbäumen. Da die ursprünglichen Forsteinrichtungsinformationen aus unterschiedlichen Erhebungsjahren stammten, wurden alle Modellbestände im *WaldPlaner* zunächst auf das einheitliche Startjahr 2010 fortgeschrieben.

#### 2.4 Standortliche Eingangsgrößen

Das longitudinale Durchmesser-Höhen-Modell (SCHMIDT, 2010) benötigt als standörtliche Eingangsvari-

ablen Angaben zur nutzbaren Feldkapazität ( $nFK$ ), zum Grundwassereinfluss in der Vegetationszeit ( $GW_{veg}$ ) und zum Nährstoffstatus des Bodens. Um in allen vier Regionen auf eine homogene Datengrundlage zurückgreifen zu können, wurde die nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (Wald-BÜK; RICHTER et al., 2007) verwendet. Die für die Wald-BÜK hinterlegten Bodenprofile sind jedoch nur für die im CORINE-Landcover ausgewiesenen Waldflächen verortet. Somit ist für einige Stichprobenpunkte kein Waldboden ausgewiesen. Für diese Stichprobenpunkte wurde eine Kartiereinheit in Abhängigkeit von der Klimagroßregion und dem Ausgangsmaterial (Bodeneinheit) unter der Annahme forstlicher Nutzung zugewiesen. Für die hinterlegten Leitprofile wurde die  $nFK$  nach der Berechnungsvorschrift von OVERBECK et al. (2011) ermittelt. Zur Herleitung des mittleren  $GW_{veg}$  wurde zunächst der langjährige mittlere Grundwasserflurabstand (MGW) aus der Differenz der Grundwasseroberfläche (in m ü. NN) aus hydrogeologischen Übersichtskarten der Länder Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg in verschiedenen Maßstäben (1:25.000 bis 1:300.000) und der Geländeoberfläche (DGM25) ermittelt. Aus dem MGW wurde anschließend der mittlere Grundwassertiefstand (MNGW) abgeschätzt (vgl. AG BODEN, 2005, Tab. 59). Hierbei wird angenommen, dass der ermittelte MNGW im langjährigen Mittel, meist zwischen Juli und Oktober, den  $GW_{veg}$  beschreibt.

Der Nährstoffstatus von Waldböden kann mit Hilfe verschiedener Standortparameter charakterisiert werden (Ulrich und SHRIVASTAVA, 1978; JANSEN et al., 2002; ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG, 2003; KOPP, 2004;

AHRENDTS et al., 2008). Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Nährstoffversorgung an den Leitprofilen der Wald-BÜK mit der folgenden Schätzfunktion ( $r^2=0,76$ ) abgeleitet:

$$NZ = -0,1285 + 1,2364 * \ln Ake + 0,4381 * \ln BS + 0,9928 * \ln T + 0,5616 * \ln U \quad [2]$$

mit:

NZ: numerischer Schlüssel der Nährstoffziffer

Ake: effektive Kationenaustauschkapazität [mmolc/kg]

BS: Basensättigung [%]

T: Tongehalt [%]

U: Schluffgehalt [%]

Die Schätzfunktion wurde anhand von Bodenprofilen der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE I; BARTENS und BÜTTNER, 1997) und weiterer Bodenprofile von STÜBER et al. (1999) parametrisiert. Die numerischen Nährstoffziffern wurden bei der Parametrisierung des longitudinalen Durchmesser-Höhen-Modells in fünf Nährstoffklassen zusammengefasst.

In *Tabelle 2* sind die Anteile der Kategorien der Nährstoffversorgung und des  $GW_{veg}$  an den Standorten sowie die Mittelwerte der nFK der Modellbestände in den vier Regionen wiedergegeben. Für die Projektion der Waldentwicklung wurde unterstellt, dass die Bodengrößen im Simulationszeitraum konstant bleiben.

## 2.5 Klimatische Eingangsgrößen

Die für eine standortsensitive Waldentwicklungsprojektion notwendigen Klimagrößen werden basierend auf dem Emissionsszenario RCP 8.5 (MOSS et al., 2010; VAN

VUUREN et al., 2011) mittels der Globalmodelle INM-CM4 (VOLODIN et al., 2010), ECHAM6 (STEVENS et al., 2013) und ACCESS1.0 (BI et al., 2013) berechnet. Die drei mit dem regionalen Klimamodell STARS (ORLOWSKY et al., 2008) für Deutschland regionalisierten Klimaprojektionen zeichnen sich bezüglich der Temperaturentwicklung dadurch aus, dass die auf INM-CM4 basierende Projektion im Jahr 2070 die geringste Jahresmitteltemperatur und die auf ACCESS1.0 basierende die höchste Jahresmitteltemperatur aufweist. Die ECHAM6-Projektion liegt 2070 zwischen den beiden anderen Temperaturwerten. Somit ergibt sich für das norddeutsche Tiefland, gemittelt über die vier Regionen, ein Minimum-, Median- und Maximumszenario der Klimaprojektion mit Abweichungen von 1.1°C, 1,6°C und 2,7°C für den Zeitraum 2051–2070 bezogen auf die heutige Jahresmitteltemperatur (1991–2010). Es besteht dabei allerdings ein Gradient mit zunehmenden Temperaturen von West nach Ost.

Des Weiteren standen vom *Potsdam Institut für Klimafolgenforschung* homogenisierte Klimadaten des *Deutschen Wetterdienstes* (DWD) in täglicher Auflösung für die Periode 1951 bis 2010 an den DWD-Klimastationen zur Verfügung. Für eine konsistente Zeitreihe wurde mit STARS auf dieser Basis eine retrospektive Projektion für die Periode 1951 bis 2010 simuliert und entsprechend prospektiv die Klimagrößen unter Verwendung der beschriebenen Szenarien Minimum, Median und Maximum von 2011 bis 2070 berechnet.

Das longitudinale Durchmesser-Höhen-Modell (SCHMIDT, 2010) verwendet als klimatische Prädiktoren die Temperatursumme in der artspezifischen Vegetationszeit und den Ariditätsindex. Der Beginn der Vegeta-

Tab. 2

**Kennwerte der bodenkundlichen Modellparameter**  
(NK: Nährstoffklasse 1 = arm, 2 = schwach versorgt, 3 = mäßig versorgt, 4 = ziemlich gut versorgt, 5 = gut versorgt;  
GW<sub>veg</sub>-Stufen: 0 = kein Grundwasseranschluss (MNGW > 2,5 m),  
1 = schwacher Grundwassereinfluss (MNGW 0,95–0,25 m), 2 = mäßiger bis starker Grundwassereinfluss (< 0,95 m); nFK: nutzbare Feldkapazität).

**Characteristics of soil parameters (NK: nutrient class 1 = very poor, 2 = poor, 3 = medium, 4 = good, 5 = rich; ground water classes in the growing season GW<sub>veg</sub>: 0 = no ground water (MNGW > 2,5 m), 1 = weak ground water influence (MNGW 0,95–0,25 m), 2 = medium to strong ground water influence (< 0,95 m); nFK: available soil moisture).**

	NK	Diepholz	Uelzen	Fläming	Oder-Spree
<i>Anteil[%]</i>	1	-	-	-	-
	2	6	-	25	49
	3	47	75	49	21
	4	24	7	23	29
	5	23	18	1	1
<i>GW<sub>veg</sub></i>	0	60	92	91	80
	1	17	5	7	15
	2	23	4	2	5
<i>nFK [mm]</i>		196	110	123	116

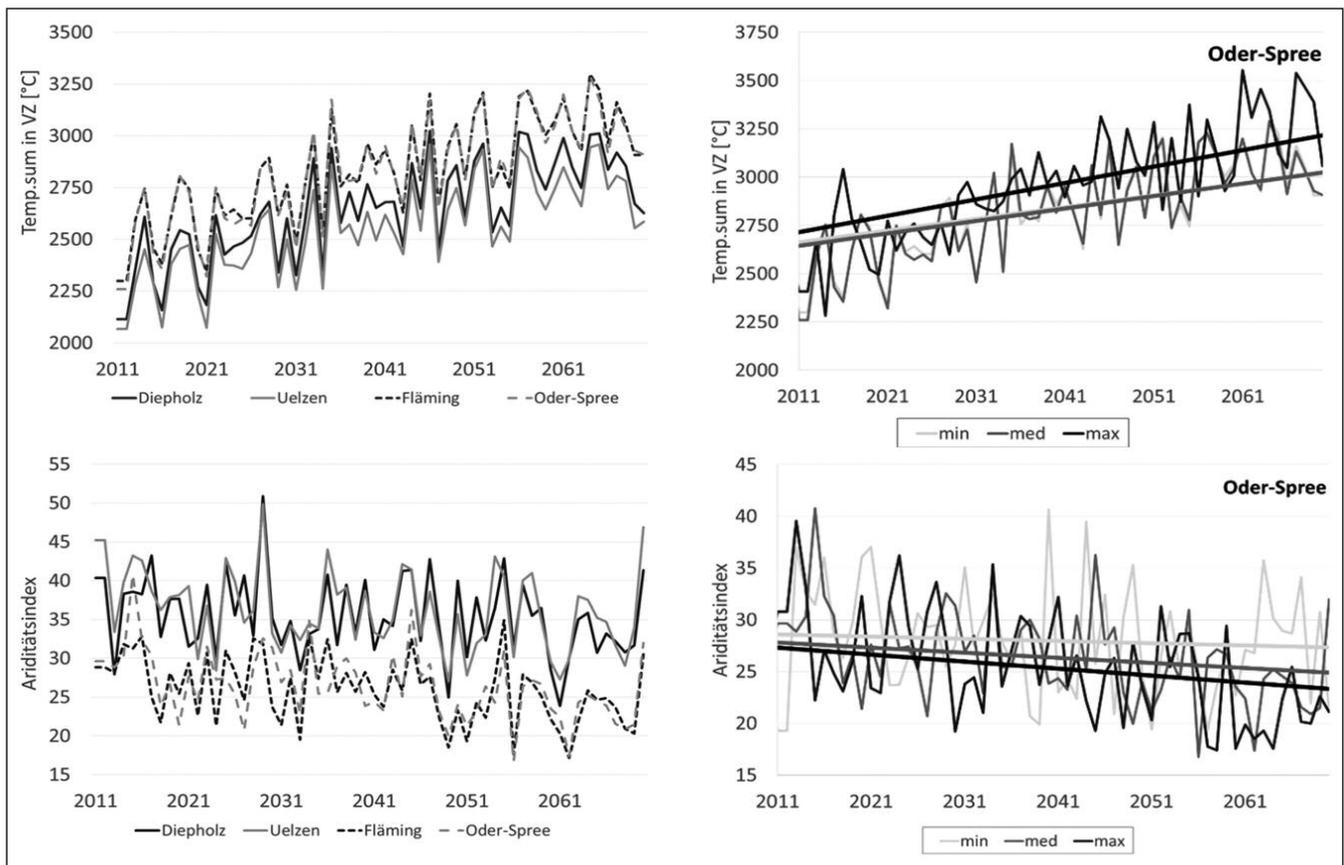


Abb. 2

Verlauf der Jahresmittel-/summen der Klimaparameter für die Projektionsperiode 2011 bis 2070 (oben links: Verlauf der Temperatursumme in der Vegetationsperiode (alle Baumarten und Stichprobenpunkte gemittelt) mit dem Median-Klimalauf als Antrieb für die vier Regionen Diepholz, Uelzen, Fläming und Oder-Spree; unten links: entsprechende Darstellung für den Ariditätsindex; oben rechts: Verlauf der Temperatursumme mit dem Minimum-, Median- und Maximum-Klimalauf als Antrieb für die Region Oder-Spree; unten rechts: entsprechende Darstellung für den Ariditätsindex).

Development of the climate parameters' annual means or annual sums for the projection period 2011 to 2070 (above left: development of temperature sum in the growing season (mean for all tree species and all inventory points) using the median climate run for the four regions Diepholz, Uelzen, Fläming and Oder-Spree; below left: corresponding figure for the aridity index; above right: development of temperature sum in Oder-Spree using minimum, median and maximum climate run; below right: corresponding figure for the aridity index).

tionszeit wird dabei nach dem Modell LNVAR von MENZEL (1997, S. 52 ff) und das Ende der Vegetationszeit wird nach Vorschlägen von WALTHER und LINDERHOLM (2006) sowie FRICH et al. (2002) berechnet. Das Ende der Vegetationszeit wird somit entweder durch das Temperaturkriterium oder das Kurztagskriterium festgelegt. Das Temperaturkriterium wird erfüllt, wenn das gleitende Temperaturmittel einer 7-Tagesperiode einen Schwellenwert von 5°C im Zeitraum Juli bis Oktober unterschreitet. Das Kurztagskriterium, definiert als die Tageslänge, welche zur Einstellung des Xylemwachstums führt, wird von v. WILPERT (1990) auf den 5. Oktober festgelegt. Der Ariditätsindex nach DE MARTONNE (1926) ist definiert als Quotient aus Jahresniederschlagssumme [mm] und Jahresmitteltemperatur [°C] +10. Mit Hilfe des Wasserhaushaltsmodells WaSiM-ETH (SCHULLA, 2015; SCHULLA und JASPER, 2007) wurden für jeden Stichprobenpunkt die benötigten Klimagrößen bereit gestellt, in dem die mit STARS projizierten Werte aller DWD-Stationen im Umkreis von 20 km um den Stichprobenpunkt mit

einem entfernungsgewichteten Regressionsmodell interpoliert wurden.

Die Verläufe der Temperatursumme in der Vegetationszeit mit dem Median-Klimalauf als Antrieb in *Abbildung 2* (oben links) illustrieren einen zunehmenden Trend über der Zeit für alle Regionen, wobei die jährlichen Schwankungen die Zunahme der Temperatursumme zwischen 2011 und 2070 teilweise deutlich übersteigen. Eine räumliche Staffelung ist ebenfalls ersichtlich mit den geringsten Werten in Diepholz, etwas höheren Werten in Uelzen sowie den höchsten Temperatursummen mit fast identischem Verlauf in Fläming und Oder-Spree. Der Vergleich der Temperatursummen unter den drei Klimalaufen (Minimum, Median und Maximum, dargestellt am Beispiel der Region Oder-Spree (*Abb. 2*, oben rechts), zeigt größere zeitliche Schwankungen innerhalb eines Verlaufs als zwischen den Varianten. Die linearen Trendgeraden des Minimum- und Medianlaufes verlaufen sogar fast deckungsgleich. Erwähnenswert ist die Tatsache, dass sich die

Temperatursummenkurven mehrfach schneiden, der Verlauf der Maximumvariante erst gegen Ende der Projektionsperiode die höchsten Werte aufweist, vorher jedoch teilweise deutlich unter den Kurven des Minimum- und Medianlaufes liegt.

Die Verläufe des Ariditätsindex unter dem Medianklimalauf weisen keinen ausgeprägten zeitlichen Trend auf, jedoch zeigen sie deutlich die trockeneren Bedingungen in den beiden östlichen Regionen Fläming und Oder-Spree gegenüber den sehr ähnlichen Ariditätsverläufen in Uelzen und Diepholz an (Abb. 2, unten links). Wie auch bei der Temperatursumme zeigt ein Vergleich des Ariditätsindex unter den drei Klimavarianten die größere Wertespreitung innerhalb eines Verlaufes als zwischen den Szenarien (Abb. 2, unten rechts). Eine zeitlich zunehmende Trockenheit ist im linearen Trend für den Medianlauf schwach und für den Maximumlauf deutlich stärker erkennbar.

## 2.6 Waldbauliche Entwicklungspfade

Die Nutzungsstrategien sind (1) als *Referenz* der Entwicklungspfad eines naturnahen Waldbaus im Anhalt an das LÖWE-Programm (OTTO, 1989), (2) der Entwicklungspfad *Biodiversität*, der sich an die Biodiversitätsstrategie des Bundes (BMUB, 2007) anlehnt und sich an der potenziell natürlichen Vegetation orientiert, und (3) der Entwicklungspfad *Klimaschutz*, der eine Maximierung der Kohlenstoffspeicherung im stehenden Vorrat und besonders in langlebigen Holzprodukten anstrebt (Tab. 3).

Die drei waldbaulichen Entwicklungspfade sind möglichst kontrastreich definiert, d. h. es wird in den Projektionen ein möglichst breiter Bereich der Waldentwicklung abgedeckt. Die in *Tabelle 3* aufgeführten Kriterien zeigen die wesentlichen Unterschiede zwischen den drei Pfaden.

Die Baumartenwahl, ein zentrales Element zur Steuerung der mittel- und langfristigen Waldentwicklung, wird über die Nährstoff- und Wasserversorgung der Standorte, die die Waldentwicklungstypen-Matrizen aufspannen, gesteuert (ALBERT et al., 2016). Je nach waldbaulichem Entwicklungspfad werden, immer unter Beachtung der Standorteignung, unterschiedliche Zielsetzungen verfolgt. Die regionstypische Waldentwicklungsmatrix des Referenz-Pfades setzt den Schwerpunkt auf eine naturnahe Forstwirtschaft, wie sie derzeit u. a. für die Niedersächsischen Landesforsten vorgegeben ist und eine Laub- und Mischwaldvermehrung anstrebt (Nds. MFDLRELV, 2004). Unter dem Klimaschutzpfad werden in der regionstypischen Waldentwicklungsmatrix verstärkt Mischbestandstypen mit führendem Nadelholz vorgeschlagen. Die Baumartenwahl unter Biodiversität hingegen orientiert sich vorrangig an der potenziell natürlichen Vegetation (PNV) der Standorte. Im Referenzszenario wird derjenige unter den standortsgemäßen Waldentwicklungstypen (WET) ausgewählt, der der aktuellen Bestockung am ähnlichsten ist. Die Kosten eines Waldumbaus durch Pflanzung anderer bzw. zusätzlicher Baumarten werden somit minimiert. Beim Klimaschutz- und Biodiversitätspfad wird bei

Tab. 3

**Charakteristika der waldbaulichen Entwicklungspfade zur Umsetzung der Nutzungsstrategien und Naturschutzregeln im Waldplaner (LRT: Lebensraumtyp; PNV: heutige potenziell natürliche Vegetation; Lbh: Laubbaumarten; Ndh: Nadelbaumarten; Df: Durchforstung).**

**Characteristics of the three silvicultural treatments and nature conservation rules to implement the management strategies Referenz, Biodiversität and Klimaschutz (LRT: habitat type; PNV: potential natural vegetation; Lbh: deciduous trees; Ndh: conifer species; Df: thinning).**

	<b>Referenz</b>	<b>Biodiversität</b>	<b>Klimaschutz</b>
<i>Prozessschutz:</i>	Status quo	5 % der Waldfläche	Status quo
<i>FFH-Gebietskulisse:</i>	Fläche der LRT erhalten und ausbauen	LRT auf ganzer FFH-Fläche anstreben	Fläche der LRT erhalten
<i>Totholz (m<sup>3</sup>/ha):</i>	20	40	20
<i>Habitatbäume (N/ha):</i>	3	10	3
<i>Schutz seltener Baumarten:</i>	ja	nein	ja
<i>Baumartenwahl:</i>	Führendes Lbh	Naturnahe Waldgesellschaften (PNV)	Führendes Ndh
<i>Verjüngung:</i>	NV und Voranbau von Lbh.	Lbh.-NV und Voranbau von Lbh.	NV und Voranbau von Ndh.
<i>Pflege:</i>	gest. Df.: st. > mäß. > schwach	mäß. Df.	gest. Df.: st. > mäß. > schwach
<i>Durchforstungsbeginn:</i>	12 – 16 m	12 – 16 m	[L (- 3 m)] 14 – 18 m
<i>Durchforstungsmasse je Eingriff:</i>	max. 70 Vfm.m.R./ha (Dgl max. 120 Vfm.m.R./ha)	max. 50 Vfm.m.R./ha (Dgl max. 120 Vfm.m.R./ha)	max. 70 Vfm.m.R./ha (Dgl max. 120 Vfm.m.R./ha)
<i>Zielstärke (cm):</i>	Status quo Ei 70, Bu 60, Fi 45, Ki 45, Dgl 70	Status quo + 5 cm PNV bzw. + 10 cm in FFH-Gebieten andere Baumarten – 5 bzw. – 10 cm für eingeführte Baumarten	Status quo - 5 cm
<i>Endnutzungsmasse je Hieb:</i>	max. 100 Vfm.m.R./ha	max. 70 Vfm.m.R./ha nicht zur PNV gehörende Baumarten max. 100 Vfm.m.R./ha	max. 100 Vfm.m.R./ha

Tab. 4

**Definition der Vulnerabilitätsklassen bei Trockenstress für die Hauptbaumarten.  
Definition of drought vulnerability classes for five major tree species.**

Trockenstress- vulnerabilität	Trockenstressindikator [mm]			
	Fichte	Buche	Eiche/Douglasie	Kiefer
gering	> 0	> -25	> -150	> -180
mittel	0 bis -80	-25 bis -100	-150 bis -400	-180 bis -450
hoch	< -80	< -100	< -400	< -450

mehreren WET-Vorschlägen für einen Standort aus der Liste der WET mit unterschiedlichen Wahrscheinlichkeiten zufällig gezogen.

Auf dieser Datengrundlage und den jeweils für die Entwicklungspfade formulierten Waldbau- und Naturschutzregeln wurde die Waldentwicklung in den vier Regionen in 5-Jahresschritten bis 2070 projiziert. Dabei wurde jeder waldbauliche Entwicklungspfad unter dem Median-Klimalauf simuliert, so dass die Auswirkungen der waldbaulichen Steuerung verglichen werden können. Der Referenzpfad wurde zusätzlich noch unter der Minimum- und der Maximumvariante gerechnet, um auch die durch die Unsicherheiten in der Klimaprojektion verursachten waldwachstumskundlichen und forstplanerischen Implikationen abschätzen zu können. Insgesamt wurden somit fünf Szenarien simuliert: *Referenz* unter Minimum-, Median- und Maximumklimalauf (*Ref\_min*, *Ref\_med*, *Ref\_max*), *Biodiversität* unter Medianlauf (*Bio\_med*) und Klimaschutz unter Medianlauf (*Kl\_med*).

Die Simulationen erfolgten unter der Annahme, dass keine Einzelbaum- oder Bestandesausfälle durch abiotische und biotische Risikofaktoren auftreten und folglich auch keine Rückkopplung auf die Waldentwicklung erfolgte. Eine Ausnahme hiervon bildete die dichteabhängige Mortalität, die über ein Teilmodell des Waldwachstumssimulators prognostiziert wird. Diese Annahme ist notwendig, um den Klimaeffekt und die Auswirkungen unterschiedlicher waldbaulicher Behandlungen untersuchen zu können. Die Simulationsstudie ist eine Wirkungsanalyse, die nicht unmittelbar als waldbauliche Planung verstanden werden darf. In der Ergebnisinterpretation müssen die Risiken jedoch betrachtet werden, um die verschiedenen waldbaulichen Entwicklungspfade diesbezüglich beurteilen zu können.

## 2.7 Methodik zur Beurteilung der Trockenstressvulnerabilität

Allgemein ist Vulnerabilität definiert als ein Maß der Anfälligkeit eines Systems gegenüber nachteiligen Auswirkungen der Klimaänderung (vgl. FÜSSEL und KLEIN, 2006). Konkret ist die Trockenstressvulnerabilität abhängig von den Faktoren Exposition (Dauer und Grad des Wassermangels), Sensitivität der Baumart gegenüber Schwankungen in der Wasserverfügbarkeit und der Anpassungsfähigkeit der Baumart, klimabedingtem Trockenstress zu begegnen. Trockenstress ist ein wesent-

liches abiotisches Risiko für den Einzelbaum und ganze Bestände, welches durch den Klimawandel auf vielen Standorten verschärft wird. Die Folgen von Trockenstress reichen dabei von Vitalitäts- und Wachstumsverlusten bis hin zu Mortalität (VAN HEERDEN und YANAI, 1995; HANSON und WELTZIN, 2000; ALLEN et al., 2010). Für die Beurteilung der Trockenstressvulnerabilität erscheint vor dem Hintergrund der verfügbaren Daten die Summe aus Klimatischer Wasserbilanz (KWB) und der nFK als ein geeigneter Indikator (SPELLMANN et al., 2007 und 2015). Die KWB ist definiert als Differenz zwischen Niederschlag und potenzieller Evapotranspiration, basierend auf der Grasreferenzverdunstung der FAO (ALLEN et al., 1998) in der Vegetationszeit. Die so definierte Standortwasserbilanz (KWB+nFK) nach GRIER und RUNNING (1977) kann für jeden Stichprobenpunkt in den vier Untersuchungsregionen berechnet werden. Diese kontinuierliche Indikatorvariable wird unter Verwendung der Schwellenwertmethode im Anhalt an GRIER und RUNNING (1977) nach SPELLMANN et al. (2011 und 2015) in Vulnerabilitätsklassen eingeteilt (Tab. 4).

Die Schwellenwerte der Vulnerabilitätsklassen ordnen die Fichte als gefährdetste Baumart ein, gefolgt von der Buche, der Eiche und Douglasie sowie schließlich der Kiefer als der trockenstresstolerantesten Baumart (SPELLMANN et al., 2015). Für eine umfassende Trockenstressanalyse im Rahmen dieser Untersuchung wurden die anderen vorkommenden Baumarten einer der vier Baumartenklassifikationen zugeordnet (ALBERT et al., 2016).

## 3. ERGEBNISSE

### 3.1 Klimatische Unsicherheit und waldbauliche Variabilität

Die naturale Ausstattung in den vier Modellregionen zu Beginn der Simulationsperiode 2011 bestimmt entscheidend die Ergebnisse der Waldentwicklungsprojektionen. Insbesondere spielt die Altersklassen- und die Baumartenverteilung für den Waldumbau eine entscheidende Rolle (Abb. 3 und Tab. 5). Der Flächenanteil einer Baumart bezieht sich im Folgenden auf das Verhältnis der artspezifischen Kronenschirmfläche zur Gesamtkronenschirmfläche. Im Vergleich der Regionen sind zwei generelle Merkmale der Ausgangssituationen auffällig. Zum einen ist die stark zunehmende Dominanz der Kiefer von West nach Ost beachtlich (Diepholz 19%

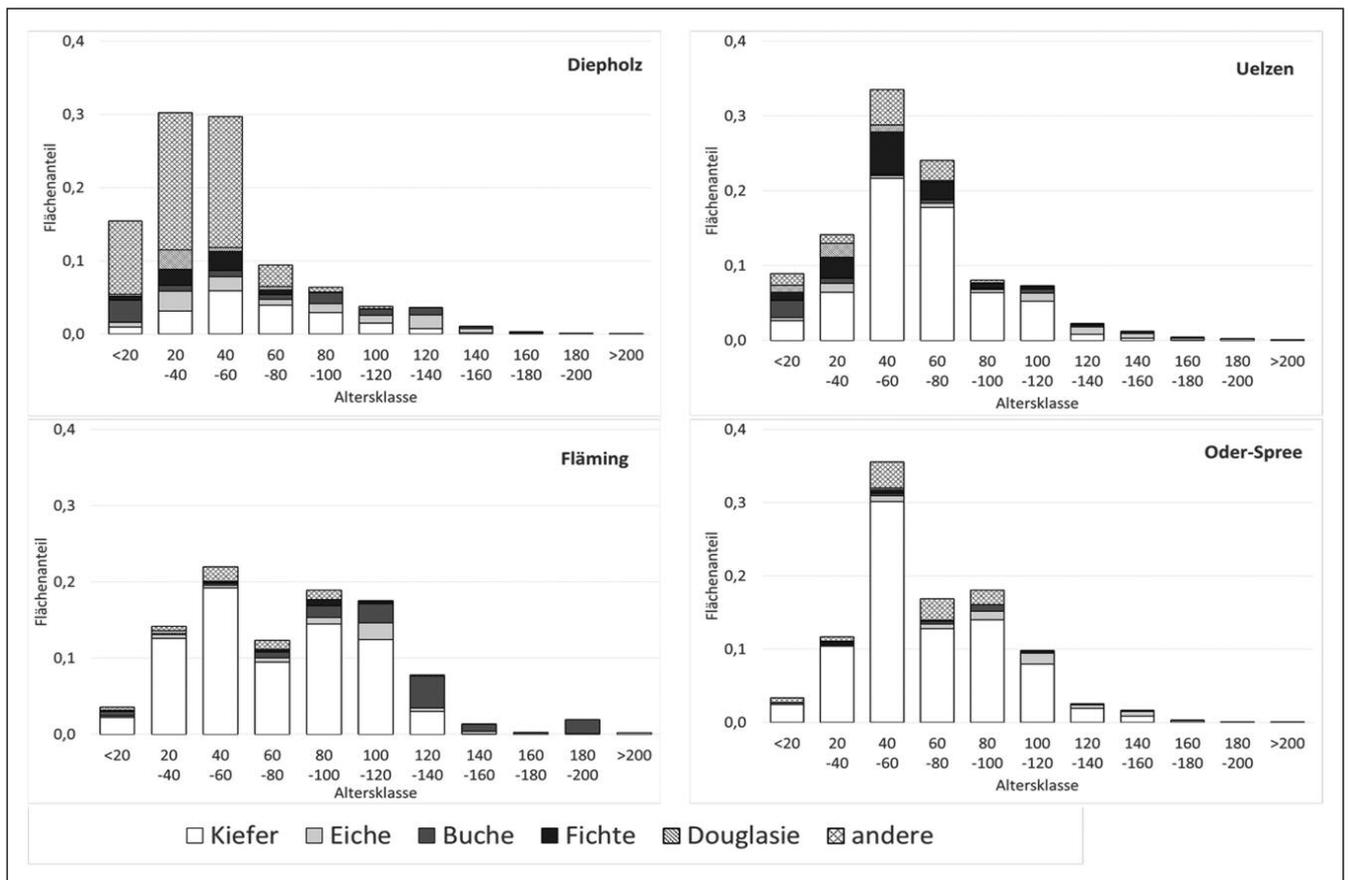


Abb. 3

Baumartspezifischen Flächenanteile (bezogen auf die Kronenschirmflächen) in den Altersklassen für die vier Regionen zu Beginn der Projektionsperiode (2011).

Histograms of proportions of species-specific areas (referring to crown cover) in the four regions in 2011.

Flächenanteil der Kiefer, Uelzen 61%, Fläming 74% und Oder-Spree 81%). Zum anderen ist die Altersklassenverteilung zumeist unausgeglich mit einem starken Anteil an Jungbeständen in Diepholz bzw. mittelalten Beständen in Uelzen und Oder-Spree.

Anhand der Altersklassenverteilung kann das Potenzial an Flächen abgeschätzt werden, die im Rahmen der Waldentwicklungsprojektionen durch Nutzung der hiebsreifen Bestände bis 2070 bei der Baumartenwahl für eine bessere Anpassung an sich ändernde klimatische Verhältnisse und ökonomischen sowie ökologischen Zielsetzungen in Frage kommen (Abb. 3). Alternativ könnte der Waldbau jedoch auch bei noch nicht hiebsreifen Beständen vorangetrieben werden, was allerdings zu großen ökonomischen Verlusten führen würde.

Die Kiefer ist in allen Regionen die dominierende Baumart (Tab. 5). Die Baumartenverteilung in Diepholz ist im Vergleich mit den anderen Regionen recht divers, geprägt vom hohen Anteil anderen Laubholzes mit 45%, insbesondere Birke. Der hohe Anteil organischer Böden (insb. degenerierte Hochmoore) in der Modellregion ist hierfür die Ursache. Mit nennenswerten Anteilen sind aber auch Eiche und Buche mit jeweils ca. 10% und

Fichte, Douglasie und anderes Nadelholz mit jeweils ca. 5% vertreten. Die Region Uelzen weist mit 13% einen im Vergleich recht hohen Fichtenanteil auf. Eiche, Buche und Douglasie haben hier einen Anteil von jeweils ca. 5%. Im Fläming kommen als Hauptbaumarten neben der Kiefer nur die Buche mit 13% und die Eiche mit 6% vor. Ähnlich ist die Situation in Oder-Spree mit einem Eichenanteil von ebenfalls 6% und einem recht geringen Buchenanteil von 2%.

Drei Faktoren führen während der Projektion zu veränderten Flächenanteilen der Baumarten: (1) das altersabhängige Baumwachstum mit sich entsprechend verändernden Kronendimensionen, (2) die Bestandesbehandlung und (3) die Verjüngung durch Einwuchs bzw. der Baumartenwechsel nach der Ernte des Altbestandes. Die Veränderungen in den Flächenanteilen der Baumarten zeigen erwartungsgemäß deutliche Unterschiede zwischen den drei waldbaulichen Entwicklungspfaden. Hingegen ergeben sich nur minimale Abweichungen zwischen den unter den drei Klimäläufen realisierten Referenzszenarien.

Im Vergleich der drei waldbaulichen Entwicklungspfade ergeben sich zwei generelle Erkenntnisse für die

Tab. 5

**Baumartenspezifische Flächenanteile zu Beginn der Simulationsperiode 2011 in Prozent und deren Veränderungen in Prozentpunkten bis 2070 unter den drei waldbaulichen Entwicklungspfaden Referenz (Ref), Klimaschutz (Kl) und Biodiversität (Bio), wobei Kl und Bio unter dem Median-Klimalauf und Ref unter den drei Läufen Minimum (min), Median (med) und Maximum (max) simuliert wurden.**

**Proportions of species-specific areas [%] in 2011 and the corresponding change [%-points] under the three management strategies Referenz (Ref), Klimaschutz (Kl) and Biodiversität (Bio) with Kl and Bio being simulated using the median climate run and Ref being simulated using the minimum (min), median (med) and maximum (max) climate run.**

		Buche	Eiche	anderes Laub- holz	Fichte	Kiefer	Dougla- sie	anderes Nadel- holz	Verän- derungs- rate
<b>Diep- holz</b>	<b>2011</b>	8,9 %	11,2 %	45,2 %	6,0 %	19,3 %	4,1 %	5,4 %	
	<i>Ref_min</i>	+4,6	+2,6	-4,4	-0,6	-1,4	+1,0	-2,0	8,3
	<i>Ref_med</i>	+5,1	+2,1	-4,7	-0,8	-0,9	+1,1	-2,0	8,3
	<i>Ref_max</i>	+4,3	+2,6	-4,4	-0,7	-1,6	+1,4	-1,7	8,3
	<i>Kl_med</i>	+7,8	+3,0	-25,0	+2,1	+7,4	+5,9	-1,4	26,3
	<i>Bio_med</i>	+0,2	+4,6	-2,5	-2,2	+2,8	-1,5	-1,5	7,6
<b>Uel- zen</b>	<b>2011</b>	4,8 %	6,1 %	8,7 %	13,3 %	61,3 %	3,9 %	1,9 %	
	<i>Ref_min</i>	+4,5	+1,7	+0,9	-7,1	-14,4	+14,6	-0,2	21,7
	<i>Ref_med</i>	+7,0	+1,6	+2,3	-6,7	-17,7	+13,3	-0,1	24,3
	<i>Ref_max</i>	+4,3	+1,6	+0,7	-6,4	-14,3	+14,4	-0,3	21,0
	<i>Kl_med</i>	+14,7	-0,9	-1,5	-8,9	-34,1	+26,8	+4,0	45,5
	<i>Bio_med</i>	+8,0	+0,2	+0,6	-5,6	-3,2	+0,4	-0,4	9,2
<b>Flä- ming</b>	<b>2011</b>	12,8 %	5,9 %	4,3 %	1,8 %	73,5 %	0,4 %	1,2 %	
	<i>Ref_min</i>	+7,7	+2,0	-0,3	-0,7	-10,8	+2,3	-0,1	12,0
	<i>Ref_med</i>	+8,3	+2,5	-0,4	-0,8	-11,2	+1,9	-0,2	12,7
	<i>Ref_max</i>	+7,7	+2,5	-0,4	-0,6	-11,2	+2,2	-0,1	12,4
	<i>Kl_med</i>	+8,4	+1,9	-1,2	-1,1	-30,2	+18,5	+3,8	32,6
	<i>Bio_med</i>	+5,9	+0,7	+1,1	+1,6	-9,2	+/-0	+/-0	9,3
<b>Oder- Spree</b>	<b>2011</b>	2,0 %	5,7 %	8,8 %	1,1 %	80,9 %	0,5 %	1,0 %	
	<i>Ref_min</i>	+7,1	+2,7	-1,8	+/-0	-8,1	+0,3	+/-0	10,0
	<i>Ref_med</i>	+7,1	+2,9	-1,8	-0,1	-8,3	+0,3	-0,1	10,3
	<i>Ref_max</i>	+6,9	+2,9	-1,7	-0,1	-8,0	+0,4	-0,3	10,2
	<i>Kl_med</i>	+7,1	+3,4	-3,8	-0,2	-23,1	+12,9	+3,6	27,0
	<i>Bio_med</i>	+0,7	+0,4	+0,7	+0,4	-2,1	-0,1	+0,1	2,3

Veränderung der Baumartenanteile bis 2070: (1) In allen Regionen weist der Klimaschutzpfad mit seinen geringeren Zielstärken bzw. kürzeren Produktionszeiträumen die höchsten Veränderungsrate zwischen 26 und 45% auf. Das Biodiversitätsszenario erzielt mit seinen höheren Zielstärken bzw. längeren Produktionszeiträumen hingegen die geringsten Werte zwischen 2 und 9%. (2) Im Regionsvergleich hat Uelzen die höchsten Raten in allen Szenarien, während in Diepholz der Referenzpfad den geringsten Wert aufweist und in Oder-Spree die Biodiversitätsvariante kaum zu einem Baumartenwechsel führt.

Eine baumartenspezifische Betrachtung zeigt die Förderung der Douglasie unter dem Klimaschutz- aber auch dem Referenzpfad. Die Buche und in geringerem Ausmaß auch die Eiche werden in allen waldbaulichen Varianten in allen Regionen, mit Ausnahme der Eiche in Uelzen unter Klimaschutz, gefördert. Der Flächenanteil der Kiefer geht in allen Projektionen deutlich zurück außer in Diepholz, wo unter Klimaschutz und Biodiversität eine Zunahme erfolgt.

In der folgenden Analyse des Vorrats, der Nutzungsmasse, des Zuwachses und des Hiebssatzweisers wird die klimatische Unsicherheit, resultierend aus den Simulationen Ref\_min, Ref\_med und Ref\_max, durch die durchschnittliche Differenz des jeweils größten und kleinsten Parameterwertes in den 5-Jahresperioden beschrieben. Analog wird die waldbauliche Variabilität zwischen den Simulationen Ref\_med, Kl\_med und Bio\_med quantifiziert.

Nach der ersten Vorratsreduktion durch Entnahme und Mortalität in 2011 weisen die Regionen Oder-Spree mit 275 m<sup>3</sup>/ha, Fläming mit 263 m<sup>3</sup>/ha und Uelzen mit 261 m<sup>3</sup>/ha ähnliche Durchschnittsvorräte zu Beginn der Waldentwicklungsprojektion auf. Nur die Region Diepholz hat auf Grund des hohen Anteils junger Bestände einen deutlich geringeren mittleren Vorrat von 175 m<sup>3</sup>/ha (Abb. 4). Für alle Regionen weist die Vorratsentwicklung unter dem Biodiversitätsszenario die größten Werte auf, während die Klimaschutzvariante zu jeweils geringsten Vorratswerten führt. Die Vorratsentwicklung im Entwicklungspfad Referenz verläuft dazwi-

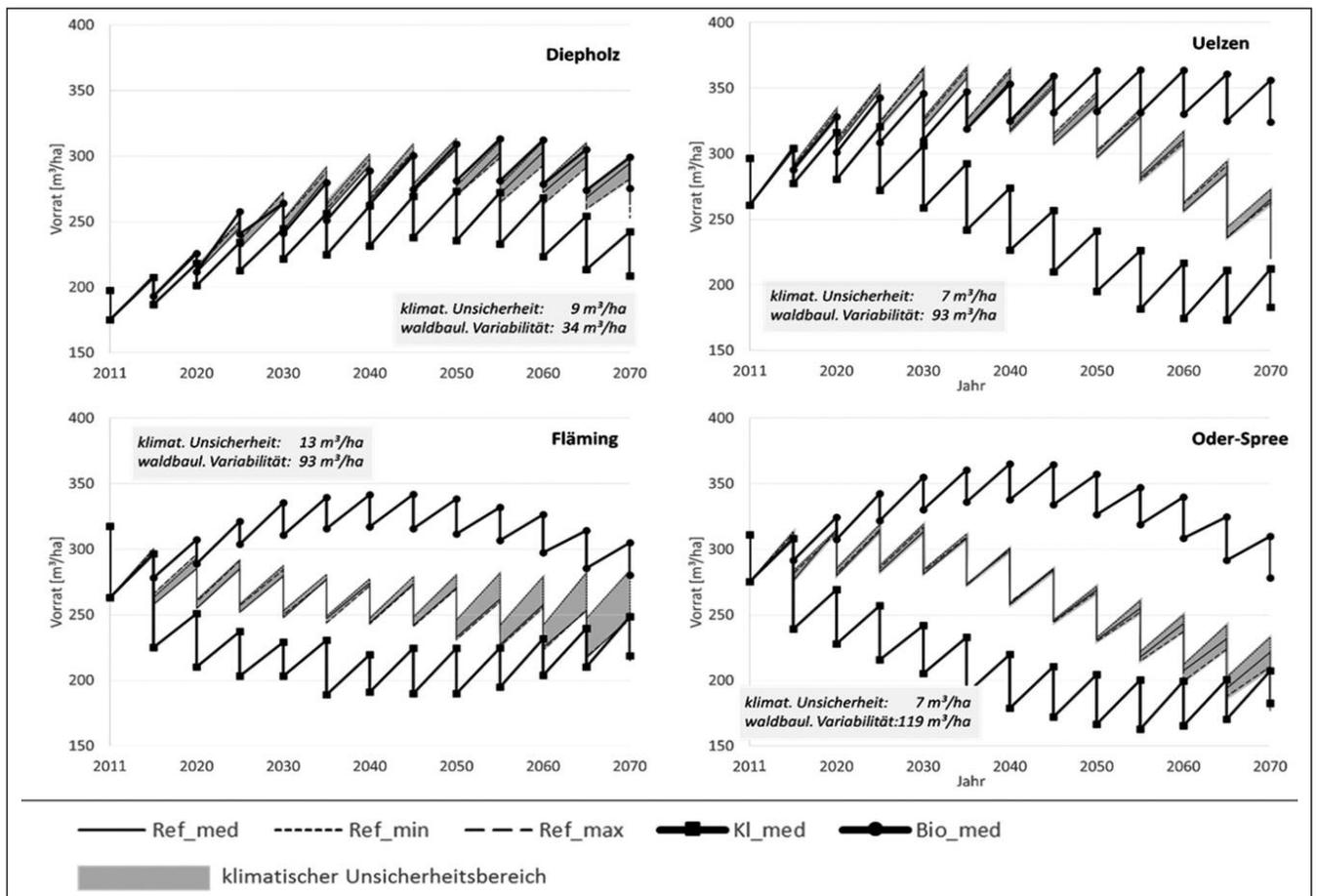


Abb. 4

Vorratsentwicklung (stehender Vorrat sowie durch Entnahme und Mortalität ausscheidende Masse) in den vier Regionen unter den drei waldbaulichen Entwicklungspfaden Referenz (Ref), Klimaschutz (Kl) und Biodiversität (Bio), wobei Kl und Bio unter dem Median-Klimalauf und Ref unter den drei Läufen Minimum (min), Median (med) und Maximum (max) simuliert wurden.

Development of standing volume and removed volume (harvest and density induced mortality) in the four regions under the five scenarios Ref\_min, Ref\_med, Ref\_max, Kl\_med and Bio\_med.

schen, nur in Diepholz und zu Beginn der Projektion in Uelzen liegt die Vorratsentwicklung bei oder über dem Biodiversität-Verlauf. Der klimatische Unsicherheitsbereich in der Vorratsentwicklung, charakterisiert durch die Simulation des Referenzszenarios unter den drei Klimäläufen, weist einen über der Zeit zunehmenden Trend auf. Diese tendenzielle Zunahme resultiert aus den sich in den Projektionsperioden vergrößernden Differenzen der Temperaturentwicklungen und die Ariditätsindexwerte zwischen dem Minimum-, Median- und Maximum-Lauf. Allein in Uelzen scheint dieser Trend im Unsicherheitsbereich nicht ausgeprägt. Je nach Region schwankt der mittlere klimatische Unsicherheitsbereich zwischen  $7 \text{ m}^3/\text{ha}$  in Uelzen und Oder-Spree,  $9 \text{ m}^3/\text{ha}$  in Diepholz und  $13 \text{ m}^3/\text{ha}$  im Fläming. Die mittlere waldbauliche Variabilität zwischen den drei Entwicklungspfaden ist deutlich größer mit Werten zwischen  $34 \text{ m}^3/\text{ha}$  in Diepholz,  $93 \text{ m}^3/\text{ha}$  in Uelzen und im Fläming sowie  $119 \text{ m}^3/\text{ha}$  in Oder-Spree.

In der Region Diepholz resultieren alle waldbaulichen Entwicklungspfade in einer Vorratszunahme bis 2070,

wobei der klimatische Unsicherheitsbereich den Biodiversitätsverlauf weitestgehend einschließt. Die Vorratsentwicklung unter den Bedingungen des Klimaschutzpfades verläuft deutlich niedriger. Im Vergleich mit den anderen Regionen weisen die verschiedenen Vorratsentwicklungen in Diepholz die geringsten Unterschiede auf.

In Uelzen kommt es unter der Biodiversitätsstrategie zu einem kontinuierlichen Vorratsanstieg. Der Referenzpfad weist ebenfalls einen Vorratsanstieg bis 2040 auf und der Unsicherheitsbereich liegt in diesem Zeitraum oberhalb der Biodiversitätswerte. Danach kommt es bis 2070 zu einem Vorratsabbau. Im Rahmen des Klimaschutzpfades erfolgt nach anfänglich eher konstantem Vorratsverlauf ab 2030 eine drastische Vorratsreduktion.

Im Fläming ergibt sich unter dem Biodiversitätspfad ein Vorratsaufbau mit einem Maximum um 2045. Im Klimaschutzszenario beginnt die starke Vorratsreduktion gleich zu Beginn der Projektionsperiode und die Vorräte steigen dann ab 2050 wieder leicht an. Das Referenz-

Tab. 6

**Erntevolumen als Mittelwert der Projektionsperiode 2011 bis 2070 in den vier Regionen unter den drei waldbaulichen Entwicklungspfaden Referenz (Ref), Klimaschutz (Kl) und Biodiversität (Bio), wobei Kl und Bio unter dem Median-Klimalauf und Ref unter den drei Läufen Minimum (min), Median (med) und Maximum (max) simuliert wurden.**  
**Harvested volume as mean value of the projection period 2011 to 2070 in the four regions under the five scenarios Ref\_min, Ref\_med, Ref\_max, Kl\_med and Bio\_med.**

	Erntevolumen [m <sup>3</sup> /ha/a]				
	Ref_min	Ref_med	Ref_max	Kl_med	Bio_med
Diepholz	4,2	3,9	4,0	4,7	2,9
Uelzen	6,1	5,9	6,1	6,5	4,1
Fläming	5,5	5,1	5,3	5,6	2,5
Oder-Spree	5,7	5,7	5,5	6,2	3,2

renzscenario weist eine kontinuierliche Vorratsabnahme auf. Gegen Ende der Projektionsperiode nimmt die klimatische Unsicherheit deutlich zu und liegt 2070 bei ca. 38 m<sup>3</sup>/ha. Damit wird sogar das niedrige Vorratsniveau des Klimaschutzpfades erreicht.

Die Vorratsentwicklung unter den verschiedenen Szenarien in Oder-Spree ähnelt den Verläufen im Fläming,

wobei die Unterschiede zwischen den waldbaulichen Varianten hier am größten sind. Auch in Oder-Spree schließt der klimatische Unsicherheitsbereich in 2070 (ca. 22 m<sup>3</sup>/ha) die Klimaschutzvariante mit ein.

Im Durchschnitt über die gesamte Projektionsperiode 2011 bis 2070 werden unter dem Klimaschutzpfad die höchsten Erntevolumina realisiert. Die Biodiversitäts-

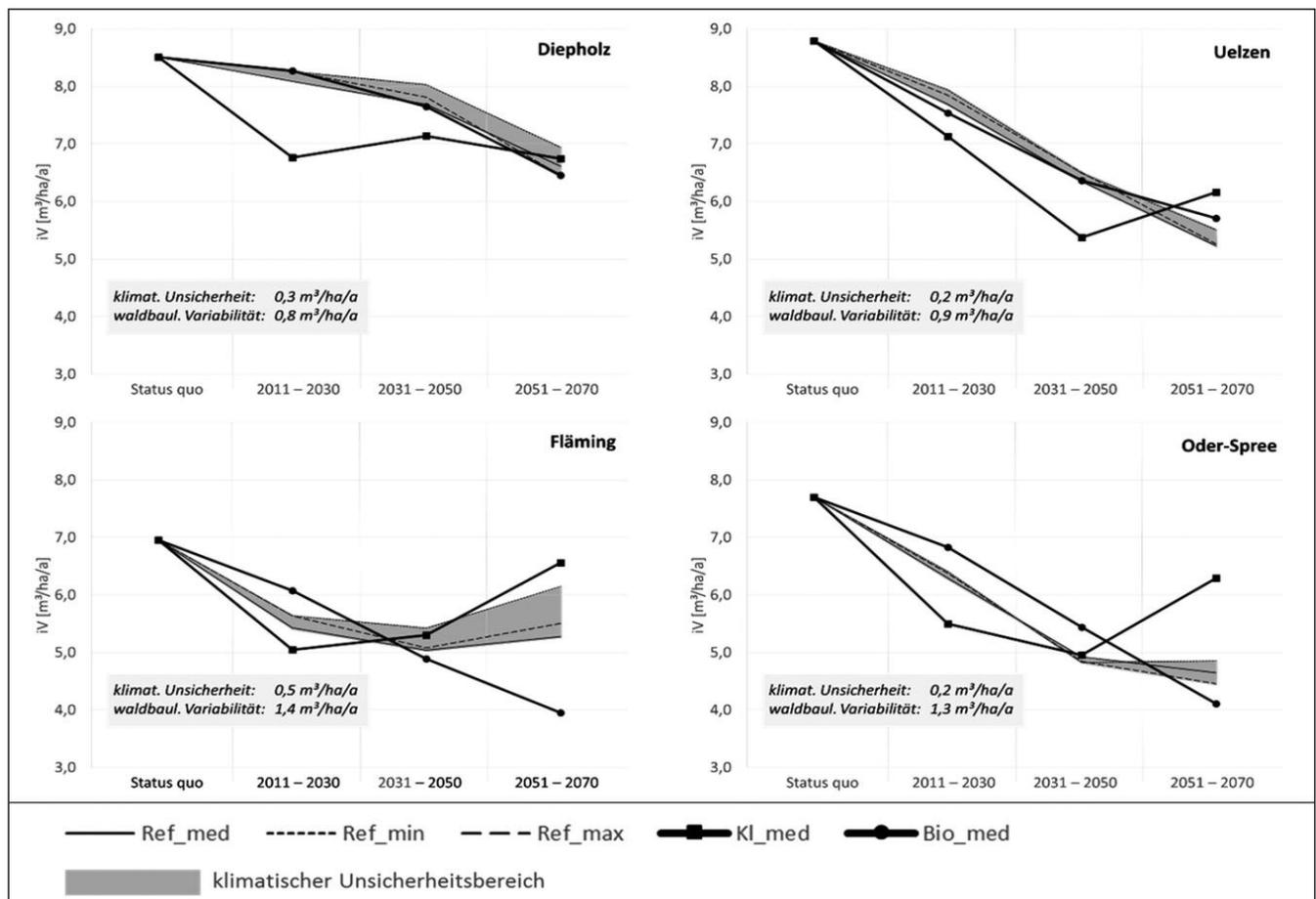


Abb. 5

Laufender Zuwachs als Mittelwert der 20-jährigen Perioden unter den drei waldbaulichen Entwicklungspfaden Referenz (Ref), Klimaschutz (Kl) und Biodiversität (Bio), wobei Kl und Bio unter dem Median-Klimalauf und Ref unter den drei Läufen Minimum (min), Median (med) und Maximum (max) simuliert wurden.

Periodic annual increment (PAI) for 20-year projection periods under the five scenarios Ref\_min, Ref\_med, Ref\_max, Kl\_med and Bio\_med.

variante hingegen weist die geringsten Entnahmen auf und das Referenzszenario liegt dazwischen (Tab. 6). Über alle Entwicklungspfade sind die Erntemassen in Diepholz am geringsten, nur unter der Biodiversitätsvariante im Fläming wird mit 2,5 m<sup>3</sup>/ha/a noch weniger Masse entnommen. Die höchsten Entnahmemengen werden für alle waldbaulichen Varianten für die Region Uelzen projiziert.

Die klimatische Unsicherheit auf Basis der durchschnittlichen Erntemassen rangiert zwischen 0,2 m<sup>3</sup>/ha/a in Diepholz, 0,3 m<sup>3</sup>/ha/a in Uelzen und Oder-Spree sowie 0,4 m<sup>3</sup>/ha/a im Fläming. Die waldbauliche Variabilität ist deutlich höher mit Werten zwischen 1,8 m<sup>3</sup>/ha/a in Diepholz und 3,1 m<sup>3</sup>/ha/a im Fläming.

Die zeitlichen Entwicklungen des Zuwachses und des Hiebssatzweisers werden für 20-jährige Perioden analysiert. Dies ermöglicht klarere Trendaussagen und für die Ableitung von Handlungsempfehlungen die Unterscheidung in eine nahe (Periode 2011 bis 2030), eine mittlere (Periode 2031 bis 2050) und eine ferne Zukunft (Periode 2051 bis 2070). Der Status quo umfasst hier die Periode 1991 bis 2010.

Der laufende Zuwachs sinkt in allen Regionen unter allen Entwicklungspfaden zu Beginn der Projektionsperiode (Abb. 5). Die Projektion unter Klimaschutz führt dabei zu dem stärksten Einbruch, gefolgt von einem späteren Anstieg. Diese Trendwende wird für Diepholz und Fläming bereits nach der ersten Projektionsperiode vorher gesagt. In Uelzen und Oder-Spree findet dies erst nach der zweiten Periode statt. Unter dem Referenzszenario wird ebenfalls ein Abfall projiziert, der jedoch im Vergleich zum Klimaschutzpfad weniger steil verläuft. Eine Trendwende ist hier nur in der Region Fläming mit dem am besten ausgeglichenen Altersklassenaufbau zu verzeichnen. Der Biodiversitätspfad weist durchweg einen negativen zeitlichen Trend beim laufenden Zuwachs auf.

Die klimatische Unsicherheit nimmt prinzipiell mit der Zeit zu, besonders ausgeprägt vor allem im Fläming auf 0,9 m<sup>3</sup>/ha/a am Ende der Projektionsperiode. In der Region Oder-Spree ist die klimatische Unsicherheit bis zur zweiten Projektionsperiode kaum ausgeprägt und nimmt dann aber auf 0,3 m<sup>3</sup>/ha/a bis 2070 zu. In Uelzen liegt die klimatische Unsicherheit im laufenden Zuwachs eher gleichbleibend über der Zeit bei 0,2 bis 0,3 m<sup>3</sup>/ha/a. Die waldbauliche Variabilität ist beim laufenden Zuwachs ebenfalls größer als die klimatische Unsicherheit, jedoch im Verhältnis deutlich weniger stark ausgeprägt als bei der Vorratsentwicklung und der

Erntemasse. In Diepholz beträgt die waldbauliche Variabilität ca. das Dreifache und in Uelzen das Vierfache der klimatischen Unsicherheit. In Diepholz schließt der klimatische Unsicherheitsbereich den Verlauf des laufenden Zuwachses unter Biodiversität sogar fast komplett ein.

Die periodische Nachhaltigkeit der Holznutzung wird für Forstplanungszwecke mit Hiebssatzweisern, deren Fundament das Normalwaldmodell ist, geprüft. In dieser Untersuchung wird der Hiebssatzweiser nach GEHRHARDT (1923, vgl. SPEIDEL, 1972, S. 171) verwendet:

$$Hi = \frac{lz + dGZ_u}{2} + \frac{V_w - V_n}{a} \quad [3]$$

wobei

*lz*: laufender jährlicher Gesamtderbholzzuwachs [m<sup>3</sup>/ha/a]

*dGZ<sub>u</sub>*: durchschnittlich jährlicher Gesamtderbholzzuwachs in der Umtriebszeit *u* [m<sup>3</sup>/ha/a] (*u* in Tabelle 7)

*V<sub>w</sub>*: wirklicher Vorrat [m<sup>3</sup>/ha]

*V<sub>n</sub>*: Normalvorrat [m<sup>3</sup>/ha]

*a*: Ausgleichszeitraum (hier 20 Jahre)

Die periodische Realisation des nach GEHRHARDT (1923) ermittelten Hiebssatzes verschiebt die Waldstruktur einer Region im Sinne des Normalwaldmodells in Richtung eines vollkommen ausgeglichenen Altersklassenverhältnisses. Dieser modellhafte Idealzustand kann in der Realität nicht erreicht werden. Die Interpretation des Hiebssatzweisers ermöglicht dennoch Erkenntnisse über die nachhaltige Holznutzung.

Die Staffelung zum Status quo ist in den Entwicklungspfadspezifischen Umtriebszeiten der Baumarten begründet, d. h. bei gleichen Vorräten und Bonitäten weist die Klimaschutzvariante immer den höchsten Nachhaltshiebssatz auf, gefolgt vom Referenzpfad und dem Biodiversitätsszenario mit dem niedrigsten Hiebssatzweiser (Abb. 6). Unter dem Klimaschutzpfad nimmt der Nachhaltigkeitshiebssatz tendenziell ab, in Diepholz leicht und in den übrigen drei Regionen stark. Im Fläming und Oder-Spree wird nach der zweiten Projektionsperiode eine Trendwende vorher gesagt. Der Hiebssatzweiser unter Biodiversitätsstrategie nimmt prinzipiell mit einem Maximum in der zweiten Periode zu, was im Fläming und Oder-Spree im Variantenvergleich zu absolut höchsten Werten für den gesamten Projektionszeitraum von 2011 bis 2070 führt. Der Hiebssatzweiser im Referenzpfad weist über alle vier Regionen keine ein-

Tab. 7

**Für den Hiebssatzweiser definierte baumart- und entwicklungspfadspezifische Umtriebszeiten (Jahre).  
Rotation age (years) according to species and management strategy defined for prescribed yield index.**

	Eiche	Buche	Fichte	Douglasie	Kiefer
Referenz	180	140	80	100	120
Klimaschutz	160	120	60	80	100
Biodiversität	200	140	60	80	140

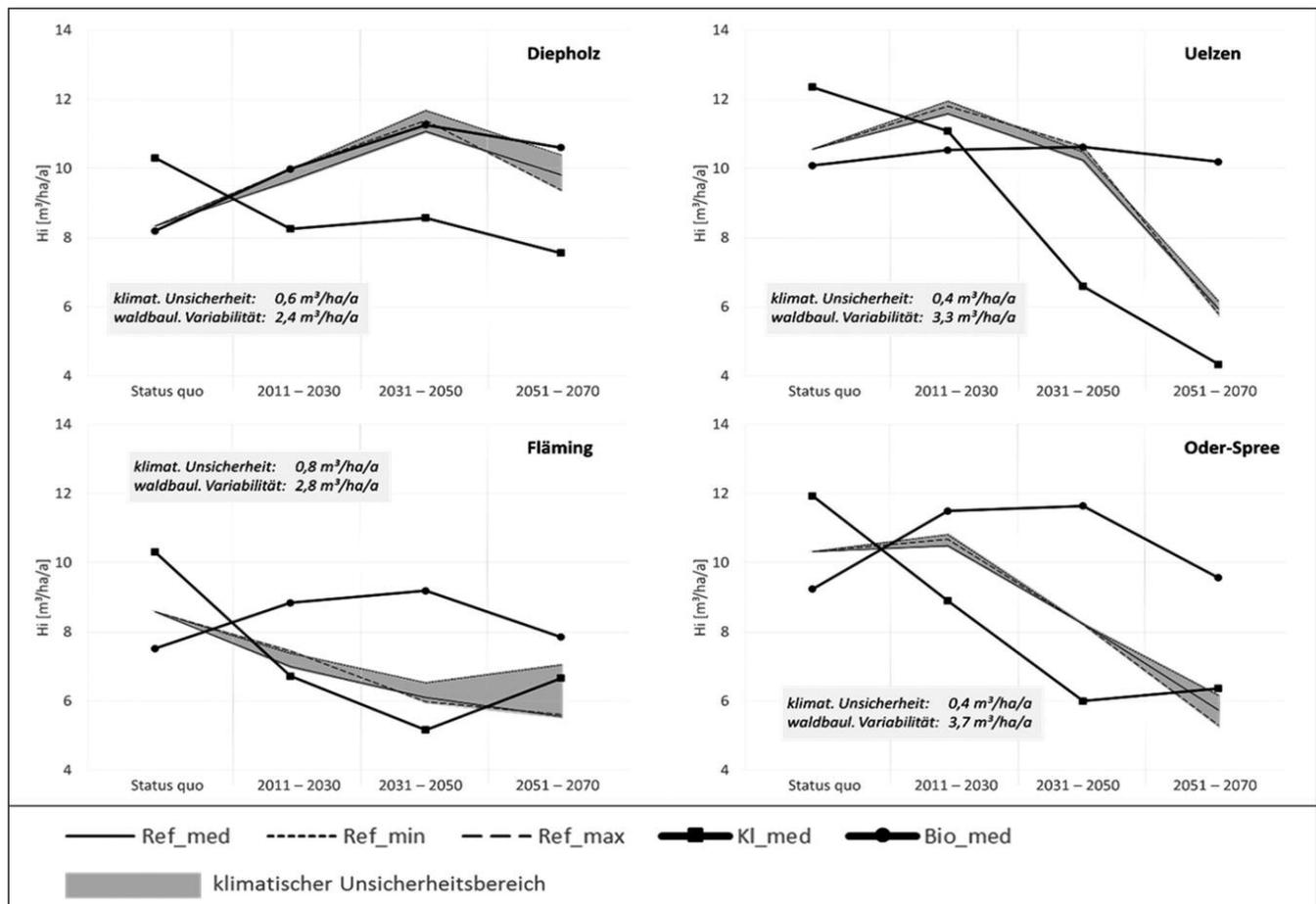


Abb. 6

Hiebsatzweiser nach GEHRHARDT (1923) als Mittelwert der 20-jährigen Perioden unter den drei waldbaulichen Entwicklungspfaden Referenz (Ref), Klimaschutz (KI) und Biodiversität (Bio), wobei KI und Bio unter dem Median-Klimalauf und Ref unter den drei Läufen Minimum (min), Median (med) und Maximum (max) simuliert wurden.

Mean values of prescribed yield index by GEHRHARDT (1923) for 20-year periods under the five scenarios Ref\_min, Ref\_med, Ref\_max, Kl\_med and Bio\_med.

heitliche Tendenz auf. In Diepholz gleicht der Verlauf dem unter Biodiversität, so dass der klimatische Unsicherheitsbereich diesen fast vollständig einschließt. In Uelzen kommt es unter Referenz zuerst zu einem Anstieg des Nachhalthiebsatzes, der nach der ersten Periode immer stärker abnimmt. Im Fläming ist eine kontinuierliche Abnahme zu verzeichnen. In Oder-Spree kommt es nach anfänglich leichter Zunahme zu einem starken Abfall des Hiebsatzweisers.

Die klimatische Unsicherheit ist in Diepholz mit  $0,6 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{a}$  und im Fläming mit  $0,8 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{a}$  besonders ausgeprägt und nimmt hier deutlich mit der Zeit zu, im Fläming sogar auf  $1,4 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{a}$  in 2070. Die waldbaulichen Variabilität beträgt hier ungefähr das Vierfache der klimatischen Unsicherheit. In Uelzen und in Oder-Spree ist die klimatische Unsicherheit mit  $0,4 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{a}$  deutlich schwächer ausgeprägt und eher konstant über der Zeit. Die waldbauliche Variabilität ist mit  $3,3 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{a}$  in Uelzen und  $3,7 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{a}$  in Oder-Spree mehr als 8-fach so groß wie die klimatische Unsicherheit.

Der Hiebsatzweiser weist ein theoretisch nachhaltig zu nutzendes Potenzial aus, welches z.B. unter dem Biodiversitätspfad speziell in der Region Oder-Spree in der ersten und zweiten Projektionsperiode mit knapp  $12 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{a}$  recht hoch ausfällt. Aufschlussreich ist daher der Vergleich des Nachhalthiebsatzes mit dem projizierten tatsächlichen Entnahmevermögen (*Tab. 6*). Der waldbauliche Hiebsatz, das ist hier der simulierte ausschneidende Vorrat, gilt bei einer nicht zu stark unausgeglichene Altersklassenausstattung in einem Bereich von  $\pm 30\%$  des Hiebsatzweisers als nachhaltig (PENCK, 2003).

Die Nachhaltigkeitsbeurteilung in *Tabelle 8* weist unter dem Biodiversitätspfad in allen Regionen und allen Zeitperioden, Ausnahme Status quo im Fläming, eine Mindernutzung aus, d.h. das nachhaltige Nutzungspotenzial wird nicht ausgeschöpft. Auch unter dem Referenzszenario sowie dem Klimaschutzpfad in den beiden ersten Perioden werden für die Region Diepholz Mindernutzungen projiziert. Im Fläming wird in den Simulationen unter Referenz und Klimaschutz, hier mit

Tab. 8

**Bewertung der Nachhaltigkeit des waldbaulichen Hiebsatzes mithilfe des Hiebsatzweisers nach GEHRHARDT (hellgrau = Mindernutzung; weiß = nachhaltige Nutzung; dunkelgrau = Übernutzung).**  
**Sustainability of the silvicultural yield evaluated using the prescribed yield index by GEHRHARDT (light gray = less than sustainable cutting; white = sustainable cutting; dark gray = overcutting).**

	Ref_min	Ref_med	Ref_max	Kl_med	Bio_med
Diepholz 2000	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau
2020	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau
2040	hellgrau	hellgrau	hellgrau	weiß	hellgrau
2060	hellgrau	hellgrau	hellgrau	weiß	hellgrau
Uelzen 2000	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau
2020	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau
2040	hellgrau	hellgrau	hellgrau	dunkelgrau	hellgrau
2060	dunkelgrau	dunkelgrau	dunkelgrau	dunkelgrau	hellgrau
Fläming 2000	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau
2020	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau
2040	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau
2060	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau
Oder-Spree 2000	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau
2020	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau
2040	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau	hellgrau
2060	hellgrau	hellgrau	dunkelgrau	hellgrau	hellgrau

Ausnahme in der Status quo-Periode, nachhaltig genutzt. In Uelzen und Oder-Spree deutet sich unter Referenz und Klimaschutz ein zeitlicher Trend von Mindernutzung zu nachhaltiger Nutzung und in Uelzen sogar zu Übernutzung in der letzten Projektionsperiode an. Unterschiede zwischen den drei Klimäläufen ergeben sich nur in Oder-Spree, wo statt einer nachhaltigen Nutzung unter dem Maximumlauf eine Übernutzung projiziert wird.

### 3.2 Vulnerabilitätsanalyse am Beispiel des Trockenstresses

Die Projektion der Waldentwicklung in den vier Regionen geschieht ohne Berücksichtigung von Risikofaktoren, d.h. es werden keine Ausfälle durch abiotische und biotische Risiken simuliert und es erfolgen auch keine waldbaulichen Anpassungen an veränderte Risikostrukturen. Am Beispiel einer Trockenstressanalyse wird gezeigt, wie die Vulnerabilität der einzelnen Entwicklungspfade nachträglich bewertet werden kann.

Die Beurteilung des Trockenstresses in den Regionen ist abhängig vom örtlichen Speicherpotenzial des Bodens (nFK), der aktuellen Baumartenzusammensetzung, dem Entwicklungspfadspezifischen Waldumbau sowie den sich verändernden klimatischen Bedingungen. Mit Hilfe der Klassifizierung der Trockenstressvulnerabilität (vgl. Tab. 4) werden die Flächenanteile in den Vulnerabilitätsklassen je Region zum Status quo (2011) und am Ende der Projektionsperiode (2070) ermittelt (Abb. 7).

Die klimatische Unsicherheit und die waldbauliche Variabilität werden, abweichend vom Vorgehen bei den ertragskundlichen Größen, für die Häufigkeitsverteilungen der Flächen in den Trockenstressklassen im Anhalt an die relative Diskrepanz (vgl. GREGORIUS, 1974; POMMERENING, 1997; STAUPENDAHL, 1999) berechnet:

$$y_m = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^k (x_{max_i} - x_{min_i}) \quad [4]$$

wobei  $y_m$  die klimatische Unsicherheit in Modellregion  $m$  ist und  $x_{min}$  und  $x_{max}$  die jeweiligen minimalen und maximalen Flächenanteile in den Risikoklassen  $k$  aus einem paarweisen Vergleich der Simulationen Ref\_min, Ref\_med und Ref\_max sind. Analog berechnet sich die waldbauliche Variabilität aus den Simulationen Ref\_med, Kl\_med und Bio\_med. Der größte Wert der jeweiligen drei paarweisen Vergleiche ergibt die klimatische Unsicherheit und die waldbauliche Variabilität.

Die Analyse der Trockenstressvulnerabilität zum Status quo (2011) zeigt nur für die Region Fläming nennenswerte Flächenanteile im mittleren (9%) und hohen (7%) Vulnerabilitätsbereich (Abb. 7). Bis zum Ende der Projektionsperiode (2070) wird eine generelle Zunahme des Trockenstressrisikos projiziert, wobei die beiden westlichen Regionen Diepholz und Uelzen mit je nach Simulationsvariante schwankenden nennenswerten Anteilen in der geringen Vulnerabilitätsklasse im Gegensatz zu den beiden östlichen Regionen mit fast ausschließlich Anteilen in der mittleren und hohen Vulnerabilitätsklasse begünstigt sind. Zwischen den drei waldbaulichen Entwicklungspfaden ergeben sich nur geringe Unterschiede, hervorgerufen durch die unterschiedlichen Baumartenzusammensetzungen. Die waldbauliche Variabilität schwankt zwischen kaum merklichen 0,01 im Fläming, 0,06 in Oder-Spree, 0,07 in Diepholz und immerhin 0,12 in Uelzen. Die sehr hohen Werte der klimatischen Unsicherheit zwischen 0,24 in Oder-Spree bis 0,74 in Uelzen zeigen jedoch auf, dass der Klimaeffekt in allen Entwicklungspfaden zu erheblichen Veränderungen führen kann. Im Falle der Region Uelzen bedeutet dies, dass in 2070 der Flächenanteil von 74% im geringen Vulnerabilitätsbereich unter dem

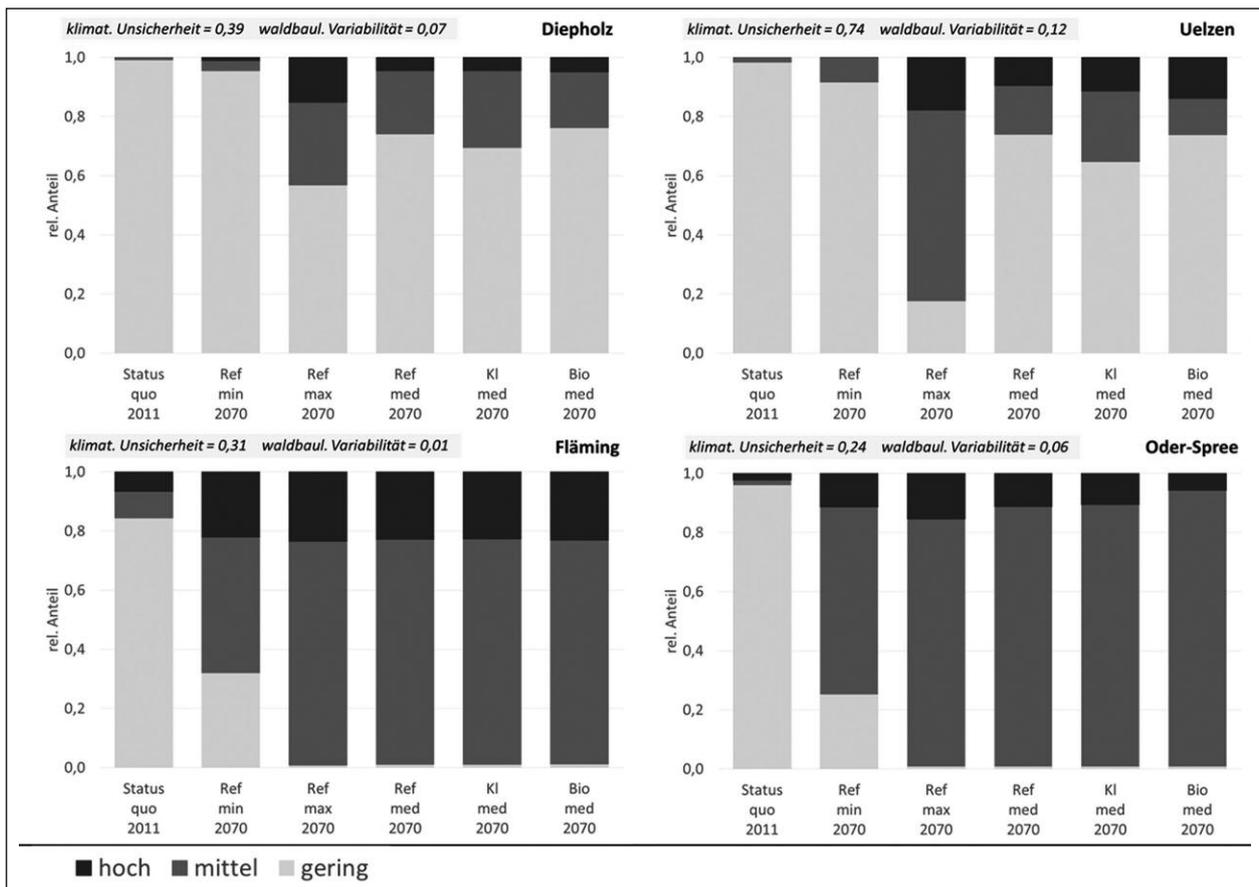


Abb. 7

Flächenanteile aller Baumarten kombiniert in den Trockenstressklassen gering, mittel, hoch in den vier Regionen zum Status quo (2011) und am Ende der Projektion 2070.

Area proportions of all species combined for the drought vulnerability classes low (light gray), medium (gray) and high (dark gray) in the four regions in 2011 and 2070.

Referenzpfad im Medianklimalauf auf 18% unter dem Maximumklimaszenario absinken kann. Im günstigsten Fall unter Minimumklimabedingungen könnte der Anteil jedoch auch bei 92% liegen.

Bei Betrachtung des Trockenstressrisikos ist das Verhältnis zwischen der geringen waldbaulichen Variabilität und der großen klimatischen Unsicherheit demnach konträr zu den Auswirkungen auf die ertragskundlichen Parameter mit einem großen Einfluss der waldbaulichen Entwicklungspfade und den eher geringen Schwankungen auf Grund des Klimaeffektes. Dennoch wird das stark klimagetriebene Trockenstressrisiko einen großen Einfluss auf die zukünftige Baumartenzusammensetzung (vgl. Tab. 5) und damit die waldbaulichen Entwicklungspfade haben.

#### 4. DISKUSSION

Szenariostudien unterstützen die Ableitung von Handlungsempfehlungen für die Forstplanung (MENDOZA und SPROUSE, 1989; GADOW und PUUMALAINEN, 2000; GADOW, 2005). CLARK et al. (2001) betonen, dass Szenarien für Entscheidungsträger Möglichkeiten aufzeigen, die aber mit Unsicherheiten behaftet sind. Nach CLARK et al.

(2001) verhält sich der Informationsgehalt einer Szenariosimulation für die Entscheidungsfindung ferner invers proportional zu der in der Simulation enthaltenen Unsicherheit. Anschaulich illustrieren WILBY und DESSAI (2010), wie sich die Unsicherheit am Beispiel der Klimafolgenforschung kaskadenartig vergrößert, beginnend mit einer Annahme über die zukünftige Gesellschaft, dem darauf aufbauenden Emissionsszenario, dem globalen Klimamodell über die Regionalisierung des Klimaszenarios, dem Wirkmodell bis hin zu den Anpassungsmaßnahmen.

#### 4.1 Kritische Bewertung der Wirkungsanalyse

Prinzipiell wird für Wirkungsanalysen ein Ensemble-Ansatz empfohlen, also eine Kombination verschiedener Klimamodelle und mehrerer Emissionsszenarien (vgl. KNUTTI, 2010). Das Projekt ReKliEs-De erstellt derzeit diesbezügliche Empfehlungen für die Impact-Forschung (HESSISCHES LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, UMWELT UND GEOLOGIE, 2016). Im Rahmen des ReKliES-De-Projektes werden auch verschiedene regionale Klimamodelle, u. a. STARS, evaluiert. Die hier vorgestellte Wirkungsanalyse wird ganz wesentlich von den Klimaprojektionen des

regionalen Klimamodells STARS (ORLOWSKY et al., 2008) getrieben. Das statistische Modell STARS erstellt Klimaprojektionen auf Grundlage eines temperaturgetriebenen Resampling-Algorithmus'. Der Temperaturantrieb wird als periodischer Trend durch globale Klimamodelle (in dieser Untersuchung: INM-CM4, ECHAM6 und ACCESS1.0) vorgegeben. Das Resampling wird in einem ersten Schritt durch neu geordnete Jahresklimawerte und in einem zweiten Schritt durch eine Neuordnung von 12-Tages-Wettersequenzen durchgeführt. WECHSUNG und WECHSUNG (2014a und b) setzen sich kritisch mit der Annahme von GERSTENGABE et al. (2013) auseinander, dass die Validität von STARS durch die Ähnlichkeit zwischen den mittleren statistischen Schätzern (Mittelwert, Standardfehler, Perzentile etc.) der Beobachtungsperiode 1951 bis 1975 und der Validierungsperiode mit durch den TCR-Algorithmus neu geordneten Werten untermauert werden kann. Des Weiteren weisen WECHSUNG und WECHSUNG (2014a und b) einen negativen Bias in der Projektion der Niederschlags von ca. 5 % je 1°C-Temperaturerhöhung nach. Trotz der Modelllimitationen empfehlen WECHSUNG und WECHSUNG (2014a) STARS-basierte Klimaprojektionen für Wirkungsanalysen. So modellieren beispielsweise BLOCH et al. (2014) die regionalen Auswirkungen von Trockenheit auf den Ertrag von Klee und Luzerne unter STARS-Klimaprojektionen für die Periode 2062 bis 2092 und ziehen Schlussfolgerungen für eine zukünftige Bewirtschaftung.

Somit müssen auch die hier dargestellten Ergebnisse der auf STARS basierenden Wirkungsanalyse als Vulnerabilität der Wälder unter dem projizierten Klimaänderungstyp, trockenere Sommer und nassere Winter, interpretiert werden. Generell muss betont werden, dass Szenariostudien und Wirkungsanalysen immer nur Projektionen auf Basis des derzeitigen Wissensstandes sind. Allein die sich in den letzten Jahren als Antrieb der Globalmodelle verändernden Emissionsszenarien verdeutlichen, wie unsicher langfristige Aussagen sind (vgl. MOSS et al., 2010).

Ein weiteres wesentliches Merkmal der vorgestellten Wirkungsanalyse ist die Simulation ohne simultane Rückkopplung des Waldwachstums mit abiotischen und biotischen Störungen sowie keine Berücksichtigung eventueller Ausfälle durch Mortalität. Wie eingangs dargestellt, ist es Ziel dieser Untersuchung, die klimatischen und waldbaulichen Effekte auf die Waldentwicklung abzubilden. Dies ist nur möglich, wenn Störgrößen, die zu einer Anpassung des Systems führen, explizit in den Simulationen unberücksichtigt bleiben. Störgrößen sind in diesem Zusammenhang z.B. Vitalitätsverlust und Minderwachstum durch Insektenfraß und Ausfälle durch Sturmereignisse. Auch eine angepasste Baumartenwahl, die durch Klimawandel veränderte Standortverhältnisse berücksichtigt, wäre in diesem Zusammenhang eine die Wirkungsanalyse störende Größe. A posteriori werden die Waldentwicklungsvarianten hinsichtlich der einzelnen Risikofaktoren untersucht und im Sinne einer Vulnerabilitätsanalyse bewertet. Am Beispiel des Trockenstresses wird dies hier verdeutlicht.

Allgemein stellen die hier präsentierten Ergebnisse die über Baumarten, Altersklassen, Besitzverhältnisse, Standortsunterschiede u. a. aggregierten mittleren Verhältnisse in den vier Regionen Diepholz, Uelzen, Fläming und Oder-Spree dar. Schlussfolgerungen aus dem Variantenstudium der drei waldbaulichen Entwicklungspfade und der drei Klimaprojektionen sind somit unter Beachtung einer nachgeschalteten Vulnerabilitätsanalyse im Sinne einer regionalen Waldbauplanung und Nachhaltigkeitsprüfung eines größeren Forstbetriebes möglich. Mehr noch, sie sind angesichts der Langfristigkeit der forstlichen Produktion auf der einen Seite und dem Ausmaß, der Geschwindigkeit sowie der räumlichen wie zeitlichen Verteilung der projizierten Klimaänderungen auf der anderen Seite notwendig. Im konkreten Fall sind zudem die Unterschiede zwischen den entlang eines Niederschlagsgradienten aufgereihten Regionen ebenfalls interpretierbar.

#### **4.2 Variabilität der ertragskundlichen und forstplanerischen Kenngrößen**

Das Variantenstudium zeigt auf, dass die abgebildete klimatische Unsicherheit für die Bewirtschaftung der aktuellen Bestockung der vier Modellregionen im Hinblick auf die ertragskundlichen Größen Vorrat, Nutzung und Zuwachs sowie den Nachhaltshiebsatz zur Zeit nur eine geringe Relevanz hat, da die Unterschiede zwischen den Waldbaustrategien wesentlich größer sind als zwischen den Klimaszenarien. Forstplanerische Entscheidungen sollten jedoch den Klimatrend berücksichtigen (BOLTE et al., 2009; DAY und PÉREZ, 2013; SCHELHAAS et al., 2015). Die aus unterschiedlichen Projektionen erwachsende klimatische Unsicherheit spielt jedoch in den untersuchten Modellregionen bei einer Vernachlässigung der sich ebenfalls ändernden Risiken eine untergeordnete Rolle. Ein wesentlich größerer Handlungsspielraum erwächst der Forstplanung durch alternative Bewirtschaftungskonzepte, wie den hier vorgestellten drei waldbaulichen Szenarien Referenz, Klimaschutz und Biodiversität.

Der Hiebsatzweiser nach GEHRHARDT (1923) fasst das Wechselspiel von Vorräten, Nutzungen und Zuwachs zusammen. Die waldbauliche Behandlung unter dem Klimaschutzpfad, insbesondere die höheren Nutzungsvolumina und der frühere Erntezeitpunkt durch geringere Zielstärken, führen zu Beginn der Projektionsperiode beim Zuwachs und auch bei dem nachhaltig nutzbaren Holzvolumen gemäß des Hiebsatzweisers zu einem drastischen Rückgang in allen Regionen. Durch den Anbau ertragsstarker Nadelbaumarten wird in den Regionen Fläming und Oder-Spree bereits innerhalb des Projektionszeitraumes ein wieder ansteigender Nachhaltshiebsatz erreicht. Die bezüglich Nutzungsmassen und Zielstärken etwas moderatere Referenzvariante führt im Vergleich zum Klimaschutzpfad zu einer ähnlichen jedoch zeitverzögerten und abgeschwächten Entwicklung in Uelzen, Fläming und Oder-Spree. Lediglich für den Fläming mit seinem relativ ausgeglichenen Altersklassenaufbau zeigen die Projektionsergebnisse, dass der Waldumbau mit vornehmlich führendem Laubholz ebenfalls den Rückgang im Zuwachs und Nachhaltshieb-

satz verlangsamen und unter dem Minimumklimalauf sogar umkehren kann. Hier wird auch deutlich, dass die klimatische Unsicherheit bei der Festsetzung des Nachhaltigkeitsziels für die Forstplanung bedeutsam ist. Im Fläming beträgt die klimatische Unsicherheit im Mittel  $0,8 \text{ m}^3/\text{ha/a}$ , sodass ein mittlerer projizierter Nutzungsansatz von ca.  $5,5 \text{ m}^3/\text{ha/a}$  um ca. 7% im günstigsten Fall nach oben bzw. im ungünstigsten Fall nach unten korrigiert werden müsste.

Neben der Variabilität der ertragskundlichen und forstplanerischen Kenngrößen durch die Unsicherheit in der Entwicklung der Umweltbedingungen und durch den waldbaulichen Handlungsraum beeinflussen weitere Unsicherheitsfaktoren die reale Waldentwicklung. Einen großen Einfluss auf das Nutzungsvolumen hat z.B. direkt die Entwicklung der Holzpreise (LESKINEN und KANGAS, 1998) bzw. indirekt die Preisentwicklung von Substituten wie Rohöl (HÄRTL und KNOKE, 2014) oder der Umfang naturschutzrechtlicher Restriktionen (RÜTHER et al., 2007; SEINTSCH et al., 2012). Abweichungen der durch die Forstplanung vorgesehenen Waldentwicklung können jedoch auch durch Unzulänglichkeiten in der Umsetzung der Bewirtschaftungskonzepte entstehen. So konnte bereits auf der untersten Umsetzungsebene, beim Auszeichnen eines Bestandes, gezeigt werden, dass bei gleicher Durchforstungsanweisung zum Teil erhebliche Abweichungen in der Entnahmemasse zwischen Förstern bzw. Förster und Harvesterfahrer und sogar bei mehrfacher Auszeichnung durch einen Förster auftreten (ALBERT, 2006). Das Wissen um die einzelnen Unsicherheitsfaktoren und ihren Wirkamplituden auf die Zielgrößen ist essentiell, wenn Handlungsempfehlungen erfolgreich in die Forstplanung integriert und diese dann in der Praxis umgesetzt werden sollen.

### 4.3 Bewertung der Trockenstressanalyse

Häufig verwendete Indikatoren zur Charakterisierung von Trockenstress sind der relative Transpirationsindex *RTI* (MÜLLER, 2006; WELLPOTT, 2005) oder der relative Bodenwassergehalt *REW* (GARNIER et al., 2007; GARCÍA-SANTOS et al., 2009). Letztgenannter Indikator deutet entsprechend der Ergebnisse von CHOAT et al. (2012) darauf hin, dass Abweichung von den langjährigen Witterungsbedingungen eine zentrale Bedeutung für das bestandesspezifische Trockenstressrisiko aufweisen. Gegenwärtig ist das Wissen noch zu lückenhaft, um zuverlässig die Wirkung von Trockenstress baumart- und standortspezifisch abzuschätzen (CHOAT et al., 2012; ANDEREGG et al., 2013). Ein Indikator, der stärker die absolute Wasserverfügbarkeit berücksichtigt, ist der *RTI*. MÜLLER (2006) beschreibt die Möglichkeiten, diesen für praktische Anwendungen durch die Verknüpfung von klimatischer Wasserbilanz und nFK abzuleiten. Entsprechend wurde auch in dieser Untersuchung auf einen vergleichbar einfachen Trockenstressindikator zurückgegriffen. Dies geschieht mit dem Ziel, anhand der langfristigen Standortwasserbilanz das trockenstressbedingte Anbaurisiko für Baumarten flächendeckend einzuschätzen (vgl. ALBERT et al., 2015). Ein langfristiger Klimatrend der Standortwasserbilanz erscheint als unscharfes Entscheidungskriterium für die Forst-

planung geeignet, wohl wissend, dass singuläre kurzzeitige Trockenperioden dennoch der vermeintlich sicheren Baumartenwahl widersprechen können. Im Sinne einer Entscheidungsunterstützung sind auch die angenommenen Grenzwerte der Vulnerabilitätsklassen (vgl. Tab. 4) zu verstehen. Die Rangreihung der Baumarten hinsichtlich ihrer Trockenstressvulnerabilität wird durch zahlreiche Untersuchungen unterstützt (OTTO, 1994; BREDEMEIER et al., 2001; ROLOFF und GRUNDMANN, 2008; ZANG et al., 2011b; KÄTZEL et al., 2015). Dennoch sollten die Klassengrenzen in der Forstplanung nicht zu starr angewendet werden. Vielmehr ergeben sich im Einzelfall Interpretationsspielräume, z.B. hinsichtlich der Mischungsanteile bei einer Empfehlung, eine Baumart auf einem Standort nur noch als Mischbaumart zu planen.

Auf der Grundlage der in dieser Untersuchung analysierten Trockenstressvulnerabilitäten ergibt sich im Vergleich zu den ertragskundlichen Ergebnissen eine gänzlich gegensätzliche Einschätzung der Wirkung von klimatischer Unsicherheit und waldbaulichen Varianten. Am Beispiel der hier verwendeten Trockenstressvulnerabilität zeigt sich, dass die Risikobewertung erheblich durch die klimatische Unsicherheit geprägt ist. Die Einschätzung, wie groß der mittel bis stark trockenstressgefährdete Flächenanteil ist, hängt direkt mit der projizierten Trockenheit zusammen, die je nach unterstellter Klimaentwicklung große Unterschiede aufweisen kann. Eine detaillierte baumartenspezifische Analyse am Beispiel der Region Uelzen offenbart die gravierenden Unterschiede in der Trockenstressbeurteilung zwischen den drei Klimäläufen. So wird unter dem Minimumlauf nur für geringe Flächenanteile von Buche und anderem Laubholz sowie bereits für 66% der Fichtenfläche eine mittlere Trockenstressgefährdung projiziert. Unter dem Medianklimalauf befindet sich die gesamte Fichtenfläche in der mittleren (33%) bzw. starken (66%) Gefährdungskategorie. Nur noch geringe Flächenanteile der Buche (8%) aber immerhin noch über 50% der Fläche des anderen Laubholzes werden als gering gefährdet angesehen. Es werden ebenfalls bereits einige Flächenanteile der Eiche (12,5%) und der Douglasie (17%) im mittleren Trockenstressrisiko eingestuft. Die komplette Kiefernfläche wird wie auch unter dem Minimumszenario als gering trockenstressgefährdet klassifiziert. Das Maximumklimalauf projiziert für fast die gesamte Fichtenfläche eine starke Trockenstressvulnerabilität, ebenso für 78% der Buchen- und 56% der anderen Laubholzflächen. Fast die komplette Douglasienfläche (94%) wird als mittel trockenstressgefährdet klassifiziert. Die Einstufung von 81% der Kiefernfläche im mittleren Vulnerabilitätsbereich unter dem Maximumszenario ist dabei mit der Einschränkung einzuordnen, dass sich die eingeschätzten Standortswasserbilanzen im unteren Bereich des bei dieser im Allgemeinen als besonders trockenstresstolerant geltenden Baumart ohnehin am weitesten aufgespannten mittleren Vulnerabilitätsbereiches befinden.

Während die Quantifizierung der klimatischen Unsicherheit die möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf die potenzielle Trockenstressvulnerabilität und

je nach Risikopräferenz des Entscheidungsträgers den notwendigen Handlungsbedarf aufzeigt, weisen die Unterschiede in der Trockenstressanalyse zwischen den waldbaulichen Entwicklungspfaden die tatsächlich durch Bestandesbehandlung und Waldumbau möglichen Anpassungen auf. Es ist dabei zu beachten, dass in den vorgestellten Simulationen zukünftige Risiken in der Formulierung der waldbaulichen Szenarien nicht berücksichtigt wurden. Bei Waldumbau wird die Baumartenwahl auf der Grundlage der Standortbedingungen zum Status quo (2011) getroffen. Eine Anpassungsstrategie z. B. an sich verschärfende Trockenheit wird nicht simuliert. Auf dieser Grundlage verschieben sich die Flächen- und Vorratsanteile der Baumarten durch Wachstum, Durchforstung und Ernte sowie Waldumbau (vgl. Tab. 5). Dabei fällt die waldbauliche Variabilität zwischen den Entwicklungspfaden Referenz, Klimaschutz und Biodiversität in den vier Regionen im Vergleich zur klimatischen Unsicherheit bezogen auf die Trockenstressvulnerabilität sehr gering aus. Eine eingehende Betrachtung der Region Uelzen, die mit 0,12 die höchste waldbauliche Variabilität der vier Regionen aufweist, verdeutlicht die Ursachen. Unter dem Klimaschutzpfad wird bis 2070 eine Flächenreduktion der als trockenstresstolerant eingestuften Kiefer um 34%-Punkte projiziert, während die Fläche der deutlich gefährdeten Buche um 15%-Punkte sowie der Douglasie um 27%-Punkte zunimmt (vgl. Tab. 5). Dabei ist zu beachten, dass die Buche im Rahmen des Waldumbaus größtenteils als zweite Baumart in Mischung mit den trockenstresstoleranteren Arten Kiefer oder Douglasie vorgesehen ist (vgl. WET-Matrizen; ALBERT et al., 2016). Untersuchungen von PRETZSCH et al. (2015) an überwiegend 60–80-jährigen Beständen entlang eines Produktivitätsgradienten durch Europa zeigen, dass Mischbestände aus Buche und Kiefer in dieser Entwicklungsphase auf geeigneten Standorten in der Trockenmassenleistung produktiver sein können als Reinbestände. Anhand von Durchmesserzuwachdaten aus Süddeutschland konnte ebenfalls für die Buche in Mischung mit anderen Baumarten auch eine höhere Toleranz gegenüber Trockenheit festgestellt werden (PRETZSCH et al., 2013, METZ et al., 2016). Eine projizierte Zunahme der Buchenfläche in den trockenen Gebieten des Fläming, hier speziell im Niederen Fläming, und in Oder-Spree ist vor diesem Hintergrund dennoch wenig wahrscheinlich. Auch unter dem Referenzszenario kommt es in Uelzen zu einer Flächenveränderung von Kiefer (–18%-Punkte) hin zu Buche (+7%-Punkte) und Douglasie (+13%-Punkte). Nur unter dem Biodiversitätspfad mit der insgesamt geringsten Veränderungsrate nimmt die Buchenfläche (+8%-Punkte) im Wesentlichen auf Kosten der durch Trockenheit am stärksten gefährdeten Fichte (–6%-Punkte) und zu einem deutlich geringen Teil durch Flächenreduktion der Kiefer (–3%-Punkte) zu. In der Analyse der Trockenstressvulnerabilität schneidet die Klimaschutzvariante mit einem Flächenanteil von 35 % in der mittleren und starken Gefährdungsklasse am schlechtesten ab. Dies ist auf den größeren Fortschritt des Waldumbaus auf Grund der geringeren Zielstärken bzw. kürzeren Produktionszeiträume zurückzuführen und nicht auf die bevorzugte

Begründung von Waldentwicklungstypen mit führendem Nadelholz. Bei dem Referenz- und dem Biodiversitätspfad, für die mit jeweils 26% deutlich weniger trockenstressgefährdete Flächenanteile in 2070 projiziert werden, kommen dementsprechend die höheren Zielstärken bzw. längeren Produktionszeiträume zum Tragen. Langfristig ist jedoch beim Biodiversitätspfad mit seiner Orientierung an der potenziellen natürlichen Vegetation mit den höchsten Flächenanteilen in der mittleren und vor allem in der hohen Gefährdungsklasse zu rechnen. Dem hier aufgezeigten Trockenstressrisiko kann durch eine angepasste Baumartenwahl, die Nutzung des positiven Effektes von Mischbeständen und eventuell durch eine frühzeitige Abnutzung besonders gefährdeter Bestände im Rahmen einer expliziten Anpassungsstrategie begegnet werden.

#### 4.4 Waldbauliche Schlussfolgerungen

Die Standortbedingungen verändern sich mit dem Klimawandel, was sich direkt auf die Ertragsaussichten und Produktionsrisiken der Forstbetriebe auswirkt. Nachhaltig wirksame Anpassungsstrategien müssen daher sich verschärfende Risikofaktoren sowie neu entstehende Bedrohungen antizipieren (GADOW, 2000; BUONGIORNO und ZHOU, 2015). Entscheidungen der Forstplanung wurden allerdings schon immer unter Unsicherheit getroffen. Neu ist die Geschwindigkeit, mit der einige Umweltveränderungen auf die Risikostrukturen und Wachstumstrends wirken. Daher müssen bereits heute bestehende Bestände und Waldbehandlungskonzepte den neuen Rahmenbedingungen angepasst werden. Dies sollte nach BOLTE et al. (2011) flexibel mit Hilfe einer Mischung aus aktiver Förderung, passiver Duldung und aktiven Gegenmaßnahmen geschehen. Unter aktiver Förderung werden dabei u. a. angepasste Bestandesbehandlungskonzepte und ein zielgerichteter Waldumbau verstanden. Passive Duldung umfasst z. B. die Erhaltung und Förderung standortsgemäßer Naturverjüngung, während ein Baumartenwechsel bei nicht standortsgemäßer Verjüngung als aktive Gegenmaßnahme gesehen wird. Auf Grund der langen Produktionszeiträume hat letzteres ohne Aktivismus und mit Augenmaß zu erfolgen (SPELLMANN et al., 2011). Dies gilt insbesondere auch angesichts des hohen investiven Charakters eines aktiven Waldumbaus.

Als Anpassungsstrategien bieten sich drei zeitlich differenzierende Maßnahmenkataloge an (SPELLMANN, 2010). Kurzfristig ist die Stabilisierung der vorhandenen Wälder vorrangig. Dies kann u. a. durch eine Förderung der Einzelbaumvitalität, durch den Erhalt und begünstigende Pflege von Mischbaumarten und ggf. durch eine Verkürzung der Produktionszeiten und somit kürzeren Gefährdungszeiträumen gewährleistet werden. Mittelfristig ist eine aktive Risikominderung von Bedeutung. Diese umfasst Elemente wie die Förderung standortsgemäßer Naturverjüngung, eine ausreichende Anzahl von Z-Bäumen mit Reserve, eine angepasste Vorratshöhe, eine differenzierte Zielstärkennutzung und ein konsequenter Waldschutz inklusive angepasster Wildbestände. Schließlich trägt langfristig der Waldumbau

mit standortsgemäßen und anbauwürdigen eingeführten Baumarten (vgl. VOR et al., 2015) dazu bei, Totalausfälle von Beständen zu vermeiden und die Anpassung an die Auswirkungen der sich wandelnden Umweltbedingungen zu verbessern. Eine geeignete Mischung von Baumarten kann einen zusätzlichen positiven Effekt aufweisen.

Für die hier analysierten Wälder in den vier Regionen können hinsichtlich der Auswirkungen des Klimawandels auf die ertragskundlichen und forstplanerischen Kenngrößen und der Analyse der Trockenstressvulnerabilität folgende Empfehlungen gegeben werden:

(1) In der Region Diepholz werden die Auswirkungen des Klimawandels insbesondere auf das Trockenstressrisiko als moderat eingestuft, d. h. auch zukünftig steht in dieser Region der Forstwirtschaft ein breites Spektrum an standortsgemäßen Baumarten zur Verfügung. Es besteht somit wenig Anpassungsbedarf hinsichtlich des Klimawandels. Aber es gibt deutliche Optimierungsmöglichkeiten bezüglich anderer Ziele. Der hohe Anteil von Weichlaubhölzern mit relativ geringer flächenbezogener Volumenleistung sollte ebenso wie Anteile der Kiefernfläche zu Gunsten ertragsstärkerer Baumarten reduziert werden, was sich positiv auf die CO<sub>2</sub>-Bindung, die Rohstoffversorgung sowie die Ertragslage der örtlichen Forstbetriebe auswirken würde.

(2) In Uelzen sollten weiterhin Mischbestände gefördert werden. Bei der Nutzung von Altbeständen sollte verstärkt auf die Klimaanpassung der Baumarten in der neuen Waldgeneration geachtet werden. Ggf. muss ein aktiver Waldumbau stattfinden, z. B. ist der hohe Fichtenanteil kritisch auf Standortseignung und Trockenstressvulnerabilität zu prüfen. Die hohe klimatische Unsicherheit in Bezug auf die Trockenstressvulnerabilität verdeutlicht für die Region Uelzen, dass die Forstplanung eine große Verantwortung trägt und der Waldumbau nicht schablonenhaft, sondern einzelfallweise gestaltet werden sollte. Ein schrittweiser Umbau mit einer fortwährenden Rückkopplung der Anpassungsstrategie mit den Fortschritten der Klimafolgenforschung kann durch den ungleichen Altersklassenaufbau und die jährlich anstehenden Verjüngungsflächen stattfinden.

(3) In den Regionen Fläming, hier speziell im Bereich des trockeneren Niederen Fläming im Gegensatz zu dem etwas feuchteren Hohen Fläming, und Oder-Spree wird sich die bereits heute bestehende Trockenstressproblematik zukünftig weiter verschärfen. Selbst für die als trockenstresstolerant einzustufende Kiefer wird zunehmend eine mittlere Gefährdung projiziert. Auch die vorhandene klimatische Unsicherheit in den Projektionen zeigt selbst bei optimistischer Interpretation nur geringe Handlungsspielräume bei der Baumartenwahl auf, was für eine stärkere Beteiligung anbauwürdiger und ökologisch zuträglicher eingeführter Baumarten wie Douglasie, Küstentanne und Roteiche spricht. Eine Diversifizierung des Baumartenspektrums ist durch Mischbestände notwendig, z. B. durch Laubholz in Mischung mit führender Kiefer oder Douglasie. Hierbei sollte auch die Buche zumindest als Begleitbaumart nicht ausgeschlossen werden, obwohl die Untersuchungen von PAUL et al. (2013) im Fläming zeigen, dass der Wasserbedarf von Buchenvoranbauten hoch ist und es zweifelhaft er-

scheint, ob der Wasserstress in der Jugendphase künftig eine stärkere Beteiligung der Buche überhaupt zulässt. Aber auch hier müssen einzelfallweise die klimatischen Unterschiede, z. B. zwischen dem Hohen und dem Niederen Fläming, beachtet werden. Des Weiteren erscheint auch eine Förderung der Eiche/Roteiche auf geeigneten Standorten als sinnvoll. Die Kiefer wird jedoch weiterhin in den beiden Regionen die dominierende Hauptbaumart bleiben, auch wenn andere Risiken wie z. B. die weiterhin ansteigende Waldbrandgefahr oder Kahlfraß durch Kieferngrößschädlinge existent sind (vgl. FLECK et al., 2015).

Abschließend ist festzustellen, dass die vorliegende Szenariostudie die Effekte der Klimaänderung und insbesondere der klimatischen Unsicherheit sowie die Wirkung alternativer Waldbaukonzepte auf die Waldentwicklung aufzeigen kann. Indem die Projektion der Waldentwicklung ohne Berücksichtigung von Risikofaktoren durchgeführt wurde, können die klimatischen und waldbaulichen Effekte direkt miteinander verglichen werden. Die nachträgliche Risikoanalyse, hier am Beispiel des Trockenstresses dargestellt, ist integraler Bestandteil bei der Bewertung der einzelnen waldbaulichen Entwicklungspfade. Die Interpretation der Projektionsergebnisse dient der Forstplanung u. a. bei der Formulierung notwendiger Anpassungsstrategien. Ein Vergleich der vier Regionen unterstreicht die eingangs erwähnte Forderung nach einem adaptiven Anpassungskonzept, welches in Anbetracht der langfristigen Bindung maßvoll umgesetzt werden sollte.

## 5. ZUSAMMENFASSUNG

Die vorgestellte Untersuchung zeigt die Auswirkungen der Unsicherheit in den sich verändernden klimatischen Standortbedingungen, hier quantifiziert durch die Verwendung von drei unterschiedlichen Klimaprojektionen, auf ertragskundliche Größen am Beispiel von vier Regionen im norddeutschen Tiefland auf (Tab. 1). Es wird der Frage nachgegangen, ob aus der klimatischen Unsicherheit Konsequenzen für die Forstplanung erwachsen oder ob unterschiedliche Waldbaukonzepte die klimatischen Effekte in der Waldentwicklung überlagern. Der waldbauliche Handlungsraum wird in dieser Untersuchung durch drei Entwicklungspfade charakterisiert: dem *Referenzszenario* mit einem naturnahen Waldbau in Anlehnung an das LÖWE-Programm, dem *Biodiversitätspfad* im Anhalt an die Biodiversitätsstrategie des Bundes und der *Klimaschutzstrategie*, die eine Maximierung der Kohlenstoffspeicherung anstrebt (Tab. 3).

Die Waldentwicklung in den vier Regionen wird unter den verschiedenen waldbaulichen Entwicklungspfaden und Klimaprojektionen mit Hilfe des Simulationssystems *WaldPlaner*, dessen Wachstumsmodell sensitiv auf Bodenparameter und Klimagrößen reagiert, von 2011 bis 2070 fortgeschrieben (Abb. 1). Indem die Projektion der Waldentwicklung ohne Berücksichtigung von Risikofaktoren durchgeführt wird, können die klimatischen und waldbaulichen Effekte direkt miteinander verglichen werden.

Die natürlichen Ausstattungen in den vier Regionen, insbesondere die Standortseigenschaften (Tab. 2), die

klimatischen Bedingungen (Abb. 2), die Altersklassenausstattung (Abb. 3) und Baumartenverteilung (Tab. 5), beeinflussen die projizierte Waldentwicklung maßgeblich. Die Szenariostudie zeigt, dass in der Vorratsentwicklung (Abb. 4), im Erntevolumen (Tab. 6), beim laufenden Zuwachs (Abb. 5) und beim Hiebsatzweiser (Abb. 6, Tab. 8) die klimatische Unsicherheit deutliche Auswirkungen hat, die mit fortschreitender Projektionsdauer zunehmen. Die Steuerungsmöglichkeiten durch waldbauliche Konzepte können jedoch einen weitaus größeren Effekt haben.

Zur Ableitung von Handlungsempfehlungen und Entwicklung von Anpassungsstrategien ist eine nachgeschaltete Risikoanalyse unumgänglich. In dieser Untersuchung werden die klimatischen und waldbaulichen Effekte auf Risikofaktoren am Beispiel der Trockenstressvulnerabilität aufgezeigt (Tab. 4, Abb. 7). Es ergibt sich, dass bei Betrachtung des Trockenstressrisikos der waldbauliche Effekt gering und der klimatische Einfluss groß ist, d.h. die Auswirkungen auf den Trockenstress sind konträr zu denen auf die ertragskundlichen Größen.

Auf Grund dieses starken Effektes der klimatischen Unsicherheit auf klimasensitive Risikofaktoren muss die Forstplanung verantwortungsbewusst agieren und einen Waldumbau nicht schablonenhaft umsetzen. Eine flexible Gestaltung der Anpassungsstrategien mit einer fortwährenden Rückkopplung mit den Fortschritten der Klimafolgenforschung ist notwendig. Die Ergebnisse dieser Szenariostudie dienen dazu, die Effekte des Klimawandels, das Ausmaß der Unsicherheit und die waldbaulichen Handlungsmöglichkeiten gegeneinander abzuwägen und bei der Formulierung von Handlungsempfehlungen und Anpassungsstrategien zu berücksichtigen.

## 6. SUMMARY

Title of the paper: *Effects of climatic uncertainty on forest management – a case study in four regions in the north German lowlands.*

The presented study shows the effects of climate uncertainty, characterized using three different climate projections, on growth and yield in four regions of the north German lowlands (tab. 1). We examine whether climate uncertainty affects forest management or whether different silvicultural concepts might eviscerate the climatic effects in forest development. Three silvicultural concepts are applied: the *reference scenario* defined by the principles of close-to-nature silviculture, the *biodiversity strategy* intending to increase the area of natural vegetation, and the *climate protection* path trying to maximize CO<sub>2</sub> sequestration (tab. 3).

The simulation system *WaldPlaner* with site- and climate-sensitive growth functions projects forest development in the four regions from 2011 to 2070 applying the three silvicultural concepts as well as three climate projections (fig. 1). Climatic and silvicultural effects are directly comparable as the projection excludes any tree or forest losses due to risk factors, i.e. no interaction of mortality and forest development is simulated.

The starting conditions in the four regions, i.e. site and climate characteristics (tab. 2, fig. 2), age class distribution (fig. 3) and species proportions (tab. 5) heavily influence the projected forest development. The scenario study shows the clear effects of climatic uncertainty on standing and harvested volume (fig. 4, tab. 6), on periodic annual increment (fig. 5) and on the prescribed yield index (fig. 6, tab. 8). Climatic uncertainty increases with time. Nevertheless, we show that silvicultural measures are capable to control forest development to a much stronger degree.

A subsequent risk analysis is indispensable to recommend management options or to derive adaptation strategies. Here, we show the effect of climate uncertainty and silvicultural practices on risk factors using drought vulnerability as an example (tab. 5, fig. 6). Obviously the climate effect is much stronger on drought vulnerability than the silvicultural effect. This result is contrary to the effects on growth and yield.

Keeping in mind the strong influence of climatic uncertainty on climate-sensitive risk factors forest management needs to plan responsibly and forest conversion must not be in stereotypes. A flexible formulation of adaptation strategies continuously acknowledging progress in climate change research is necessary. The results of the presented scenario study help to evaluate the climate effects, the degree of uncertainty and silvicultural alternatives on forest development in order to recommend management options and to derive adaptation strategies.

## 7. RÉSUMÉ

Titre de l'article: *Impact de l'incertitude climatique sur la planification forestière avec l'exemple de quatre régions du bas pays du Nord de l'Allemagne.*

La présente recherche montre les impacts que cause l'incertitude sur les conditions climatiques locales en cours de changement, qui sont ici quantifiées au moyen de trois projections climatiques différentes, sur la base de valeurs de production prises en exemple dans quatre régions du bas pays du Nord de l'Allemagne (Tabl. 1). La question suivante a été examinée, à savoir si, en raison de l'incertitude climatique, il y a eu des répercussions dans la planification forestière ou bien si différents concepts sylvicoles incluent les effets climatiques dans le développement forestier. Le terrain d'intervention sylvicole est caractérisé ici au travers de trois chemins de développement: le *scenario de référence* avec une sylviculture proche de la nature sur le modèle du Programme-LÖWE; le *chemin de la biodiversité* avec l'appui de la stratégie fédérale de biodiversité; la *stratégie de protection du climat* qui vise une économie maximale de carbone (Tabl. 3).

Le développement forestier dans les quatre régions a été actualisé de 2011 à 2070 au travers des trois différents chemins de développement sylvicole et des prévisions climatiques, à l'aide du système de simulation *WaldPlaner* dont le modèle de croissance réagit avec finesse aux paramètres du sol et aux valeurs climatiques (Fig. 1). Du fait que la prévision du développement forestier a été réalisée sans tenir compte des

faktoren von Risiken, die klimatischen und forstlichen Auswirkungen sein können, die direkt verglichen werden können.

Die natürlichen Komponenten der vier Regionen, insbesondere die stationären Eigenschaften (Tab. 2), die klimatischen Bedingungen (Fig. 2), die Verteilung der Klassen der Altersklassen (Fig. 3) und die Verteilung der Arten der Holzarten (Tab. 5), beeinflussen die Entwicklung des Waldes in unterschiedlicher Weise. Die Studie der Szenarien zeigt, dass die Entwicklung des Waldes im Volumen (Fig. 4), im Ertrag (Tab. 6), im Zuwachs (Fig. 5) und im Ertrag (Fig. 6, Tab. 8), die klimatische Unsicherheit zu erheblichen Auswirkungen führt, die mit der Dauer der Prognose zunehmen. Die Möglichkeiten der Steuerung durch forstliche Konzepte können jedoch einen deutlichen Einfluss haben.

Für die Rückkehr zu den Empfehlungen für die Entwicklung von Strategien zur Bewirtschaftung, ist eine Analyse der Risiken unvermeidbar *a posteriori*. In dieser Studie sind die klimatischen und forstlichen Auswirkungen im Zusammenhang mit der Anfälligkeit für Wasserstress (Tab. 4, Fig. 7). Es zeigt sich, dass bei der Prüfung der Risiken für Wasserstress, der forstliche Einfluss geringer ist und der klimatische Einfluss größer ist, d. h. die Auswirkungen des Wasserstresses werden durch das Wachstum und die Produktion begrenzt.

Wegen dieses wichtigen Einflusses der klimatischen Unsicherheit auf die Faktoren der Risiken der Klimaereignisse, muss die Waldplanung forstlich verantwortungsvoll und nicht nur eine Umwandlung der forstlichen Konzepte in eine schematische. Eine flexible Entwicklung von Strategien zur Anpassung mit der Fähigkeit der Rückmeldung im Einklang mit den Fortschritten der Forschung zu den klimatischen Auswirkungen, ist notwendig. Die Ergebnisse dieser Studie der Szenarien dienen zur Bewertung der Auswirkungen des Klimawandels, der Messung der Unsicherheit und der Möglichkeiten von Interventionen forstlich, um sie zu begrenzen, und zur Berücksichtigung, bei der Formulierung von Empfehlungen für Interventionen und Strategien zur Anpassung.

## 8. DANKSAGUNG

Diese Studie entstand im Rahmen des Verbundprojektes „Nachhaltiges Landmanagement im Norddeutschen Tiefland“ und wurde unter dem Förderkennzeichen 033L029 vom BMBF in der Fördermaßnahme Nachhaltiges Landmanagement ermöglicht.

Zwei anonymen Gutachtern danken wir für wertvolle Hinweise, die zur Verbesserung des Manuskriptes beigetragen haben.

## 9. LITERATUR

AG-BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover. 438 S.  
AHRENDT, B., C. DÖRING, M. JANSSEN und H. MEESENBURG (2008): Unterschiedliche Nutzungsszenarien und ihre Auswirkungen auf die Basensättigung im Wurzelraum – Ergebnisse von Szenarienvergleichen in Teilzugsgebieten der Großen Bramke. *Forst und Holz* **63**: S. 32–36.

ALBERT, M., G. LEEFKEN, R. NUSKE, B. AHRENDT, J. SUTMÖLLER und H. SPELLMANN (2016): Anhang zu „Auswirkungen von klimatischer Unsicherheit auf die Forstplanung am Beispiel von vier Regionen im norddeutschen Tiefland“. [https://www.nw-fva.de/fileadmin/user\\_upload/Verwaltung/Publikationen/Zusatz/Albert\\_etal\\_2016\\_AFJZ.pdf](https://www.nw-fva.de/fileadmin/user_upload/Verwaltung/Publikationen/Zusatz/Albert_etal_2016_AFJZ.pdf)  
ALBERT, M., J. HANSEN, J. NAGEL, M. SCHMIDT und H. SPELLMANN (2015): Assessing risks and uncertainties in forest dynamics under different management scenarios and climate change. *Forest Ecosystems* **2**(1), S. 14. <http://doi.org/10.1186/s40663-015-0036-5>  
ALBERT, M. und M. SCHMIDT (2010): Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (*Picea abies* (L.) KARST.) and common beech (*Fagus sylvatica* L.). *Forest Ecol. Manage* **259**(4), S. 739–749. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.039>  
ALBERT, M. (2006): Durchforstungsmodellierung zwischen Algorithmus und Auszeichnung. *AFJZ* **177**: S. 205–215.  
ALLEN, R. G., L. S. PEREIRA, D. RAES und M. SMITH (1998): Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements – FAO Irrigation and drainage paper 56.  
ALLEN, C. D., A. K. MACALADY, H. CHENCHOUNI, D. BACHELET, N. MCDOWELL, M. VENNETIER, T. KITZBERGER, A. RIGLING, D. D. BRESHEARS, E. H. HOGG, P. GONZALEZ, R. FENSHAM, Z. ZHANG, J. CASTRO, N. DEMIDOVA, J.-H. LIM, G. ALLARD, S. W. RUNNING, A. SEMERCI und N. COBB (2010): A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *For Ecol Manage* **259**: S. 660–684. doi: 10.1016/j.foreco.2009.09.001  
ANDEREGG, L. D. L., W. R. L. ANDEREGG und J. A. BERRY (2013): Not all droughts are created equal: translating meteorological drought into woody plant mortality. *Tree Physiol* **33**(7): S. 701–712, doi: 10.1093/treephys/tpt044  
ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortsaufnahme. IHW-Verlag München. 352 S.  
BARTENS, H. und G. BÜTTNER (1997): Bodenzustand in Niedersachsen 1990/1991 – Datendokumentation. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe C, 5. Göttingen. 476 S.  
BI, D., M. DIX, S. MARSLAND, S. O'FARRELL, H. RASHID, P. UOTILA, A. HIRST, E. KOWALCZYK, M. GOLEBIEWSKI, A. SULLIVAN, H. YAN, N. HANNAH, C. FRANKLIN, Z. SUN, P. VOHRALIK, I. WATERSON, X. ZHOU, R. FIEDLER, M. COLLIER, Y. MA, J. NOONAN, L. STEVENS, P. UHE, H. ZHU, S. GRIFFIES, R. HILL, C. HARRIS und K. PURI (2013): The ACCESS coupled model: description, control climate and evaluation, *Aust. Met. Oceanogr. J.* **63**: S. 41–64.  
BLOCH, R., R. WECHSUNG, J. HEBB und J. BACHINGER (2015): Climate change impacts of legume-grass swards: implications for organic farming in the Federal State of Brandenburg, Germany. *Reg Environ Change* **15**: S. 405–414, doi: 10.1007/s10113-014-0656-2  
BMUB – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT (2007): [http://www.biologischevielfalt.de/fileadmin/NBS/documents/broschuere\\_biolg\\_vielfalt\\_strategie\\_bf.pdf](http://www.biologischevielfalt.de/fileadmin/NBS/documents/broschuere_biolg_vielfalt_strategie_bf.pdf)  
BOISVENUE, C. S. W. und RUNNING (2006): Impacts of climate change on natural forest productivity – evidence since the middle of the 20<sup>th</sup> century. *Global Change Biology* **12**: S. 862–882, doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01134.x

- BOLTE, A., C. AMMER, M. LÖF, P. MADSEN, G.-J. NABUURS, P. SCHALL, P. SPATHELF und J. ROCK (2009): Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research* **24**(6): S. 473–482. <http://doi.org/10.1080/02827580903418224>
- BOLTE, A., N. WELLBROCK und K. DUNGER (2011): Welche Maßnahmen sind umsetzbar? *AFZ-Der Wald* **2**: S. 27–29.
- BORCHERS, J. G. (2005): Accepting uncertainty, assessing risk: Decision quality in managing wildfire, forest resource values, and new technology. *For Ecol Manage* **211**(1–2): S. 36–46. doi: 10.1016/j.foreco.2005.01.025
- BREDEMEIER, M., N. LAMERSDORF, H. SCHULTE-BISPING und B. LÜPKE (2001): Risk Appraisal for Forest Management with Respect to Site Quality and Environmental Changes. *In: GADOW, K. v. (ed): Risk analysis in Forest Management. Managing Forest Ecosystems, Vol. 2. Springer Science+Business Media, Dordrecht*
- BUONGIORNO, J. und M. ZHOU (2015): Adaptive economic and ecological forest management under risk. *Forest Ecosystems* **2**(1). <http://doi.org/10.1186/s40663-015-0030-y>
- CLARK, J. S., S. R. CARPENTER, M. BARBER, S. COLLINS, A. DOBSON, J. A. FOLEY, D. M. LODGE, M. PASCUAL, R. PIELKE JR., W. PIZER, C. PRINGLE, W. V. REID, K. A. ROSE, O. SALA, W. H. SCHLESINGER, D. H. WALL und D. WEAR (2001): Ecological forecasting: an emerging imperative. *Science* **293**: S. 657–660. <http://doi.org/10.1126/science.293.5530.657>
- DAY, J. K. und D. M. PÉREZ (2013): Reducing uncertainty and risk through forest management planning in British Columbia. *Forest Ecol and Manage* **300**: S. 117–124. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.035>
- EGLI, P., ST. MAURER, M. S. GÜNTHARDT-GOERG und C. KÖRNER (1998): Effects of elevated CO<sub>2</sub> and soil quality on leaf gas exchange and above-ground growth in beech–spruce model ecosystems. *New Phytol.* **140**: S. 185–196.
- FLECK, S., M. ALBERT, P. PLASIL, R. NAGEL, J. SUTMÖLLER, B. AHRENDTS, MAT. SCHMIDT, J. EVERS, J. HANSEN, M. OVERBECK, W. SCHMIDT, H. Spellmann und H. Meesenburg (2015): Pilotstudie zu den lokalen Auswirkungen des Klimawandels auf die Forstwirtschaft in ausgewählten Regionen Sachsen-Anhalts. *Beiträge aus der NW-FVA* **13**: 221 S.
- FRICH, P., L. V. ALEXANDER, P. DELLA-MARTA, B. GLEASON, M. HAYLOCK, A. M. G. TANK KLEIN und T. PETERSON (2002): Observed coherent changes in climatic extremes during the second half of the twentieth century. *Climate Research* **19**(3): S. 193–212. <http://doi.org/10.3354/cr019193>
- FÜSSEL, H.-M. und R. J. T. KLEIN (2006): Climate change vulnerability assessments: an evolution of conceptual thinking. *Climate Change* **75**: S. 301–329, doi: 10.1007/s10584-006-0329-3
- GADOW, K. v. und J. PUUMALAINEN (2000): Scenario Planning for Sustainable Forest Management. *In: GADOW, K. v., PUKKALA, T. und TOMÉ, M. (eds.): Sustainable Forest Management. Kluwer Academic Publishers, Managing Forest Ecosystems, vol. 1: 356 p.*
- GADOW, K. v. (2000): Evaluating Risk in Forest Planning Models. *Silva Fennica* **34**(2): S. 181–191.
- GADOW, K. v. (2005): Das Mehrpfad-Prinzip der Forsteinrichtung. *AFZ-Der Wald* **9**: S. 469–471.
- GARCÍA-SANTOS, G., L. A. BRUIJNZEEL und A. J. DOLMAN (2009): Modelling canopy conductance under wet and dry conditions in a subtropical cloud forest. *Agricultural and Forest Meteorology* **149**: S. 1565–1572.
- GEHRHARDT, E. (1923): Beitrag zur Hiebssatzherleitung durch Massenverfahren. *Ztschr.f.Forst- und Jagdw.* **55**: S. 28–38.
- GERSTENGABE, F.-W., P. C. WERNER, H. ÖSTERLE und O. BURGHOF (2013): Winter storm- and summer thunderstorm-related loss events with regard to climate change in Germany. *Theor Appl Climatol* **114**: S. 715–724, doi: 10.1007/s00704-013-0843-y
- GRANIER, A., M. REICHSTEIN, N. BREDA, I. A. JANSSENS, E. FALGE, P. CIAIS, T. GRUNWALD, M. AUBINET, P. BERBIGIER, C. BERNHOFER, N. BUCHMANN, O. FACINI, G. GRASSI, B. HEINESCH, H. ILVESNIEMI, P. KERONEN, A. KNOHL, B. KOSTER, F. LAGERGREN, A. LINDROTH, B. LONGDOZ, D. LOUSTAU, J. MATEUS, L. MONTAGNANI, C. NYS, E. MOORS, D. PAPALE, M. PEIFFER, K. PILEGAARD, G. PITA, J. PUMPANEN, S. RAMBAL, C. REBMANN, A. RODRIGUES, G. SEUFERT, J. TENHUNEN, T. VESALA und O. WANG (2007): Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year: 2003. *Agricultural and Forest Meteorology* **143** (1–2): S. 123–145.
- GREGORIUS, H.-R. (1974): Genetischer Abstand zwischen Populationen – Zur Konzeption der genetischen Abstandsmessung. *Silvae Genetica* **23**: S. 22–27.
- GRIER, C. G. und S. W. RUNNING (1977): Leaf Area of Mature Northwestern Coniferous Forests: Relation to Site Water Balance. *Ecology* **58** (4): S. 893–899.
- HANSEN, J. und J. NAGEL (2014): Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS – Anwendungen und theoretische Grundlagen. *Beiträge aus der NW-FVA* **11**. Universitätsverlag Göttingen. 224 p.
- HANSON, P. J. und J. F. WELTZIN (2000): Drought disturbance from climate change: response of United States forests. *Sci Total Environ* **262**: S. 205–220.
- HÄRTL, F. und T. KNOKE (2014): The influence of the oil price on timber supply. *Forest Policy and Economics* **39**: S. 32–42. <http://doi.org/10.1016/j.forpol.2013.11.001>
- HASENAUER, H., R. R. NEMANI, K. SCHADAUER und S. W. RUNNING (1999): Forest growth response to changing climate between 1961 and 1990 in Austria. *For. Ecol. and Mgmt.* **122**: S. 209–219.
- HAUCK, M., J. ZIMMERMANN, J. MASCHA, C. DULAMSUREN, C. BADE, B. AHRENDTS und C. LEUSCHNER (2012): Rapid recovery of stem growth at reduced SO<sub>2</sub> levels suggests a major contribution of foliar damage in the pollutant-caused dieback of Norway spruce during the late 20<sup>th</sup> century. *Environ. Pollut.* **164**: S. 132–141.
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, UMWELT UND GEOLOGIE (2016): Regionale Klimaprojektionen Ensemble für Deutschland – ReKliEs-De. <http://rekli.es.hlnug.de/impressum.html> (Stand 27.06.2016)
- 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 [STOCKER, T. F., D. QIN, G.-K. PLATTNER, M. TIGNOR, S. K. ALLEN, J. BOSCHUNG, A. NAUELS, Y. XIA, V. BEX und P. M. MIDGLEY (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: 1535 S.
- JANSEN, M., C. EBERL und F. BEESE (2002): Regionalization of soil chemical variables in the Harz mountains. *In:*

- JANSEN, M., M. JUDAS und J. SABOROWSKI (eds.): Spatial modelling in forest ecology and management. Springer. Berlin: S. 68–86.
- JONES, R. N. (2000): Managing uncertainty in climate change projections – issues for impact assessment. *Climate Change* **45**: S. 403–419.
- KÄTZEL, R. (2009): Möglichkeiten und Grenzen der Anpassung an Klimaextreme – eine Betrachtung zu baumartenspezifischen Risiken aus Sicht der Ökophysiologie. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* **42**: S. 22–34.
- KÄTZEL, R., M. ZANDER und S. LÖFFLER (2015): Wenn der Durst kommt – Eiche, Buche, Kiefer und Douglasie im Trockenstresstest. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* **59**: S. 40–54.
- KNUTTI, R. (2010): The end of model democracy? *Climatic Change* **102**(3): S. 395–404. <http://doi.org/10.1007/s10584-010-9800-2>
- KOHNLE, U., A. ALBRECHT, E. LENK, K. OHNEMUS und C. YUE (2014): Growth trends driven by environmental factors extracted from long term experimental data in southwest Germany. *AFJZ* **185**(5–6): S. 97–117.
- KOLÁR, T., P. CERMÁK, F. OULEHLE, M. TMKA, P. STEPÁNEK, P. CUDLÍN, J. HRUSKA, U. BÜNTGEN und M. RYBNÍČEK (2015): Pollution control enhanced spruce growth in the "Black Triangle" near the Czech-Polish border. *Science of the Total Environment* **538**: S. 703–711.
- KOPP, D. (2004): Vorschlag für eine Rahmenklassifikation der Waldstandorte Deutschlands nach Ökotopgruppen. *Waldökologie online* (1): S. 11–24.
- KÖRNER, C., R. ASSHOFF, O. BIGNUCOLO, S. HÄTTENSCHWILER, S. G. KEEL, S. PELÁEZ-RIEDL, S. PEPIN, R. T. W. SIEGWOLF und G. ZOTZ (2005): Carbon flux and growth in mature deciduous forest trees exposed to elevated CO<sub>2</sub>. *Science* **309**: S. 1360–1362.
- LAUBHANN, D., H. STERBA, G. J. REINDS und W. DEVRIES (2009): The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *For. Ecol. Manage.* **258**(8): S. 1751–1761.
- LESKINEN, P. und J. KANGAS (1998): Modelling and simulation of timber prices for forest planning calculations. *Scandinavian Journal of Forest Research* **13**(1–4): S. 469–476. <http://doi.org/10.1080/02827589809383008>
- LINDNER, M., M. MAROSCHEK, S. NETHERER, A. KREMER, A. BARBATI, J. GARCIA-GONZALO, R. SEIDL, S. DELZON, P. CORONA, M. KOLSTRÖM, M. J. LEXER und M. MARCHETTI (2010): Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *For Ecol Manage* **259**: S. 698–709. doi: 10.1016/j.foreco.2009.09.023
- LINDNER, M., J. B. FITZGERALD, N. E. ZIMMERMANN, C. REYER, S. DELZON, E. VAN DER MAATEN, M. J. SCHELHAAS, P. LASCH, J. EGGERS, M. VAN DER MAATEN-THEUNISSEN, F. SUCKOW, A. PSOMAS, B. POULTER und M. HANEWINKEL (2014): Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *Journal of Environmental Management* **146**: S. 69–83.
- LÜPKE, B. v. (2009): Überlegungen zu Baumartenwahl und Verjüngungsverfahren bei fortschreitender Klimaänderung in Deutschland. *Forstarchiv* **80**: S. 67–75.
- MARTONNE E. DE (1926): Une nouvelle fonction climatologique: l'indice d'aridité. *La Météorologie* **21**: S. 449–458.
- MENDOZA, G. A. und W. SPROUSE (1989): Forest Planning and Decision Making under Fuzzy Environments: An Overview and Illustration. *For.Sci.* **35**: S. 481–502.
- MENZEL, A. (1997): Phänologie von Waldbäumen unter sich ändernden Klimabedingungen – Auswertung der Beobachtungen in den Internationalen Phänologischen Gärten und Möglichkeiten der Modellierung von Phänodaten. *Forstliche Forschungsberichte München*, Nr. **164**: 147 S.
- METZ, J., P. ANNIGHÖFER, P. SCHALL, J. ZIMMERMANN, T. KAHL, E. D. SCHULZE und C. AMMER (2016): Site-adapted admixed tree species reduce drought susceptibility of mature European beech. *Global Change Biology*, 1–18. <http://doi.org/10.1111/gcb.13113>
- MILLAR, C. I., N. L. STEPHENSON und S. L. STEPHENS (2007): Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecol. Appl.* **17**(8): S. 2145–2151.
- MOSS, R. H., J. A. EDMONDS, K. A. HIBBARD, M. R. MANNING und S. ROSE (2010): The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* **463**: S. 747–756.
- MÜLLER, J. (2006): Effects of drought on the water balance of selected forest sites and the evaluation of a drought risk. *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt* **142**: S. 142–148.
- NDS. MFDLRELV, NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2004): Aus dem Walde Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen. Langfristige, ökologische Waldentwicklung. Richtlinie zur Baumartenwahl **54**, Wolfenbüttel.
- NOTHDURFT, A., T. WOLF, A. RINGELER, J. BOHNER und J. SABOROWSKI (2012): Spatio-temporal prediction of site index based on forest inventories and climate change scenarios *Forest Ecol and Manage.* **279**: S. 97–111.
- ORLOWSKY, B., F.-W. GERSTENGARBE und P. C. WERNER (2008): A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. *Theor. Appl. Climatol.* **92**(3–4): S. 209–223.
- OTTO, H. J. (1989): Langfristige ökologische Waldbauplanung für die Niedersächsischen Landesforsten. Aus dem Walde, Band 1, Heft 42. OTTO, H. J. (1994) *Waldökologie*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 391 S.
- OVERBECK, M., M. SCHMIDT, C. FISCHER, J. EVERS, A. SCHULTZE, T. HÖVELMANN und H. SPELLMANN (2011): Ein statistisches Modell zur Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität von Waldstandorten in Niedersachsen. *Forstarchiv* **82**: S. 92–100.
- OVERBECK, M. und M. SCHMIDT (2012): Modelling infestation risk of Norway spruce by *Ips typographus* (L.) in the Lower Saxon Harz Mountains (Germany). *Forest Ecol and Manage* **266**: S. 115–125. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.011>
- OVERBECK, M., M. SCHMIDT, R. NAGEL und J. HANSEN (2012): Modellbasierte Simulation waldbaulicher Anpassungsstrategien an den Klimawandel am Beispiel des niedersächsischen Harzes. *AFJZ* **183**: S. 208–224.
- PAUL, G., R. MEISSNER und G. OLLESCH (2013): Soil-hydrological measuring strategy to estimate water balances in the Flaeming region, Germany. In: SISÁK (Ed.): *Proceedings of International Conference on Realistic Expectations for Improving European Waters*, 12.–14.10.2011 in Keszthely, Ungarn. S. 91–102.
- PENCZ, H. (2003): Anforderungen an Forsteinrichtungen im Privat- und Körperschaftswaldbesitz in Mecklenburg-Vorpommern. *AFZ-Der Wald* **8**: S. 396–398.

- POMMERENING, A. (1997): Eine Analyse neuer Ansätze zur Bestandesinventur in strukturreichen Wäldern. Dissertation der Forstl. Fakultät der Universität Göttingen. Cuvillier Verlag, Göttingen: 150 S.
- PRETZSCH, H., G. SCHÜTZE und E. UHL (2013): Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: Evidence of stress release by inter-specific facilitation. *Plant Biology* **15(3)**: S. 483–495. <http://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x>
- PRETZSCH, H., P. BIBER, G. SCHÜTZE, E. UHL und T. RÖTZER (2014): Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature communications* **5**: 4967: doi: 10.1038/ncomms5967.
- PRETZSCH, H., M. DEL RÍO, CH. AMMER, A. AVDAGIC, I. BARBEITO, K. BIELAK, G. BRAZAITIS, L. COLL, G. DIRNBERGER, L. DRÖSSLER, M. FABRIKA, D. I. FORRESTER, K. GODVOD, M. HEYM, V. HURT, V. KURYLYAK, M. LÖF, F. LOMBARDI, B. MATOVIC, F. MOHREN, R. MOTTA, J. DEN OUDEN, M. PACH, Q. PONETTE, G. SCHÜTZE, J. SCHWEIG, J. SKRZYSZEWSKI, V. SRAMEK, H. STERBA, D. STOJANOVIC, M. SVOBODA, M. VANHELLEMONT, K. VERHEYEN, K. WELHAUSEN, T. ZLATANOV und A. BRAVO-OVIEDO (2015): Growth and yield of mixed versus pure stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) analysed along a productivity gradient through Europe. *European Journal of Forest Research* **134(5)**: S. 927–947. <http://doi.org/10.1007/s10342-015-0900-4>
- RICHTER, A., G. H. ADLER, M. FAHRK und W. ECKELMANN (2007): Erläuterungen zur nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK 1000 N, Version 2.3). Hannover: 53 S.
- ROLOFF, A. und B. M. GRUNDMANN (2008): Waldbaumarten und ihre Verwendung im Klimawandel. *Archiv f. Forstw. u. Ldschökol.* **42**: S. 97–109.
- RÜTHER, B., J. HANSEN, A. LUDWIG, H. SPELLMANN, J. NAGEL, B. MÖHRING und M. DIETER (2007): Clusterstudie Forst und Holz Niedersachsen. Beiträge aus der NW-FVA 1, Universitätsverlag Göttingen, 92 S.
- SCHELHAAS, M. J., G. J. NABUURS, G. HENGEVELD, C. REYER, M. HANEWINKEL, N. E. ZIMMERMANN und D. CULLMANN (2015): Alternative forest management strategies to account for climate change-induced productivity and species suitability changes in Europe. *Regional Environmental Change* **15(8)**: S. 1581–1594. <http://doi.org/10.1007/s10113-015-0788-z>
- SCHMIDT, M. (2010): Ein standortsensitives, longitudinales Höhen-Durchmesser-Modell als Lösung für das Standort-Leistungs-Problem in Deutschland. Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des DVFFA in Körbecke, Möhnesee vom 17.–19.05.2010. S. 131–152.
- SCHULLA, J. (2015): Model Description WaSIM completely revised version of 2012 with 2013 to 2015 extensions. Technical report: 332 S.
- SCHULLA, J. und K. JASPER (2007): Model Description WaSIM-ETH. Technical report: 181 S.
- SEIDL, R., W. RAMMER und M. J. LEXER (2011): Climate change vulnerability of sustainable forest management in the Eastern Alps. *Climatic Change* **106(2)**: S. 225–254. <http://doi.org/10.1007/s10584-010-9899-1>
- SEINTSCH, B., L. ROSENKRANZ, H. ENGLERT, M. DIETER, B. WIPPEL, G. BECKER, J. STRATMANN, J. GERST und B. MÖHRING (2012): FFH-Impact: Teil 2: Auswirkungen von FFH-Maßnahmenplanungen auf Forstbetriebe. Hamburg: Institut für Ökonomie der Forst- und
- Holzwirtschaft, 144 S., Arbeitsber Inst Ökon Forst Holzwirtsch vTI 2012/05
- SPEIDEL, G. (1972): Planung im Forstbetrieb. Grundlagen und Methoden der Forsteinrichtung. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. 267 S.
- SPELLMANN, H., J. SUTMÖLLER und H. MEESENBURG (2007): Risikovorsorge im Zeichen des Klimawandels. *AFZ-Der Wald* **23**: S. 1246–1249.
- SPELLMANN, H. (2010): Nachhaltige Waldbewirtschaftung auf ökologischen Grundlagen. In: DEPENHAUER, O., MÖHRING, B. (Hrsg.): Waldeigentum. Bibliothek des Eigentums, Band 8. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 99–116.
- SPELLMANN, H., M. ALBERT, M. SCHMIDT, J. SUTMÖLLER und M. OVERBECK (2011): Waldbauliche Anpassungsstrategien für veränderte Klimaverhältnisse. *AFZ-Derwald* **66(11)**: S. 19–23.
- SPELLMANN, H., H. MEESENBURG, M. SCHMIDT, R.-V. NAGEL, J. SUTMÖLLER und M. ALBERT (2015): Klimaanpassung ist Vorsorge für den Wald. Strategien zur Stabilisierung der Wälder – ohne Aktionismus. *proWald (Magazin des Dt. Forstvereins)* **11**: S. 4–10.
- SPIECKER, H., K. MIELIKÄINEN, M. KÖHL und J. P. SKOVGAARD (1996): Growth Trends in European Forests. European Forest Institute Research Report No. 5, Springer: 372 S.
- STAUPENDAHL, K. (1999): Bestandesbezogene Modellierung von Durchforstungen in Buchenreinbeständen auf der Basis des Stammzahl-Grundflächen-Verhältnisses. Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des DVFFA, 17.–19.05.1999 in Volpriehausen. S. 112–125.
- STEVENS, B., M. GIORGETTA, M. ESCH, T. MAURITSEN, T. CRUEGER, S. RAST, M. SALZMANN, H. SCHMIDT, J. BADER, K. BLOCK, R. BROKOPF, I. FAST, S. KINNE, L. KORNBUEH, U. LOHMANN, R. PINCUS, T. REICHLER und E. ROECKNER (2013): Atmospheric component of the MPI-M Earth System Model: ECHAM6, *J. Adv. Model. Earth Syst.* **5**: S. 146–172, doi:10.1002/jame.20015.
- STÜBER, V., H. WACHTER und A. RIEDEL (1999): Böden aus Talsand und ihre ökologische Einstufung durch die forstliche Standortskartierung für Waldnutzung und -umbau. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **90**: S. 425–436.
- ULRICH, B. und M. B. SHRIVASTAVA (1978): Schätzung quantitativer Bodenparameter bei der forstlichen Standortskartierung am Beispiel des hessischen Berglands. *Forstw. Cbl.* **97**: S. 41–50.
- VAN HEERDEN, K. und R. D. YANAI (1995): Effects of stresses on forest growth in models applied to the Solling spruce site. *Ecological Modelling* **83(1-2)**: S. 273–282. [http://doi.org/10.1016/0304-3800\(95\)00105-5](http://doi.org/10.1016/0304-3800(95)00105-5)
- VAN Vuuren, D. P., J. EDMONDS, M. KAINUMA, K. RIAHI, A. THOMSON, K. HIBBARD, G. C. HURTT, T. KRAM, V. KREY, J.-F. LAMARQUE, T. MASUI, M. MEINSHAUSEN, N. NAKICENOVIC, S. J. SMITH und S. K. ROSE (2011): The representative concentration pathways: an overview. *Clim Change* **109**: S. 5–31.
- VOLODIN, E. M., N. A. DIANSKII und A. V. GUSEV (2010): Simulation present day climate with the INMCM4.0 coupled model of the atmospheric and oceanic general circulations *Izvestia RAS. Atmos Ocean Phys* **46**: S. 414–431.
- VOR, T., H. SPELLMANN, A. BOLTE und C. AMMER (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. *Göttinger Forstwissenschaften* **7**: 296 S.

- WALTHER, A. und H. W. LINDERHOLM (2006): A comparison of growing season indices for the Greater Baltic Area. *Int J Biometeorol* **51**: S. 107–118.
- WECHSUNG, F. und M. WECHSUNG (2014a): Drier years and brighter sky – the predictable simulation outcomes for Germany’s warmer climate from the weather resampling model STARS. *Int. J. Climatol.*, doi: 10.1002/joc.4220
- WECHSUNG, F. und M. WECHSUNG (2014b): A methodological critique on using temperature-conditioned resampling for climate projections as in the paper of GERTENGABE et al. (2013) winter storm- and summer thunderstorm-related loss events in Theoretical and Applied Climatology (TAC). *Theor Appl Climatol*, doi: 10.1007/s00704-015-1600-1
- WELLPOTT, A., F. IMBRY, D. SCHINDLER und H. MAYER (2005): Simulation of drought for a Scots pine forest (*Pinus sylvestris* L.) in the southern upper Rhine plain. *Meteorologische Zeitschrift* **14**: S. 143–150.
- WILBY, R. L. und S. DESSAI (2010): Robust adaptation to climate change. *Weather* **65(7)**: S. 176–180. <http://doi.org/10.1002/wea.504>
- WILPERT, K. V. (1990): Die Jahrringstruktur von Fichten in Abhängigkeit vom Bodenwasserhaushalt auf Pseudogley und Parabraunerde: ein Methodenkonzept zur Erfassung standortsspezifischer Wasserstreßdisposition. *Freiburger bodenkundl. Abhandlungen* **24**: 184 S.
- ZANG, C., H. PRETZSCH und A. ROTHE (2011a): Size-dependent responses to summer drought in Scots pine, Norway spruce and common oak. *Trees* **26(2)**: S. 557–569. doi: 10.1007/s00468-011-0617-z
- ZANG, C., A. ROTHE, W. WEIS und H. PRETZSCH (2011b): Zur Baumarteneignung bei Klimawandel: Ableitung der Trockenstress-Anfälligkeit wichtiger Waldbaumarten aus Jahrringbreiten. *AFJZ* **182(5/6)**: S. 98–112.

## “Forest Tweets” – Informal Digital Coverage of the *Oak Processionary Moth* or Why Foresters should care about Social Media

(With 6 Figures and 2 Tables)

STEFAN DAUME<sup>1,\*</sup> and KAI FÜLDNER<sup>2</sup>

(Received August 2016)

### KEY WORDS – SCHLAGWÖRTER

*Forest threat monitoring; social media; invasive alien species; oak processionary moth; text analysis; social network analysis; citizen science.*

*Waldschutzmonitoring; soziale Medien; eingebürgerte invasive Arten; Eichenprozessionsspinner; Textanalyse; soziale Netzwerkanalyse; Bürgerwissenschaft.*

### 1. INTRODUCTION

Ecological drivers like climate change and invasive alien species (IAS) represent new challenges for foresters and demand effective responses in order to ensure planned and relied upon forest functions and services. Given limited monitoring resources and the need

for an ever broader consideration of the large numbers of forest functions in different contexts, alternative information sources and routes for monitoring deserve consideration (DAUME, ALBERT and VON GADOW, 2014). One such example is the increased involvement of the general public in the form of so-called citizen science initiatives (DICKINSON et al., 2012; SILVERTOWN, 2009). However, given the resources required to facilitate even such volunteer efforts, it has been suggested that informal online information sources such as social media (e.g. blogs, Twitter, Facebook) may play a similar role in the acquisition of environmental information and early warnings as already demonstrated in the domain of public health monitoring (GALAZ et al., 2010).

An exploration of this idea established that social media can indeed deliver primary biodiversity observations (DAUME, 2016; BARVE, 2014), and in addition may act as a source of public communities that could potentially be mobilized in the active monitoring of specific threats (DAUME and GALAZ, 2016). A manual evaluation of samples of short messages (so-called “Tweets”) send on the micro-blogging platform Twitter showed for example

<sup>1</sup>) Stockholm Resilience Centre, Stockholm University, Kräftriket 2B, 10691 Stockholm, Sweden.

<sup>2</sup>) Natural History Museum Kassel (Ottoneum), Steinweg 2, D-34117 Kassel, Germany.

\*) Corresponding author: STEFAN DAUME.  
E-Mail: [stefan.daume@ecoveillance.org](mailto:stefan.daume@ecoveillance.org)