

Zukünftige Entwicklung der Wasserverfügbarkeit und ihre Bedeutung für das Wachstum der Buche in Hessen

The future development of water availability and its relevance for the growth of European beech in Hesse

Markus Wagner, Johannes Suttmöller, Ralf-Volker Nagel, Julia Rudolph, Jan Hendrik Hansen, Bernd Abrends, Henning Meeseburg, Stefan Fleck, Birte Scheler, Jan Evers, Uwe Paar, Axel Noltensmeier, Jürgen Nagel, Hermann Spellmann und Johannes Eichborn

Zusammenfassung

Der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) als häufigster Baumart Hessens kommt dort sowohl unter ökonomischen wie auch ökologischen Gesichtspunkten besondere Bedeutung zu. Ihre Verbreitung wird insbesondere durch die standörtliche Wasserverfügbarkeit begrenzt. Die im Zuge des Klimawandels prognostizierte Verknappung des Wasserangebots erfordert daher eine umfassende Untersuchung der Entwicklung des zukünftigen Trockenstressrisikopotentials hessischer Buchenwälder. Verringerte Zuwächse der Buche dienen dabei als Indikator für das Auftreten und die Intensität von Trockenstress.

Ein multiples lineares Regressionsmodell ermöglicht die Simulation der Zuwachsvariabilität der Buche – definiert als relative Abweichung der Jahrringbreite

von einem gleitenden 6-jährigen Mittelwert (JRBabw) – mittels klimatisch-hydrologischer Trockenstressindikatoren. Basierend auf der modellierten JRBabw für 39 Standorte der Bodenzustandserhebung im Zeitraum von 1933 bis 2012 wurde eine dreistufige Trockenstressrisikoklassifikation für einzelne klimatisch-hydrologische Indikatoren abgeleitet.

Trotz einer relativ breiten Streuung der Resultate, welche sich aus den vier angewendeten Klimamodellen ergeben, wird bis zum Jahr 2100 übereinstimmend eine starke Zunahme des Trockenstressrisikos prognostiziert. Die abgeleiteten Trockenstressrisikostufen werden danach als Folge des Klimawandels insbesondere in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts deutlich häufiger erreicht und in stärkerer Ausprägung auftreten. Mehrere Trockenstressrisikojahre in Folge könnten zu einem regelmäßigen Ereignis werden und zu anhaltenden Zuwachsrückgängen und einem Anstieg des Mortalitätsrisikos der Buche in Hessen führen.

Forstliche Managementstrategien nehmen über lange Zeiträume Einfluss auf die Bestockungsdichte und den Blattflächenindex von Waldbeständen und können damit auch regulierend auf den Wasserbedarf der Wälder einwirken. Eine Verkürzung von Produktionszeiträumen und damit der Lebensdauer dichter, wasserbedarfsintensiver Altbestandsphasen sowie eine kontinuierliche Dichtereduktion auf dem Weg der Durchforstungen können zu einer spürbaren Reduktion sowohl der Häufigkeit als auch Intensität von Trockenstressereignissen beitragen.

Stichworte: Buche, Trockenstress, Wachstum, Klimawandel, Wasserhaushalt, Hessen

Abstract

The European beech (*Fagus sylvatica* L.), as the most common tree species in Hesse, has a special economic and ecological significance. It's distribution is limited, in particular, by site-specific water availability. In view of the predicted reduction in water availability in the course of climate change, a wide-ranging analysis of how the drought risk potential for beech forests in Hesse will develop in the future was called for. Reduced incremental growth in beech trees serves thereby as an indicator for the occurrence and intensity of drought stress.

A multiple linear regression model enabled the simulation of the variability in the incremental growth rate of beech – defined as the relative deviation of the tree ring width from a sliding six year average (JRBabw) – using climatic-hydrological drought stress indicators. Based on the modeled JRBabw for 39 sites from the National Soil Survey over the period 1933 - 2012, a 3-tier classification scale of drought stress risk was derived for single climatological-hydrological indicators.

Despite a wide scattering in the results generated by the four climate models used, a sharp increase in drought stress risk up to the year 2100 was consistently predicted. As a consequence of climate change, the 3 drought stress risk levels will

be more often attained in the second half of the 21st century and the dry periods will be more extreme. A run of several drought risk years in a row could become a regular occurrence and lead to enduring reduced growth and higher mortality risk for the European beech in Hesse.

Forest management strategies have a long term impact on stand density and leaf area index and could, therefore, have a regulating influence on the water requirement of forests. A shortening of the production period and thereby the lifetime of dense, water hungry old stands, as well as a continuous reduction of overall stand density through thinning could contribute to a tangible reduction in the frequency and intensity of drought stress events.

Keywords: European beech, drought stress, growth, climate change, water budget, Hesse

1 Einleitung

Das Gebiet Hessens liegt im Zentrum des europäischen Buchenvorkommens. Mit einem Anteil von über 30 % ist die Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) die häufigste Baumart in hessischen Wäldern (BMEL 2014). Ihr Flächenanteil hat sich in den letzten 20 Jahren durch gezielte waldbauliche Maßnahmen erhöht. Für die Forstwirtschaft sind neben der Boden pflegenden Wirkung dieser Baumart ihre Naturnähe, ihr Naturverjüngungspotenzial, die vielfältigen Optionen in der Mischung mit anderen Baumarten sowie die Holznutzung von großer Bedeutung. Der für die Zukunft erwartete steigende Bedarf an erneuerbaren Energieträgern erfordert eine zunehmende Nutzung der Baumart Buche.

Die Buche zeichnet sich durch eine hohe Konkurrenzkraft auf vielen unterschiedlichen Standorten aus. Ihre Verbreitung wird vor allem durch die Bodenwasserverfügbarkeit, kontinentales Klima und zu hohe oder niedrige Temperaturen begrenzt (BOLTE et al. 2008, ELLENBERG 1996). Im Zuge des Klimawandels werden eine geringere Wasserverfügbarkeit bereits zu Beginn der Vegetationsperiode sowie die Häufung von Trockenperioden während der Sommermonate erwartet (BENISTON et al. 2007). Beide Faktoren können die Buche in ihrer Vitalität und Produktivität beeinträchtigen (ETZOLD et al. 2014, ZHAO u. RUNNING 2010). Im Mittelpunkt der Untersuchungen stehen deshalb die Stabilität und die Funktionalität von Buchenwäldern auf den unterschiedlichen, in Hessen vorkommenden Standortstypen (GRUNDMANN 2012). Standortstypen leiten sich aus den Merkmalen Klima, Vegetation und Boden mit den Elementen Wuchszone, Klimafeuchte, Geländewasserhaushalt und Trophie ab. Zwei der vier Standortelemente, Wuchszone und Klimafeuchte, sind klimasensitiv, worin sich die herausragende Bedeutung des Klimas hinsichtlich der Baumartenwahl und waldbaulicher Maßnahmen zeigt. Für die in langen Zeiträumen produzierende Forstwirtschaft stellt der Klimawandel folglich eine besondere Herausforderung dar.

Ziele der Untersuchung sind die Ableitung kritischer Grenzwerte für klimatisch-hydrologische Indikatoren des Trockenstressrisikos sowie die Abschätzung der zukünftigen Entwicklung klimabedingter Risiken für das Wachstum der Buchenbestände in Hessen. Ein unter Einbeziehung verschiedener Klimamodelle angewendetes multiples lineares Regressionsmodell, welches die Zuwachsvariabilität der Buche mittels ausgewählter Wasserhaushaltsgrößen simuliert, liefert die hierfür erforderliche Datenbasis.

2 Datengrundlage

2.1 Auswahl der Untersuchungsstandorte und Datenlage

Um die Auswirkungen einer klimawandelbedingten Erhöhung des Trockenstressrisikos für hessische Buchenwälder untersuchen zu können, sind umfassende Informationen zur Bestandesstruktur, Vitalität und Produktivität der Wälder sowie den Bodeneigenschaften und klimatischen Verhältnissen der Waldstandorte erforderlich. Die in ein europaweites Programm unter ICP Forests nach definierten Standards (ICP FORESTS 2010) eingebundenen Messnetze des forstlichen Umweltmonitorings eignen sich aufgrund ihrer Spezialisierung auf bewaldete Standorte sowie der Bereitstellung mehrjähriger Messzeitreihen besonders gut als Datenquelle. Das Level II-Programm bietet dabei ein besonders intensives Monitoring für eine geringere Anzahl von Flächen, während das Level I-Programm weniger detaillierte Übersichtserhebungen an einer größeren Anzahl von Standorten auf einem regelmäßigen Stichprobenraster von 8 km x 8 km (in Südhessen z. T. verdichtet auf 4 km x 4 km) beinhaltet.

Im Rahmen des Projektes werden Daten von 13 überwiegend mit Buche bestanden Level II-Flächen (s. Abb. 1) verwendet. Sie dienen zur Anpassung des Wasserhaushaltsmodells, da hier neben den für den Antrieb des Modells erforderlichen Daten zur Bodenphysik und Bestandesstruktur (z. B. Höhe, Brusthöhen-durchmesser und Anzahl der Bäume) zusätzlich Messwerte von Wasserhaushaltsgrößen wie Freilandniederschlag und Bestandesniederschlag sowie der aus diesen berechneten Interzeption vorliegen. Bis mindestens 1910 zurückreichende Jahrringzeitreihen von sieben dieser Level II-Flächen (BECK 2010) dienen zur Erstellung des in dieser Untersuchung verwendeten Modells zur Beschreibung der jährlichen Schwankungen des Stammzuwachses mittels klimatisch-hydrologischer Trockenstressindikatoren (NW-FVA 2015). Um flächenrepräsentative Aussagen zu den Auswirkungen extremer Trockenheit auf das Wachstum der Buche in Hessen zu erhalten, werden sowohl das Wasserhaushaltsmodell als auch das Zuwachsmodell an Buchenstandorten des Level I-Rasters angewendet.

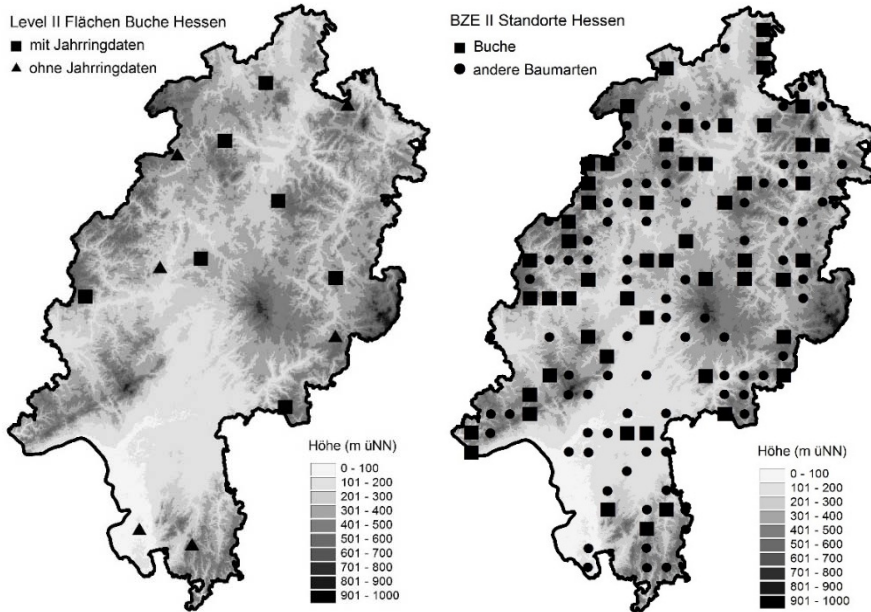


Abbildung 1: Lage der Untersuchungsstandorte: links Level II-Monitoringnetz, rechts Level I-Monitoringnetz (Programm Bodenzustandserhebung (BZE II))

Das Level I-Raster in Hessen besteht aus 138 Standorten, von welchen 55 überwiegend mit Buche bestanden sind (s. Abb. 1, s. Tab. 1). Die an den Rasterpunkten durchgeführte zweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II, durchgeführt 2007 - 2009) liefert die für den Antrieb des Wasserhaushaltsmodells benötigten Daten zur Bodenphysik und Bestandesstruktur (PAAR et al. 2016).

Tabelle 1: Standorteigenschaften der 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorte

	Höhe ü. NHN [m]	Lufttemperatur [°C]		Niederschlag [mm]		Bestandesalter [a]
		Jahr	VP	Jahr	VP	
Mittelwert	360	8,2	14,5	831	368	126
Minimum	120	7,4	13,6	693	324	42
Maximum	585	9,5	15,9	1079	435	218

VP = Vegetationsperiode

2.2 Daten zur Bodenphysik und Bestandesstruktur

Als Dateninput für die Wasserhaushaltsmodellierung werden neben dem Klima Angaben zur Bodenphysik sowie zur Bestandesstruktur benötigt. Für die Buchenstandorte beider Monitoringnetze (Level I und Level II) in Hessen wurden die

bodenphysikalischen Parameter aus den Aufnahmen von Bodenprofilen abgeleitet. Hierdurch werden die für die Parametrisierung des Wasserhaushaltsmodells erforderlichen Daten zu Horizontmächtigkeit, Bodenart, Rohdichte, Skelettanteil und Humusgehalt bereitgestellt. Die Durchwurzelungstiefe der Standorte wird in Abhängigkeit vom Bestandessalter zugewiesen. Für Bestände mit einem mittleren Alter bis 15 Jahren wurde eine Durchwurzelungstiefe von 1 m, bei älteren Beständen eine Durchwurzelungstiefe von 1,4 m angenommen (RAISSI et al. 2009).

Für die Intensiv-Monitoringflächen liegen detaillierte Informationen zur Bestandesstruktur in Form von Einzelbaumdaten und zu den Standorteigenschaften in mehreren Wiederholungsaufnahmen vor. Mit den baumspezifischen Daten zum Alter, Brusthöhendurchmesser, zur Baumhöhe, Verortung und weiteren Parametern kann der Bestand im verwendeten Waldwachstumsmodell (s. Kap. 3.1) realitätsnah abgebildet werden. Die Rekonstruktion der Bestände erfolgte im Waldwachstumsmodell als ‚negatives Wachstum‘ und konnte anhand der älteren Bestandesaufnahmen überprüft und validiert werden. Eine vergleichbare Erfassung der Bestandesstruktur auf dem Level I-Raster erfolgte im Rahmen der BZE II zwischen 2007 und 2009.

2.3 Meteorologische Daten und Klimamodelle

Für den Antrieb des Wasserhaushaltsmodells und die Erstellung von klimatisch-hydrologischen Trockenheitsindikatoren werden Tageswerte der Lufttemperatur, der relativen Luftfeuchte, des Niederschlags, der Windgeschwindigkeit sowie der Globalstrahlung bzw. Sonnenscheindauer benötigt. Da mehrjährige Messreihen dieser meteorologischen Parameter in täglicher Auflösung nur für ausgewählte Intensiv-Monitoringflächen vorliegen und diese zum Teil größere Lücken aufweisen, wurde als einheitliche Datengrundlage auf die Niederschlags- und Klimamessstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) zurückgegriffen. Mittels verschiedener in das Wasserhaushaltsmodell WaSiM (SCHULLA 2014, SCHULLA u. JASPER 2007, s. Kap. 3.2) integrierter Interpolationsverfahren wurden die DWD-Daten auf die untersuchten Buchen-Monitoringstandorte übertragen. Ab 1960 standen dabei für Deutschland über 3000 Niederschlagsstationen und über 500 Klimastationen zur Verfügung (MÄCHEL et al. 2006) und ermöglichten eine verlässliche Rekonstruktion der Klimadaten. Zurückgehend bis Mitte der 1930-er Jahre nimmt die Zahl der verfügbaren Stationen mit täglichen Messwerten auf etwa 1200 Niederschlags- und knapp 100 Klimastationen ab (MÄCHEL et al. 2006) und die Stationsdichte sinkt noch einmal deutlich für den Zeitraum vor 1931. Für die Trockenstressuntersuchungen wurden daher für die untersuchten Standorte Klimazeitreihen ab 1931 berechnet. Für die Intensiv-Monitoringflächen standen meist mehrjährige Zeitreihen des Freiland- und Bestandesniederschlags in zwei- bis vierwöchiger Auflösung zur Verfügung, welche zur Validierung der mit WaSiM interpolierten DWD-Daten und berechneten Wasserhaushaltsgrößen herangezogen wurden.

Als Klimamodelle standen in dieser Untersuchung die Ergebnisse der dynamischen Regionalmodelle Cosmo-CLM (ROCKEL et al. 2008) und REMO (JACOB et al. 2007) sowie des statistischen Regionalmodells WettReg2010 (KREIENKAMP et al. 2010) zu Verfügung. Zur Modellierung der Klimaentwicklung bis 2100 wurden die drei Regionalmodelle in das globale Zirkulationsmodell ECHAM5/MPI-OM (ARPE et al. 2005) eingebettet, Cosmo-CLM zum Vergleich zusätzlich in das Globalmodell HadCM3 (GORDON et al. 2000). Als Klimaszenario fand das zum Zeitpunkt der Untersuchung am häufigsten benutzte Szenario A1B Verwendung.

2.4 Jahrringzeitreihen

Das jährliche Wachstumsverhalten von Bäumen lässt sich auch ohne regelmäßige Messungen rekonstruieren, wenn man den Bäumen Bohrkerne entnimmt und die Jahrringbreiten vermisst (Dendrochronologie). Im Rahmen einer bundesweiten Studie wurden von Beck (vgl. BECK 2010) auch an sieben der hessischen Buchen-Intensiv-Monitoringflächen Bohrkerne für Zeitreihenanalysen der jährlichen Wachstumsraten der Bäume untersucht (EICHHORN et al. 2008). Sie enden im Jahr 2006 und reichen je nach Bestandesalter bis zu 142 Jahre zurück. An jeder Intensiv-Monitoringfläche wurden mindestens 20 den Bestand dominierende Bäume in Brusthöhe mit je zwei Bohrkernen beprobt. Zur Messung der Jahrringzeitreihen (LINTAB-Messtisch, Messsoftware TSAP) wurden die Bohrkerne getrocknet, in Bohrerträger eingeleimt und mehrfach geschliffen. Die Zeitreihen der Bohrkerne von 88 Intensiv-Monitoringflächen wurden untereinander auf Synchronlage geprüft und gegebenenfalls korrigiert. Ziel der Bohrungen war es, den gesamten Radius bis hin zum innersten Jahrring zu erfassen. Aufgrund der Exzentrizität des Stammquerschnitts wurden die innersten Ringe jedoch nicht in jedem Fall erbohrt. Der Radius dieses nicht erfassten Bereichs wurde daher aus der Krümmung des innersten noch erfassten Jahrrings abgeleitet. Neben der Exzentrizität führt die trocknungsbedingte Schrumpfung dazu, dass aus dem so ermittelten Radius nicht der tatsächliche Brusthöhendurchmesser (BHD) berechnet werden kann. Zur Korrektur wurde der BHD parallel zur Bohrung gemessen und mittels einer Rindenfunktion (ALTHERR et al. 1978) der tatsächliche BHD ohne Rinde (BHD o. R.) berechnet. Über den Quotienten aus dem BHD o. R. und dem aus dem Bohrkern abgeleiteten Durchmesser konnte letzterer korrigiert werden. Die so gewonnenen Durchmesserzeitreihen wurden zur besseren Vergleichbarkeit und Eliminierung von Ausreißern in relative Durchmesserwerte transformiert. Aus der Multiplikation der Zeitreihe des mittleren relativen BHD mit dem Kreisflächenmitteldurchmesser aller Probestämme einer Monitoringfläche ergibt sich der mittlere absolute Durchmesser und aus dessen interannuellen Differenzen die mittlere Jahrringbreitenzeitreihe.

Diese Zeitreihen dienen als Maß für den jährlichen Zuwachs der Buchen. Um die Wirkung extremer Trockenheit auf das Wachstum zu untersuchen, sind dabei vor allem die kurzfristigen, annuellen Wachstumsschwankungen von Interesse, welche jedoch von Langzeittrends des Zuwachses überlagert werden können. Um die

Datensätze von diesen Langzeittrends zu bereinigen, wurden statt der Jahringbreite die Abweichung der Jahringbreite von einem gleitenden 6-jährigen Mittelwert (JRBabw) verwendet. Dieser Mittelwert wurde jeweils aus den drei Vor- und Folgejahren gebildet. In Abbildung 2 ist die JRBabw als Mittelwert der sieben Untersuchungsflächen für den Zeitraum von 1933 bis 2006 dargestellt. Jahre mit besonders markanten, auf allen Flächen auftretenden Wachstumsrückgängen lassen sich auf diese Weise gut erkennen.

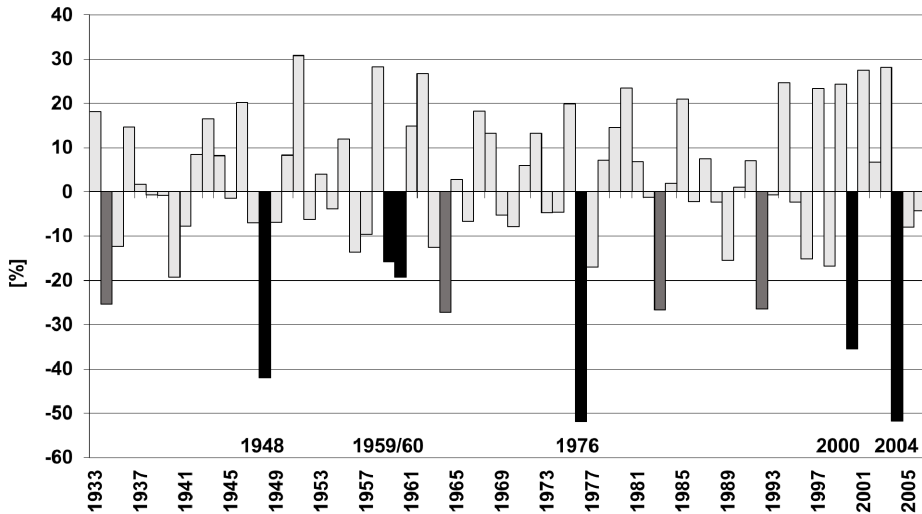


Abbildung 2: Abweichung der Jahringbreite von einem gleitenden 6-jährigen Mittelwert, dargestellt als Mittelwert von sieben hessischen Buchen-Intensiv-Monitoringflächen (Level II). Jahre mit besonders starken Wachstumseinbrüchen ($> 30\%$) sind schwarz hervorgehoben, Jahre mit starken Wachstumseinbrüchen ($> 20\% - 30\%$) dunkelgrau. 1959 und 1960 sind ebenfalls schwarz hervorgehoben, da jede Fläche in mindestens einem der beiden Jahre Wachstumseinbrüche $> 30\%$ aufweist.

3 Datenanalyse und Modelle

3.1 Waldwachstumsmodell

Für die Rekonstruktion und Simulation von Wachstumsverläufen auf den untersuchten Flächen sowie die Berechnung verschiedener, vom verwendeten Wasserhaushaltsmodell benötigter Bestandesparameter (Blattflächenindex, Überschirmungsgrad, Bestandeshöhe) kam der WaldPlaner (HANSEN 2006, 2011, ALBERT u. HANSEN 2007) zum Einsatz. Mit diesem System kann das Wachstum unterschiedlich strukturierter Bestände unter Berücksichtigung waldbaulicher Maß-

nahmen abgebildet werden. Im Zuge der Generierung von sogenannten Modellbeständen aus den vorliegenden Rohdaten sowie der Simulation der Bestandesentwicklung wurden automatisch diverse Einzelbaum- und Bestandesparameter berechnet und ausgegeben. Das System basiert auf einem positionsabhängigen Einzelbaumwuchsmodell (TreeGrOSS, NAGEL 2009).

Zunächst wurden Modellbestände für 13 Buchen-Intensiv-Monitoringflächen sowie 55 Buchen-BZE II-Standorte anhand von Bestandesdaten bestimmter Stichjahre virtuell aufgebaut. In einem zweiten Schritt erfolgte die dynamische Waldwachstumsrekonstruktion aller Intensiv-Monitoringflächen und BZE II-Standorte bis 1960 (Intensiv-Monitoringflächen mit Jahrringzeitreihen bis 1931) sowie die darauf aufbauende eigentliche Simulation bis 2010. Die Abweichung der simulierten Brusthöhendurchmesser (BHD) von den Messwerten liegt gemittelt über alle Intensiv-Monitoringflächen bei $\pm 1,4$ cm. Dieses Ergebnis ist ein Indikator dafür, dass die Bestände für den Antrieb des Wasserhaushaltsmodells hinreichend genau modelliert werden können.

Die Simulation der zukünftigen Bestandesentwicklung schließt bei der waldbaulichen Behandlung, sowohl die Durchforstung, als auch die Endnutzung ein und nachfolgend Nutzung genannt. Die Bestandesbehandlung orientiert sich an der Hessischen Waldbaufibel (HESSEN-FORST 2008) und richtet sich nach der Entwicklungsphase des Bestandes. Der simulierte Durchforstungsgang entspricht im Auslesestadium (Oberhöhen zwischen 14 und 24 m) einer starken Hochdurchforstung zur Förderung von Zukunftsbäumen, in der anschließenden Ausreifungsphase folgen nur noch mäßige, eher vorratspflegende Eingriffe und im Reife- und Regenerationsstadium eine zeitlich gestreckte, femelartige (auf unregelmäßig verteilte kleinere Parzellen festgelegte) Nutzung zielstarker Bäume bei gleichzeitiger Naturverjüngung und Erhaltung von stehenden Totholz- und Habitatbaumgruppen. Die Hochdurchforstung ist die heute übliche Form der Durchforstung.

3.2 Wasserhaushaltsmodell

Mit Hilfe eines hydrologischen Modells wurden die komplexen Prozesse des Wasserhaushaltes an den Untersuchungsstandorten abgebildet. Hierfür fand das Wasserhaushalts-Simulations-Modell WaSiM Verwendung (SCHULLA 2014, SCHULLA u. JASPER 2007).

Klimadaten für den Antrieb des Wasserhaushaltsmodells WaSiM wurden mittels der in das Modell integrierten Interpolationsmethode IDW (Inverse Distance Weighting) von Stationsdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) auf die Zielstandorte übertragen. Bei den Parametern Niederschlag und Tagesmitteltemperatur wurde diese mit einer Höhenregression kombiniert.

Die Interzeption wurde über einen einfachen Speicheransatz ermittelt. Die potentielle Evapotranspiration wurde nach der Methode von Penman-Monteith

(MONTEITH 1965) berechnet. Vegetationsspezifische Parameter wie Blattflächenindex (LAI), Überschirmungsgrad und Bestandeshöhe, die für die Berechnung der Verdunstungsprozesse benötigt werden, wurden über die Simulation des Bestandeswachstums mit dem WaldPlaner (s. Kap. 3.1) abgeleitet.

Die Modellierung der Wasserbewegung im Boden ist primär von den bodenphysikalischen Eigenschaften des Substrates abhängig. WaSiM berechnet die Wasserflüsse in der ungesättigten Bodenzone auf der Grundlage der Richards-Gleichung (RICHARDS 1931) in eindimensionaler vertikaler Form (SCHULLA 2014). Die Parametrisierung der verwendeten pF-Kurven erfolgte nach VAN GENUCHTEN (1980). Die Ableitung der van Genuchten-Parameter aus den bodenphysikalischen Ausgangsdaten erfolgte in Anlehnung an TEEPE et al. (2003).

Als Kalibrierperiode für das hydrologische Modell diente der Zeitraum 1996 (für einige Flächen ab 1998) bis 2005. Die Kalibrierung der Interzeption erfolgte anhand eines freien Parameters, der die spezifische Speicherkapazität des Kronenraums angibt. Dieser beträgt für alle Buchen-Intensiv-Monitoringflächen 0,35. Ausgehend von den an den Level II-Standorten gemessenen Jahressummen des Niederschlages und der Interzeption können die Modellergebnisse (Bestimmtheitsmaß knapp 0,9 bei Niederschlag) als gut bewertet werden.

3.3 Kopplung der Modelle WaldPlaner und WaSiM

Die Verknüpfung zwischen WaldPlaner und WaSiM erfolgte mittels Übergabe der Modellparameter über eine Datenbankschnittstelle. So wurde anhand des Brusthöhendurchmessers (BHD) und der Stammzahl die langfristige Veränderung des LAI auf der Basis der Einzelbaumdaten baumartenabhängig berechnet (HAMMEL u. KENNEL 2001). Durch Laubabwurf entstehen jahreszeitliche Schwankungen im Bestandes-LAI. Für einen Buchenbestand entspricht der LAI während der Vegetationsruhe dem Stammflächenindex (SAI). Nach HAMMEL u. KENNEL (2001) wurden im Modell standort- und jahresspezifisch der Beginn (MENZEL 1997) und das Ende (VON WILPERT 1990) der Vegetationsperiode berechnet.

Eine weitere wichtige Größe zur Parametrisierung der Landnutzung im Wasserhaushaltsmodell stellt der Bedeckungsgrad (Überschirmung) dar. Dieser wurde direkt im WaldPlaner berechnet und an das hydrologische Modell übergeben. Bei einem Bedeckungsgrad von weniger als 0,85 wurde die Annahme getroffen, dass sich im Bestand eine Gras- und Strauchvegetation entwickelt. Tritt dies auf, wurden die Vegetationsparameter der Bodenvegetation und der Bestände addiert. Da die Auswirkung einer Bodenvegetation auf den Wasserhaushalt nicht explizit untersucht wurde, wurde auf eine Modellierung mit mehrschichtigem Vegetationsaufbau verzichtet.

3.4 Statistischer Modellansatz zur Simulation der trockenheitsbedingten Wachstumsvariabilität

Um die trockenheitsbedingte Wachstumsvariabilität der Buche in Hessen abzubilden, wurde ein an hessischen Buchen-Intensiv-Monitoringflächen entwickeltes multiples lineares Regressionsmodell (NW-FVA 2015, s. Tab. 3) an den Buchen-Level II-Standorten angewendet. Als abhängige Zielvariable findet dabei die in Kapitel 2.4 beschriebene Abweichung der Jahrringbreite (JRB_{abw}) Verwendung. Als unabhängige Prädiktoren gehen die vier in Tabelle 2 beschriebenen klimatisch-hydrologischen Trockenstressindikatoren ein.

Tabelle 2: Übersicht über die im Wachstumsmodell (NW-FVA 2015) angewendeten klimatisch-hydrologischen Prädiktoren

Variable	Definition	Einheit
$(KWB_{-1})^2$	(Klimatische Wasserbilanz der VP des Vorjahres) ²	[mm ²]
TT40 ₋₁	Anzahl niederschlagsfreier Tage der VP des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwasser < 0,4 nFK	[d]
BWD _f	Defizitsumme zwischen potenziell und real pflanzenverfügbarem Bodenwasser in der frühen VP (bis 31. Juli)	[mm]
_m ET _{rel}	mittlere relative Evapotranspiration der VP	[mm]

Bodenwasserindikatoren auf 1,4 m Bodentiefe bezogen, VP = Vegetationsperiode, nFK = nutzbare Feldkapazität

Die Klimatische Wasserbilanz KWB (im Modell durch Quadrieren transformiert) ist eine häufig verwendete, einfache Bilanzgröße aus Niederschlag und potenzieller Evapotranspiration (MÜLLER 2006, SPELLMANN et al. 2007, 2011, SUTMÖLLER et al. 2009). Der Bodenfeuchteindikator TT40₋₁ summiert die niederschlagsfreien Tage auf, an welchen der pflanzenverfügbare Bodenwassergehalt unter 40 % der nutzbaren Feldkapazität (nFK) sinkt, da bei Unterschreiten dieses Grenzwertes kein Zuwachs des Stammumfangs mehr erfolgt (GRANIER et al. 1999, ANDERS et al. 2002, WAGNER et al. 2013). Mit dem Niederschlag, der Evapotranspiration sowie dem Bodenwassergehalt werden verschiedene, für die Wasserverfügbarkeit besonders relevante Wasserhaushaltskomponenten durch das Modell abgedeckt. Gleichzeitig werden neben der Vegetationsperiode des aktuellen Jahres (_mET_{rel}) auch die des Vorjahres (KWB₋₁, TT40₋₁) sowie die frühe Vegetationsperiode (BWD_f) durch die Prädiktoren berücksichtigt. Der Bezug zum Vorjahr ergibt sich dabei aus der häufig beobachteten zeitlichen Verzögerung von Zuwachsreaktionen und lässt sich auf Carry-over-Effekte bezüglich Kohlenstoffspeicherung und auf mastinduzierende Knospenbildung zurückführen (DROBYSHEV et al. 2010, FRIEDRICH et al. 2009, GRUBER 2003, LEBOURGEOIS et al. 2005, PIOVESAN u. ADAMS 2001, REICHSTEIN et al. 2013, VAN DER MAATEN 2012). Eine separate Betrachtung der

frühen Vegetationsperiode gründet auf der Beobachtung, dass der Stammumfangzuwachs bei Buchen überwiegend in der ersten Hälfte der Vegetationsperiode erfolgt (BOURIAUD et al. 2004, SCHMITT et al. 2002) und daher die Wasserverfügbarkeit während dieser Phase besonders entscheidend ist (LEBOURGEOIS et al. 2005, VAN DER MAATEN 2012).

Der Modellansatz (s. Tab. 3) ist gezielt auf die Simulation trockenstressbedingter, extremer Wachstumsrückgänge ausgerichtet, nicht aber auf die Abbildung der Wachstumsvariabilität insgesamt. Dies trägt dazu bei, dass das Bestimmtheitsmaß bei Anwendung auf die Intensiv-Monitoringflächen mit 0,27 nicht besonders hoch ist. Entscheidend für die Beurteilung der Modellqualität ist jedoch weniger die absolute Größenordnung des Bestimmtheitsmaßes, als die Erfüllung der allgemeinen Kriterien der Modellgültigkeit und Modellgüte sowie dessen Eignung zur Beschreibung von Wachstumseinschränkungen infolge extremer Trockenheit.

Tabelle 3: *Definition und statistische Prüfgrößen des linearen Regressionsmodells zur Schätzung der JRBabw (NW-FVA 2015)*

		Prädiktorvariablen
Interzept		-0,329
Koeffizienten der Schätzfunktion	-8,39 x 10 ^{-5***} 56,04*** -0,3385* -3,03 x 10 ^{-3***}	KWB ₋₁ ² mETrel TT40 ₋₁ BWD _f
Akaike information criterion	4.515,2	
Bestimmtheitsmaß	0,27	
Mittelwert der Residuen [%]	6,03 x 10 ⁻¹⁶	
Mittlerer Quadratwurzelfehler [%]	18,7	

Signifikanzschlüssel: *** = 0,001, ** = 0,01, * = 0,05,

Eine Definition der Prädiktorvariablen findet sich in Tabelle 2

Um deutlicher sichtbar zu machen, wie gut Wachstumseinschränkungen infolge extremer Trockenheit durch das Modell beschrieben werden, wurden in Abbildung 3 für die hessischen Buchen-Intensiv-Monitoringflächen die Zeitreihen der Messwerte der JRBabw den durch das Modell simulierten Werten gegenübergestellt. Hierbei ist festzustellen, dass die stark negativen JRBabw durch das Modell gut nachgezeichnet werden. Lediglich das absolute Ausmaß der stark negativen JRBabw wird im Mittel etwas unterschätzt. Der Zuwachsrückgang im Jahr 2000 ist für Hessen nicht direkt auf trockene Bedingungen zurückzuführen, sondern vermutlich auf eine reduzierte Wasseraufnahmefähigkeit durch verbreitete Schädigung der Feinwurzeln infolge des Orkans „Lothar“ im Dezember 1999 (MEINING et al. 2002). Trotz des

vergleichsweise geringen Bestimmtheitsmaßes in Bezug auf die Beschreibung der allgemeinen Variabilität der JRBabw kann dem Modell somit eine gute Eignung zur Vorhersage starker Wachstumseinschränkungen als Folge extremer Trockenheit bescheinigt werden. Eine Validierung des Modells an Jahrringzeitreihen der niedersächsischen Level II-Fläche Lüß (NW-FVA 2015) bestätigt dies.

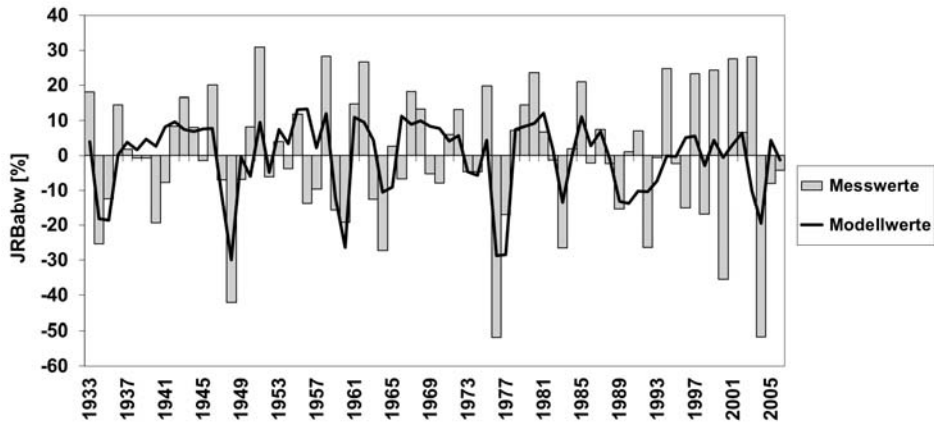


Abbildung 3: Abweichung der Jahrringbreite der Buche vom gleitenden 6-jährigen Mittelwert (JRBabw) zwischen 1933 und 2006 als Mittelwert für sieben hessische Level II-Flächen. Vergleich der Messwerte mit den Modellwerten.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Extreme Trockenheit und Zuwachsvariabilität der Buche (1933 - 2012)

Um flächenrepräsentative Aussagen zu den Auswirkungen extremer Trockenheit auf das Wachstum der Buche sowie Hinweise auf mögliche Schwellenwerte von Trockenstressindikatoren zu erhalten, wurde das zur Beschreibung der Zuwachsvariabilität dienende Modell (s. Kap. 3.4) sowie einzelne daraus abgeleitete klimatisch-hydrologische Trockenstressindikatoren für die Jahre 1933 bis 2012 auf die 55 Buchenstandorte des hessischen BZE II-Rasters angewendet (vgl. Abb. 1). Der Antrieb des Wasserhaushaltsmodells erfolgte dabei mit statischen Bestandsdaten (Bezugsjahr 2010), um ausschließlich die meteorologisch bedingten Unterschiede betrachten zu können. Die durch das Modell simulierte JRBabw bezieht sich auf einen gleitenden Mittelwert und sollte daher im langjährigen Mittel um den Nullpunkt liegen. Für knapp 75 % der Buchen-BZE II-Standorte liegt das modellierte langjährige Mittel der JRBabw in einem Bereich zwischen 10 % und -10 % und damit relativ nah am erwarteten Wert. An diesen 39 Standorten war eine Anwendung des Wachstumsmodells zur direkten Abschätzung der trockenstressbedingten

Wachstumseinschränkungen möglich, weil deren klimatisch-hydrologische Standortbedingungen mit denen der zur Modellkalibrierung herangezogenen Level II-Flächen vergleichbar sind. Für die Klimanormalperiode (1961 - 1990) ergab sich dabei aus dem Modell als Medianwert der 39 Plots eine positive JRBabw von 3 % (s. Abb. 4), während infolge der extremen Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003 starke Wachstumseinbrüche resultierten. Mit Ausnahme des Jahres 1976 traten dabei die Zuwachsreaktionen mit einjähriger Verzögerung auf. In den Jahren 1948, 1960 und 1976 sank der Medianwert der JRBabw jeweils auf unter -30 %, während für 2004 -20 % errechnet wurden. Neben der Interpretation der modellierten JRBabw selbst dürfen auch für die auf der JRBabw basierende Ableitung der Trockenstressrisikostufen (s. Kap. 4.2) nur die genannten 39 Buchen-BZE II-Standorte herangezogen werden. Die individuelle Betrachtung der Trockenstressindikatoren sowie die Anwendung der abgeleiteten Trockenstressrisikostufen erlaubt dagegen die Einbeziehung aller 55 Buchen-BZE II-Standorte.

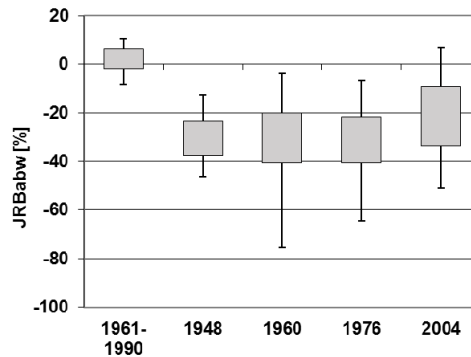


Abbildung 4: Modellierte Abweichung der Jahrringbreite (JRBabw) vom gleitenden 6-jährigen Mittelwert für 39 bessische Buchen-BZE II-Standorte während der Klimanormalperiode 1961 - 1990 und der Jahre 1948, 1960, 1976 und 2004

Betrachtet man einzelne der im Modell berücksichtigten klimatisch-hydrologischen Trockenstressindikatoren separat, gewinnt man aus den Werten für die Buchen-BZE II-Standorte in extremen Trockenjahren eine erste Vorstellung von deren Größenordnung. Bei einer separaten Betrachtung der KWB empfiehlt sich dabei ein Aufsummieren mit der nFK zur Standortwasserbilanz (SWB, vgl. GRIER u. RUNNING 1977), da in dieser sowohl einfache Größen der Zu- und Abfuhr, als auch des im System gespeicherten Wassers integriert sind.

In Abbildung 5a ist die SWB für alle 55 Buchen-BZE II-Standorte zum Vergleich für die Klimanormalperiode sowie die Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003 dargestellt. Im langjährigen Mittel der Klimanormalperiode liegt die SWB an allen Buchen-BZE II-Standorten über -200 mm, 75 % der Standorte weisen Werte im positiven Bereich auf. Gemittelt über alle Buchen-BZE II-Standorte liegt die SWB bei 79 mm. In den Trockenjahren treten deutlich niedrigere Werte auf,

welche – mit Ausnahme von zwei Standorten im Jahr 2003 – durchgehend im negativen Bereich liegen. Die trockensten Verhältnisse ergeben sich dabei für das Jahr 1947, in welchem nahezu alle Standorte Werte von weniger als -200 mm aufweisen, fast die Hälfte der Standorte sogar von weniger als -400 mm. In den Jahren 1959 und 1976 werden an 75 % aller Standorte Werte von -200 mm unterschritten, im Jahr 2003 gilt dies für die Hälfte der Standorte.

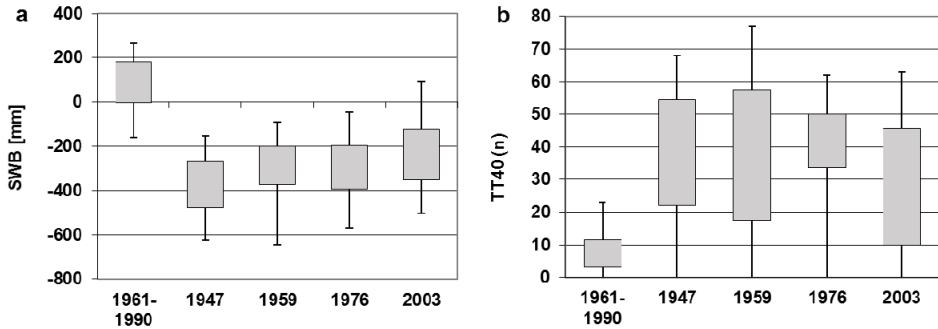


Abbildung 5: Ausgewählte klimatisch-hydrologische Trockenstressindikatoren für 55 hessische Buchen-BZE II-Standorte während der Klimanormalperiode 1961 - 1990 und der Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003; (a) Standortwasserbilanz der Vegetationsperiode (SWB); (b) Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4$ nFK (TT40).

Zur Charakterisierung einer extrem niedrigen Bodenfeuchte dient der Trockenstressindikator Trockentage (TT40, s. Abb. 5b). Gemittelt über die Klimanormalperiode wiesen alle Buchen-BZE II-Standorte weniger als 25 Trockentage auf, an über der Hälfte der Standorte lag deren Anzahl bei unter acht. In den Trockenjahren war für einen Großteil der Standorte eine deutlich höhere Anzahl an Trockentagen zu verzeichnen. So wiesen in allen Trockenjahren mindestens 75 % der Standorte mehr als 10 Trockentage auf. Über 40 Trockentage wurden in 2003 bei fast 40 %, 1947 und 1959 bei 60 % und 1976 sogar bei 66 % der Standorte erreicht. Die besonders hohe Zahl an Trockentagen im Jahr 1976 könnte darauf zurückzuführen sein, dass bereits das Vorjahr verhältnismäßig trocken war und so die Bodenspeicher schon zu Beginn der Vegetationsperiode nicht in vollem Umfang gefüllt waren. Gleichzeitig traten jedoch in allen vier Trockenjahren bei mindestens sieben Standorten weniger als acht Trockentage auf und in den meisten Fällen lag deren Anzahl sogar bei null. Bemerkenswert ist, dass es sich in allen Trockenjahren um dieselben sieben Standorte handelte. Offensichtlich sind diese über Mittel- und Nordhessen verbreiteten Standorte hinsichtlich der Kombination aus Niederschlag und Wasseraufnahme- sowie Wasserspeichervermögen so gut mit Wasser versorgt, dass selbst bei lang anhaltender, starker Trockenheit nie extremer Wassermangel auftrat.

4.2 Zuwachsbasierte Risikostufen für Trockenstress

Die Ableitung von Schwellenwerten für einzelne Trockenstressindikatoren, bei deren Über- oder Unterschreitung es zu deutlichen Zuwachseinschränkungen kommt, wird dadurch erschwert, dass das Auftreten von Zuwachseinbrüchen weniger an einzelne Trockenheitsindikatoren, als vielmehr an ein Zusammenspiel mehrerer Indikatoren gebunden ist (FRIEDRICHS et al. 2008), was auch durch die Verwendung eines multiplen Regressionsmodells zur Erklärung der JRBabw zum Ausdruck kommt. Zum anderen können die Anpassungsfähigkeit der Buche an Trockenheit und Auswirkungen von Folgeerscheinungen wie dem Schädlingsbefall zu Verschiebungen der Schwellenwerte führen (vgl. FRIEDRICHS et al. 2009, LEUZINGER u. KÖRNER 2007, THOMAS et al. 2002).

Trotz dieser Einschränkungen wurden anhand der Ergebnisse der für die Modellierung der JRBabw geeigneten 39 Buchen-BZE II-Standorte für den Zeitraum 1932 - 2012 Trockenstressrisikostufen abgeleitet. Den Jahren 1948, 1960, 1976 und 2004, für welche bei der Modellierung extreme Zuwachseinbrüche ermittelt wurden (s. Abb. 4), kommt dabei besondere Bedeutung zu. Da die trockenheitsbedingten Zuwachseinbußen in der Vergangenheit sehr häufig mit zeitlicher Verzögerung auftraten, empfiehlt sich für die Definition von Risikostufen die Verwendung der auf die Vegetationsperiode des Vorjahres bezogenen Indikatoren Standortwasserbilanz (SWB₁) und TT40 (TT40₁).

Die Festlegung von Schwellenwerten für die Risikostufen orientierte sich an der Größenordnung der JRBabw. Da für die Festlegung von Risikostufen nur wenige Jahre mit deutlichen trockenstressbedingten Zuwachsrückgängen berücksichtigt werden können und somit der Datenumfang relativ gering ist, empfahl sich die Begrenzung auf ein dreistufiges Risikoschema. Am Beispiel des Indikators SWB₁ wird nachfolgend das Vorgehen zur Berechnung der zugehörigen Schwellenwerte beschrieben. Zunächst wurden die SWB₁ und die JRBabw aufsteigend nach der SWB₁ sortiert. Ausgehend von der niedrigsten SWB₁ wurde der Datensatz so in vier Klassen unterteilt, dass sich für die JRBabw der ersten Klasse ein Medianwert von -30 %, für die zweite Klasse ein Medianwert von -15 % und für die dritte Klasse ein Medianwert von -5 % ergab. Alle verbleibenden Werte wurden der vierten Klasse zugeordnet. Der ersten Klasse wurde ein hohes Trockenstressrisiko zugewiesen, der zweiten Klasse ein mittleres und der dritten Klasse ein geringes, während die vierte Klasse außerhalb des Risikobereichs liegt. Aus den Klassengrenzen ließen sich schließlich die Schwellenwerte des klimatisch-hydrologischen Trockenstressindikators zur Abgrenzung der Risikostufen ableiten. In Tabelle 4 sind die nach diesem Prinzip ermittelten Risikostufen und Schwellenwerte für die Indikatoren SWB₁ und TT40₁ aufgeführt. Für die SWB₁ ergab sich danach bei weniger als -259 mm ein hohes Risiko, bei < -169 bis -259 mm ein mittleres Risiko und bei < -100 bis -169 mm ein geringes Risiko, während ab mehr als -100 mm kein Risiko bestand. Für die Anzahl der Trockentage TT40₁ ergab sich ein hohes Risiko bei

mehr als 40 Tagen, ein mittleres Risiko bei 24 bis 40 Tagen und ein geringes Risiko bei 9 bis 23 Tagen, während bei weniger als 9 Tagen kein Risiko auftrat.

Tabella 4: Schwellenwerte zur Abgrenzung von drei Trockenstressrisikostufen für die Trockenstressindikatoren Standortwasserbilanz der Vegetationsperiode des Vorjahres (SWB₁) und Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt < 0,4 nFK (TT40₁)

Median der JRBabw (%)	SWB ₁ (mm)	TT40 ₁ (d)	Risikostufe
-5	-100 bis -169	9 bis 23	gering
-15	< -169 bis -259	24 bis 40	mittel
-30	< -259	> 40	hoch

Die Risikostufen sind abgeleitet aus den Medianwerten der modellierten Abweichung der Jahringbreite vom gleitenden 6-jährigen Mittelwert (JRBabw) für 39 hessische Buchen-BZE II-Standorte.

4.3 Zukünftige Entwicklung des Trockenstressrisikos bis zum Jahr 2100

4.3.1 Vergleich verschiedener Klimamodellrechnungen

Zur Untersuchung des zukünftigen Trockenstressrisikos für hessische Buchenwälder standen im Rahmen dieser Untersuchung die drei dynamischen Klimamodelle Remo_UBA/ECHAM5, CCLM/ECHAM5 und CCLM/HadCM3 sowie das statistische Klimamodell WettReg2010/ECHAM5 zur Verfügung. Basierend auf einer Analyse der Wasserhaushaltsgröße Klimatische Wasserbilanz (KWB) wurde für WettReg2010/ECHAM5 aus den zehn zur Verfügung stehenden Varianten die ausgewählt, welche die geringste Abweichung der KWB vom Mittelwert aller Varianten aufweist. Die Berechnung der Wasserhaushaltsgrößen erfolgte zunächst auf Basis statischer Bestände, um die sich aus dem Klimamodellvergleich ergebenden Unterschiede in der zukünftigen Entwicklung des Trockenstress auf den Einflussfaktor Klima beschränken zu können.

Für die 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorte sind die Ergebnisse des Trockenstressindicators SWB₁ für die vier verwendeten Klimamodelle in Abbildung 6 vergleichend gegenübergestellt. Zur Darstellung der zeitlichen Entwicklung sind dabei Mittelwerte für die Klimaperioden 1971 - 2000, 2021 - 2050 (50 Jahre später) und 2071 - 2100 (100 Jahre später) angegeben. Für die Periode 1971 - 2000 (s. Abb. 6a) unterscheiden sich die Ergebnisse der vier Modelle nur minimal und die Medianwerte der Buchen-BZE II-Standorte liegen zwischen 50 und 100 mm. Die Resultate auf Basis des Klimamodells WettReg2010/ECHAM5 stimmen dabei sehr gut mit den beobachteten Werten überein, während sich bei den drei dynamischen Modellen ein um bis zu 50 mm erhöhtes Niveau der SWB₁ abzeichnet. Für den Zeitraum 2021 - 2050 (s. Abb. 6b) ergeben sich in der Regel niedrigere Werte und die Unterschiede zwischen den Modellen nehmen zu. So liegt der Medianwert bei WettReg2010/ECHAM5 bereits im leicht negativen Bereich,

während er für beide CCLM-Modellvarianten nur auf etwa 0 mm zurückgeht und bei Remo_UBA/ECHAM5 fast unverändert im Bereich von knapp 100 mm liegt. In der Periode 2071 - 2100 (s. Abb. 6c) liegen die Werte der SWB₁ dann bei allen Klimamodellen deutlich niedriger und alle Medianwerte liegen klar im negativen Wertebereich. Gleichzeitig verschärfen sich die Unterschiede zwischen den Klimamodellen, wobei WettReg2010/ECHAM5 mit durchschnittlich -300 mm die trockensten und Remo_UBA/ECHAM5 mit -100 mm die feuchtesten Bedingungen aufweist. Zwischen den beiden CCLM-Varianten lassen sich auch für diese Periode kaum Unterschiede erkennen.

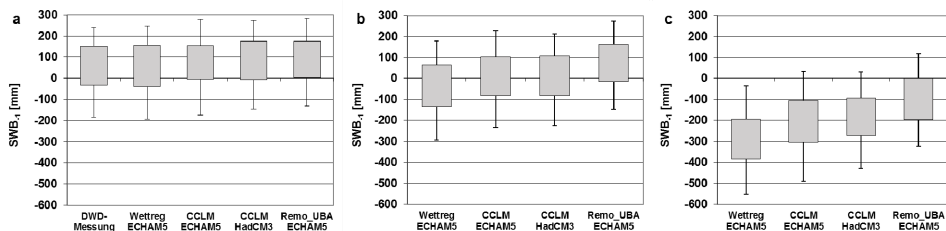


Abbildung 6: Standortwasserbilanz der Vegetationsperiode des Vorjahres (SWB₁) der 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorte (statische Bestände). Klimamodellvergleich für die Klimaperioden 1971 - 2000 (a), 2021 - 2050 (b) und 2071 - 2100 (c). Für die Periode 1971 - 2000 sind zusätzlich die aus den DWD-Messwerten resultierenden Ergebnisse dargestellt.

Bezüglich des Bodenfeuchteindikators TT40₁ (Trockentage, s. Abb. 7) ergibt sich ein etwas anderes Bild. In der Klimaperiode 1971 - 2000 (s. Abb. 7a) liegen auch bei diesem Indikator alle vier Klimamodelle in einem vergleichbaren Wertebereich und als Medianwerte für die Buchen-BZE II-Standorte werden fünf bis acht Trockentage erreicht. Bei Verwendung der DWD-Messwerte resultieren mit 8 bis 9 Trockentagen tendenziell etwas trockenere Bedingungen. Bis 2021 - 2050 (s. Abb. 7b) bleiben die Werte bei Remo_UBA/ECHAM5 erneut nahezu unverändert, während die Anzahl der Trockentage bei den anderen drei Modellen leicht auf 10 bis 11 Tage ansteigt. Im Gegensatz zum Indikator SWB₁ lassen sich dabei kaum Unterschiede zwischen Wettreg2010/ECHAM5 und den beiden CCLM-Modellen ausmachen. Bis 2071 - 2100 (s. Abb. 7c) nimmt auch bezüglich der Bodenfeuchte die Trockenheit bei allen vier Klimamodellen sehr deutlich zu. Der Medianwert bei Remo_UBA/ECHAM5 steigt auf 15 Trockentage an, während sich zwischen den übrigen Modellen auch in dieser Periode kaum Unterschiede erkennen lassen und 23 bis 25 Trockentage erreicht werden. Allerdings weisen die Resultate bei WettReg2010/ECHAM5 im Vergleich zu den CCLM-Modellen eine deutlich geringere Streuung zwischen den Buchen-BZE II-Standorten auf. Dass die Ergebnisse bei WettReg2010/ECHAM5 eine geringere Streubreite aufweisen und keine extremere Trockenheit als bei den beiden CCLM-Modellen prognostiziert wird, ist vermutlich auf die spezielle Definition des Trockenstressindikators TT40₁ und den statistischen

Ansatz von WettReg2010 zurückzuführen. Der Indikator $TT40_{-1}$ wird erst bei extrem trockenen Verhältnissen wirksam, wenn der relative Bodenwassergehalt einen Grenzwert von 40 % der nFK unterschreitet. Bei WettReg2010/ECHAM5 ergeben sich zwar im Durchschnitt der gesamten Vegetationsperiode 2071 - 2100 deutlich trockenere Bedingungen als bei den CCLM-Modellen, jedoch sind aufgrund des statistischen Modellansatzes gleichzeitig die für den Indikator $TT40_{-1}$ ausschlaggebenden Extremjahre weniger deutlich ausgeprägt.

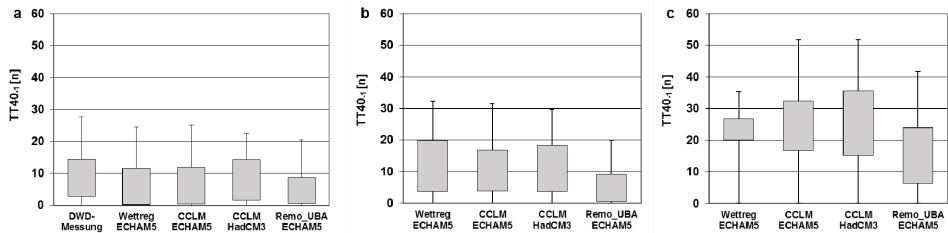


Abbildung 7: Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4$ nFK ($TT40_{-1}$) der 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorte (statische Bestände). Klimamodellvergleich für die Klimaperioden 1971 - 2000 (a), 2021 - 2050 (b) und 2071 - 2100 (c). Für die Periode 1971 - 2000 sind zusätzlich die aus den DWD-Messwerten resultierenden Ergebnisse dargestellt.

Zusammenfassend ergeben sich bei Verwendung des Klimamodells Remo_UBA/ECHAM5 langfristig gesehen die deutlich feuchtesten Bedingungen, bei WettReg2010/ECHAM5 sind diese am trockensten. Bei Verwendung der beiden CCLM-Modelle sortieren sich die Resultate zwischen diesen Extremen ein und unterscheiden sich langfristig nur geringfügig voneinander. Für weitere Auswertungen hinsichtlich des Trockenstressrisikos und des Einflusses forstlicher Nutzung auf dessen Entwicklung wird daher exemplarisch das Modell CCLM/ECHAM5 verwendet.

Um konkrete Aussagen über die Entwicklung des zukünftigen Trockenstressrisikos treffen zu können, ist statt der Betrachtung langjähriger Mittelwerte der Blick auf die Einzeljahre erforderlich. In Abbildung 8 ist die Entwicklung des Trockenstressindikators SWB_{-1} bei Verwendung des Klimamodells CCLM/ECHAM5 als Zeitreihe von 1963 bis 2100 dargestellt. Angegeben sind die Medianwerte der 55 Buchen-BZE II-Standorte. Hervorgehoben sind dabei die Jahre, in welchen ein geringes, mittleres oder hohes Trockenstressrisiko besteht (s. Kap. 4.2).

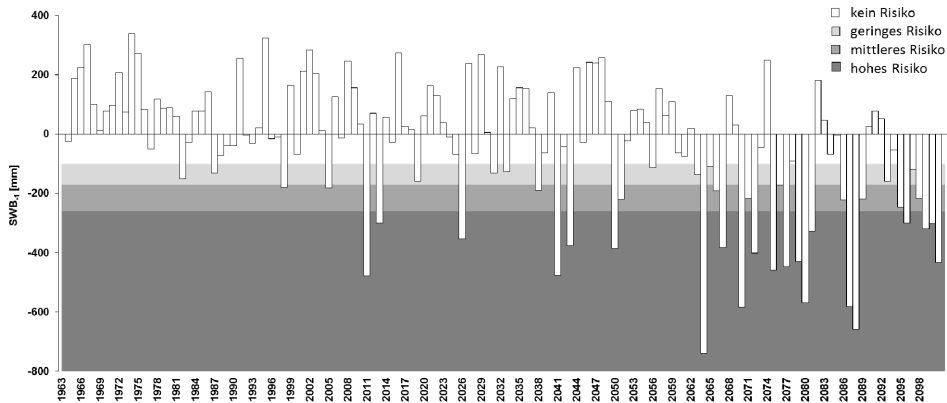


Abbildung 8: Zeitreihe der Standortwasserbilanz der Vegetationsperiode des Vorjahres (SWB_v) von 1963 bis 2100 als Medianwerte der 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorte bei statischen Beständen (Klimamodell CCLM/ECHAM5). Die Risikostufen für Trockenstress (s. Kap. 4.2) sind farblich hervorgehoben.

Deutlich ist die Zunahme des Trockenstressrisikos bis zum Ende des 21. Jahrhunderts zu erkennen. Insbesondere ab 2060 nehmen dabei sowohl die Häufigkeit der Risikojahre als auch die Intensität des prognostizierten Trockenstressrisikos extrem zu. Das in den vergangenen Jahrzehnten unbekannte Phänomen mehrerer Trockenstressrisikojahre in Folge wird danach zu einem üblichen, regelmäßigen Ereignis. Dies könnte die Anpassungsfähigkeit der Buche möglicherweise überfordern und zu anhaltenden Zuwachsrückgängen und einem starken Anstieg des Mortalitätsrisikos dieser Baumart in Hessen beitragen (BIGLER et al. 2006, EICHHORN et al. 2008).

4.3.2 Einfluss forstlicher Nutzung auf die Entwicklung des Trockenstressrisikos

Bei den bisherigen Auswertungen zur zukünftigen Entwicklung des Trockenstressrisikos für hessische Buchenwälder wurde die Bestandesentwicklung an den untersuchten Buchen-BZE II-Standorten nicht berücksichtigt (sog. statische Bestände), um gezielt die Auswirkung der durch die Klimamodelle prognostizierten Klimaänderungen betrachten zu können. Um jedoch ein realistisches Bild der Trockenstressentwicklung für die Buchenwälder an den untersuchten BZE II-Standorten zu erhalten, wird eine zweite Variante „Nutzung“ berücksichtigt, die sich an der Bestandesentwicklung gemäß der hessischen Waldbaufibel orientiert. Diese schließt sowohl Durchforstungsmaßnahmen als auch die Endnutzung der Bestände ein. (s. Kap 3.1).

Sowohl bei der Variante mit statischen Beständen als auch bei der Nutzung ist bis 2100 von einer deutlichen Zunahme des Trockenstressrisikos auszugehen. Allerdings zeigen sich auch deutliche Unterschiede hinsichtlich der Häufigkeit und Intensität des erwarteten Trockenstressrisikos, welche bei der Nutzung geringer

sind. Um die Unterschiede konkreter fassen zu können, sind in Abbildung 9a die jeweiligen Auftrittshäufigkeiten der drei Trockenstressrisikostufen gegenübergestellt. Bereits in der Klimaperiode 2011 - 2040 sind klare Unterschiede erkennbar. Während bei den statischen Beständen in sieben Jahren Trockenstress auftritt, ist dies bei der Nutzung nur in drei Jahren der Fall. Dabei tritt bei der Nutzung auch nur einmal ein hohes Risiko auf, bei den statischen Beständen hingegen dreimal. In der Periode 2041 - 2070 steigt die Häufigkeit von Trockenstressjahren bei den statischen Beständen auf 11 an, bei der Nutzung sind es sieben. Dabei wird bei den statischen Beständen allein die höchste Risikostufe bereits in fünf Jahren erreicht, bei der Nutzung hingegen nur in zwei Jahren. In der Periode 2071 - 2100 schließlich nimmt das Trockenstressrisiko bei beiden Varianten der Bestandesentwicklung sehr deutlich zu, wobei mit 19 bzw. 17 Jahren ein vergleichbares Niveau hinsichtlich der Gesamtzahl an Trockenstressjahren resultiert. Allerdings tritt ein hohes Trockenstressrisiko bei den statischen Beständen in 12 Jahren auf, während diese Stufe bei der Nutzung nur in acht Jahren erreicht wird. Die Unterschiede zwischen beiden Entwicklungsvarianten verringern sich zwischen 2011 und 2100 zunehmend, da die für die Unterschiede vorrangig verantwortliche Endnutzungsphase bei vielen Beständen bereits zu Beginn des betrachteten Zeitraums eintritt, während am Ende des Jahrhunderts nur wenige Bestände die Endnutzungsphase erreichen.

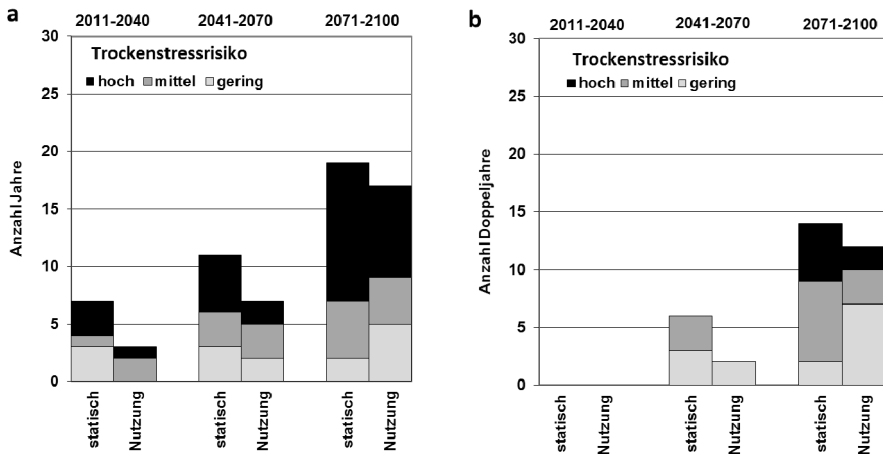


Abbildung 9: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für drei Trockenstressrisikostufen der Standortwasserbilanz der Vegetationsperiode des Vorjahres (SWB.) beruhend auf Medianwerten der Buchen-BZE II-Standorte (Klimamodell CCLM/ECHAM5). Vergleich zwischen statischen Beständen und der Nutzung für verschiedene Klimaperioden: (a) Wiederkehrhäufigkeit einzelner Trockenstressrisikojahre, (b) Wiederkehrhäufigkeit von zwei aufeinanderfolgenden Trockenstressrisikojahren (Doppeltjahre) (Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm)

Bezüglich der Wiederkehrhäufigkeit von zwei direkt aufeinanderfolgenden Trockenstressrisikojahren (s. Abb. 9b) ist für die Klimaperiode 2011 - 2041 festzustellen, dass weder bei den statischen Beständen, noch bei der Nutzung ein solches Ereignis eintritt. In der Periode 2041 - 2070 treten bei den statischen Beständen insgesamt sechs solcher Doppeljahre auf, bei der Nutzung dagegen nur zwei. Ähnlich wie bei Betrachtung der einzelnen Trockenstressrisikojahre ergibt sich in der Periode 2071 - 2100 mit 13 bzw. 11 Jahren eine vergleichbare Häufung an Doppeljahren bei statischen Beständen und der Nutzung. Bei den statischen Beständen kommt dabei allerdings fast ausschließlich ein mittleres bis hohes Trockenstressrisiko vor, während bei der Nutzung das Trockenstressrisiko mehrheitlich nur gering ausgeprägt ist.

Die beschriebenen Unterschiede in der Entwicklung des zukünftigen Trockenstressrisikos zwischen den statischen Beständen und der Nutzung beruhen vornehmlich auf Unterschieden des Blattflächenindex (LAI), da dieser Bestandesparameter eine hochsensible Steuergröße für die Transpiration und damit den Wasserbedarf der Bestände darstellt (vgl. SCHULLA 2014, MONTEITH 1965). Eine den LAI senkende und damit den Wasserbedarf reduzierende Wirkung kann bei der Nutzung im Vergleich zu den statischen Beständen auf zwei Wegen erfolgen. Im mittleren Bestandesalter werden durch die Durchforstungsmaßnahmen regelmäßig Bäume aus dem Bestand entnommen, was zu einer relativ geringen aber stetigen und über Jahrzehnte andauernden Senkung des LAI führt. Ist der Bestand hiebsreif, beginnt die Endnutzung, in welcher der Bestand binnen 25 Jahren komplett abgeerntet und durch einen neu angelegten Bestand ersetzt wird. Hierdurch wird für relativ kurze Zeit der LAI stark abgesenkt, aber auch die Verjüngung weist zunächst einen in Relation zum hiebsreifen Altbestand deutlich geringeren LAI auf.

Forstliche Nutzungsstrategien nehmen über lange Zeiträume Einfluss auf die Bestockungsdichte und den LAI von Waldbeständen und können damit auch regulierend auf den Wasserbedarf der Wälder einwirken. Eine Verkürzung von Produktionszeiträumen und damit der Lebensdauer dichter, wasserbedarfsintensiver Altbestandsphasen sowie eine kontinuierliche Dichtereduktion auf dem Weg der Durchforstungen können zwar die prognostizierte, klimawandelbedingte Zunahme des Trockenstress nicht vollständig kompensieren, jedoch zu einer spürbaren Reduktion sowohl der Häufigkeit als auch Intensität von Trockenstressrisikojahren beitragen. An feuchteren Standorten kann so ggf. auch in Zukunft noch das Auftreten von Trockenstresssituationen vermieden und an trockenen Standorten zumindest die Gefahr des Auftretens eines hohen Trockenstressrisikos oder mehrerer Trockenstressrisikojahre in Folge vermindert werden.

Danksagung

Die hier vorgestellten Ergebnisse beruhen auf dem Projekt „Untersuchungen zur Anpassungsfähigkeit hessischer Buchenwälder an veränderte Klimabedingungen. Analyse der Auswirkungen klimawandelbedingter Erhöhung des Trockenstressrisikos auf die Vitalität und Leistungsfähigkeit von Buchenwäldern“, welches dankenswerter Weise im Rahmen des Projektverbundes INKLIM-A durch das Fachzentrum Klimawandel am Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie zwischen 2009 und 2014 finanziell gefördert wurde. Wir danken Dr. W. Beck, Thünen-Institut für Waldökosysteme, Eberswalde, für die Bereitstellung von Jahrringchronologien der Intensivmonitoring-Standorte.

Literatur

- ALBERT, M. u. HANSEN, J. (2007): Ein Entscheidungsunterstützungssystem für die multifunktionale Forstplanung auf Landschaftsebene. *Forst und Holz*, 62, 14-18
- ALTHERR, E.; UNFRIED, P.; HRADETZKY, J. u. HRADETZKY, V. (1978): Statistische Rindenbeziehungen als Hilfsmittel zur Ausformung und Aufmessung unentrindeten Stammholzes, Teil IV. *Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg*, 90
- ANDERS, S.; BECK, W.; BOLTE, A.; HOFMANN, G.; JENSEN, M.; KRAKAU, U. u. MÜLLER, J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Norddeutschlands. Verlag Dr. Kessel, Oberwinter, 283 S.
- ARPE, K.; HAGEMANN, S.; JACOB, D. u. ROECKNER, E. (2005): The realism of the ECHAM5 models to simulate the hydrological cycle in the Arctic and North European area. – *Nordic Hydrology*, 36, 4-5, 349-367
- BECK, W. (2010): Auswirkungen von Trockenheit und Hitze auf den Waldzustand in Deutschland – waldwachstumskundliche Ergebnisse der Studie im Auftrag des BMELV. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten – Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung 2010, 56-65
- BENISTON, M.; STEPHENSON, D. B.; CRISTENSEN, O. B.; FERRO, C. A. T.; FREI, C.; GOYETTE, S.; HALSNAES, K.; HOLT, T.; JULHÄ, K.; KOFFI, B.; PALUTIKOF, J.; SCHÖLL, R.; SEMMLER, T. u. WOTH, K. (2007): Future extreme events in European climate: an exploration of regional climate model projections. *Climate Change*, 81, 71-95
- BIGLER, C.; BRÄKER, O. U.; BUGMANN, H.; DOBBERTIN, M. u. RIGLING, A. (2006): Drought as an inciting mortality factor in Scots pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems*, 9, 330-343
- BMEL (2014): Die dritte Bundeswaldinventur BWI 2012. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Bonn.
<https://www.bundeswaldinventur.de/index.php?id=2> (abgerufen am 18.08.2015)
- BOLTE, A.; CZAJKOWSKI, T. u. KOMPA, T. (2008): The north-eastern distribution range of European beech – a review. *Forestry*, 80, 4, 413-429
- BOURIAUD, O.; BRÉDA, N.; MOGUÉDEC, G. u. NEPVEU, G. (2004): Modelling variability of wood density in beech as affected by age, radial growth and climate. *Trees – Structure and Function*, 18, 264-276
- DROBYSHEV, I.; ÖVERGAARD, R.; SAYGIN, I.; NIKLASSON, M.; HICKLER, T.; KARLSSON, M. u. SYKES, M. T. (2010): Masting behavior and dendrochronology of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 259, 2160-2171
- EICHHORN, J.; DAMMANN, I.; SCHÖNFELDER, E.; ALBRECHT, M.; BECK, W. u. PAAR, U. (2008): Untersuchungen zur Trockenheitstoleranz der Buche am Beispiel des witterungsextrremen Jahres 2003. In: NORDWESTDEUTSCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT (Hrsg.): *Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche. Beiträge aus der NW-FVA, Band 3*, 109-134

- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl, Ulmer, Stuttgart, 1095 S.
- ETZOLD, S.; WALDNER, P.; THIMONIER, A.; SCHMITT, M. u. DOBBERTIN, M. (2014): Tree growth in Swiss forests between 1995 and 2010 in relation to climate and stand conditions: Recent disturbances matter. *For. Ecol. Manage.*, 311, 41-55
- FRIEDRICHS, D. A.; BÜNTGEN, U.; FRANK, D. C.; ESPER, J.; NEUWIRTH, B. u. LÖFFLER, J. (2008): Complex climate controls on 20th century oak growth in Central-West Germany. *Tree Physiology*, 29, 39-51
- FRIEDRICHS, D. A.; TROUET, V.; BÜNTGEN, U.; FRANK, D. C.; ESPER, J.; NEUWIRTH, B. u. LÖFFLER, J. (2009): Species-specific climate sensitivity of tree growth in Central-West Germany. *Trees*, 23, 729-739
- HESSEN-FORST (Hrsg.) (2008): Hessische Waldbaufibel. Grundsätze und Leitlinien zur naturnahen Wirtschaftsweise im hessischen Staatswald. Kassel, 98 S.
- GORDON, C.; COOPER, C.; SENIOR, C. A.; BANKS, H.; GREGORY, J. M.; JOHNS, T. C.; MITCHELL, J. F. B. u. WOOD, R. A. (2000): The simulation of SST, sea ice extents and ocean heat transports in a version of the Hadley Centre coupled model without flux adjustments. *Climate Dynamics*, 16, 2-3, 147-168
- GRANIER, A.; BRÉDA, N.; BIRON, P. u. VILETTE, S. (1999): A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecological Modelling*, 116, 269-283
- GRIER, C. G. u. RUNNING, S. W. (1977): Leaf Area of Mature Northwestern Coniferous Forests: Relation to Site Water Balance. *Ecology*, 58, 4, 893-899
- GRUBER, F. (2003): Steuerung und Vorhersage der Fruchtbildung bei der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) durch die Witterung. 6 Beiträge. Schriften Forstl. Fak. Uni Göttingen und Nieders. Forstl. Ver. 136, Göttingen, 141 S.
- GRUNDMANN, V. (2012): Facetten des Waldes. Der hessische Wald in Zahlen, Grafiken und Text. Vergleich 1994 und 2009. Landesbetrieb Hessen-Forst, Servicezentrum Forsteinrichtung und Naturschutz (FENA) (Hrsg.), FENA-Skripte 2, 240 S.
- HAMMEL, K. u. KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Forstliche Forschungsberichte München, 185
- HANSEN, J. H. (2006): Der WaldPlaner – Ein System zur Entscheidungsunterstützung in einer nachhaltigen Forstwirtschaft. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten – Sektion Forstliche Biometrie und Informatik. Trippstadt, 112-119
- HANSEN, J. H. (2011): Modellbasierte Entscheidungsunterstützung für den Forstbetrieb. Optimierung kurzfristiger Nutzungsoptionen und mittelfristiger Strategien unter Verwendung metaheuristischer Verfahren und parallelen Rechnens. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität in Göttingen. Cuvillier Verlag Göttingen, 228 S.
- ICP FORESTS (2010): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE, ICP Forests, Hamburg. ISBN: 978-3-926301-03-1.
<http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual> (abgerufen am 23.07.2015)
- JACOB, D.; BARRING, L.; CHRISTENSEN, O. B.; CHRISTENSEN, J. H.; DE CASTRO, M.; DEQUE, M.; GIORGI, F.; HAGEMANN, S.; LENDERINK, G.; ROCKEL, B.; SANCHEZ, E.; SCHAER, C.; SENEVIRATNE, S. I.; SOMOT, S.; VAN ULDEN, A. u. VAN DEN HURK, B. (2007): An inter-comparison of regional climate models for Europe: model performance in present-day climate. – *Climatic Change*, 81, 31-52
- KREIENKAMP, F.; SPEKAT, A. u. ENKE, W. (2010): Weiterentwicklung von WETTREG bezüglich neuer Wetterlagen. Climate & Environment Consulting Potsdam GmbH; Potsdam, 60 S.
- LEBOURGEOIS, F.; BRÉDA, N.; ULRICH, E. u. GRANIER, A. (2005): Climate-tree-growth relationships of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the French Permanent Plot Network (RENECOFOR). *Trees Struct. Funct.*, 19, 385-401

- LEUZINGER, S. u. KÖRNER, C. (2007): Water savings in mature deciduous forest trees under elevated CO₂. *Global Change Biology*, 13, 2498-2508
- MÄCHEL, H.; KAPALA, A. u. BACHNER, S. (2006): Niederschlagsvariabilität während der letzten 100 Jahre in Deutschland. Teil I: Digitale Nacherfassung historischer, täglicher Klimadaten. 7. Deutsche Klimatagung 9.-11. Oktober, München, extended abstract, 3 S.
- MEINING, S.; SCHRÖTER, H. u. WILPERT, K. v. (2002): Waldzustandsbericht 2002 der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg
- MENZEL, A. (1997): Phänologie von Waldbäumen unter sich ändernden Klimabedingungen. *Forstliche Forschungsberichte München*, 164
- MONTEITH, J. L. (1965): Evaporation and environment. *Symp. Soc. Exp. Biol.*, 19, 205-224
- 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, 142-148
- NAGEL, J. (2009): Waldwachstumssimulation mit dem Softwarepaket TreeGrOSS – Neuerungen, Erweiterungsmöglichkeiten und Qualitätsmanagement. In: RÖMISCH, K.; NOTHDURFT, A. u. WUNN, U. (Hrsg.): Tagungsband der gemeinsamen Jahrestagung der Sektion Forstliche Biometrie und Informatik im DVFFA (20. Tagung) und der AG Ökologie u. Umwelt in der Intern. Biometr. Gesell., 22.-24.09.2008 in Freiburg. *Die Grüne Reihe*, 174-178
- NW-FVA (Hrsg.) (2015): Untersuchungen zur Anpassungsfähigkeit hessischer Buchenwälder an veränderte Klimabedingungen - Analyse der Auswirkungen klimawandelbedingter Erhöhung des Trockenstressrisikos auf die Vitalität und Leistungsfähigkeit von Buchenwäldern. Abschlussbericht. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt.
<http://klimawandel.hlug.de/forschungsprojekte/inklim-a.html> (abgerufen am 23.07.2015)
- PAAR, U.; EVERS, J.; DAMMANN, I.; KÖNIG, N.; SCHULZE, A.; SCHMIDT, M.; SCHÖNFELDER, E.; SCHELER, B.; ULLRICH, T. u. EICHHORN, J. (2016): Waldbodenzustandsbericht für Hessen. Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). *Beiträge aus der NW-FVA, Band im Druck*
- PIOVESAN, G. u. ADAMS, J. M. (2001): Masting behaviour in beech: linking reproduction and climatic variation. *Can. J. Bot.*, 79, 1039-1047
- RAISSI, F.; MÜLLER, U. u. MEESENBERG, H. (2009): Ermittlung der effektiven Durchwurzelungstiefe von Forststandorten. 3. Aufl., *GeoFakten*, 9
- REICHSTEIN, M.; BAHN, M.; CLAIS, P.; FRANK, D.; MAHECHA, M. D.; SENEVIRATNE, S. I.; ZSCHEISCHLER, J.; BEER, C.; BUCHMANN, N.; FRANK, D. C.; PAPALE, D.; RAMMIG, A.; SMITH, P.; THONICKE, K.; VAN DER VELDE, M.; VICCA, S.; WALZ, A. u. WATTENBACH, M. (2013): Climate extremes and the carbon cycle. *Nature*, 500, 287-295
- RICHARDS, L. A. (1931): Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1, 318-333
- ROCKEL, B.; CASTRO, C. L.; PIELKE SR., R. A.; STORCH, H. v. u. LEONCINI, G. (2008): Dynamical downscaling: Assessment of model system dependent retained and added variability for two different regional climate models. *J. Geophys. Res.*, 113, D21107
- SCHMITT, U.; MÖLLER, R. u. ECKSTEIN, D. (2002): Seasonal wood formation dynamics of beech (*Fagus sylvatica* L.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) as determined by the "pinning" technique. *J. Appl. Botany*, 74, 10-16
- SCHULLA, J. (2014): Model Description WaSiM. Technical Report, 325 S.
http://www.wasim.ch/downloads/doku/wasim/wasim_2013_en.pdf (abgerufen am 23.07.2015)
- SCHULLA, J. u. JASPER, K. (2007): Model Description WaSiM-ETH, Technical Report.
http://www.wasim.ch/downloads/doku/wasim/wasim_2007_en.pdf (abgerufen am 23.07.2015)
- SPELLMANN, H.; SUTMÖLLER, J. u. MEESENBERG, H. (2007): Risikovorsorge bei Fichte im Zeichen des Klimawandels. Vorläufige Empfehlungen der NW-FVA am Beispiel des Fichtenanbaus. *AFZ/Der Wald*, 62, 1246-1249

- SPELLMANN, H.; ALBERT M.; SCHMIDT M.; SUTTMÖLLER, J. u. OVERBECK, M. (2011): Waldbauliche Anpassungsstrategien für veränderte Klimaverhältnisse. *AFZ/Der Wald*, 11, 19-23
- SUTTMÖLLER, J.; FIEBIGER, C. u. MEESENBERG, H. (2009): Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt von Wäldern – Modellgestützte Risikoabschätzung für ausgewählte Waldbestände im Hessischen Ried. In: Fakultät f. Forst- u. Umweltwissenschaften der Univ. Freiburg; FVA Baden- Württemberg (Hrsg.): Bedeutung des Klimawandels für Bodenprozesse. Gemeinsames Kolloquium des Arbeitskreises „Waldböden“ der DBG und der Sektion „Wald- u. Wasser“ im DVFFA in Freiburg vom 24.-25. April 2008. Ber. Freiburger Forstl. Forschung, Heft 82, 111-121
- TEEPE, R.; DILLING, H. u. BEESE, F. (2003): Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 166, 111-119
- THOMAS, F. M.; BLANK, R. u. HARTMANN, G. (2002): Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *Forest Pathology*, 32, 277-307
- VAN DER MAATEN, E. (2012): Climate sensitivity of radial growth in European beech (*Fagus sylvatica* L.) at different aspects in southwestern Germany. *Trees*, 26, 777-788
- VAN GENUCHTEN, M. T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 44, 5, 892-898
- WAGNER, M.; SUTTMÖLLER, J.; RUDOLPH J.; HANSEN, J.; EICHHORN, J.; FLECK, S.; SCHELER, B.; MEESENBERG, H.; DAMMANN, I.; EVERS, J.; PAAR, U.; NAGEL, J. u. SPELLMANN, H. (2013): Auswirkungen des Klimawandels auf das Trockenstressrisiko von Buchenwäldern am Beispiel hessischer BZE- und Intensivmonitoring-Standorte. In: FORSTWISSENSCHAFTL. FAKULTÄT DER UNI FREIBURG UND FVA BADEN- WÜRTEMBERG (Hrsg.): Ausgleichs- und Reaktorfunktionen von Waldböden im Stoff- und Wasserkreislauf. FVA-Kolloquium in Freiburg am 4.-5. Oktober 2012. Ber. Freiburger Forstliche Forschung, 96, 179-197
- WILPERT, K. v. (1990): Die Jahrringstruktur von Fichten in Abhängigkeit von Bodenwasserhaushalt auf Pseudogley und Parabraunerde. *Freiburger Bodenkundl. Abh.*, 24, 1-184
- ZHAO, M. u. RUNNING, S. W. (2010): Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science*, 329, 940-943

Korrespondierender Autor:

Dr. Markus Wagner

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Abteilung Umweltkontrolle

Grätzelstraße 2

D-37079 Göttingen

markus.wagner@nw-fva.de

Johannes Suttmöller

Ralf-Volker Nagel

Julia Rudolph

Dr. Jan Hendrik Hansen

Dr. Bernd Ahrends

Dr. Henning Meeseburg

Dr. Stefan Fleck

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Birte Scheler

Dr. Jan Evers

Dr. Uwe Paar

Axel Noltensmeier

Prof. Dr. Jürgen Nagel

Prof. Dr. Hermann Spellmann

Prof. Dr. Johannes Eichhorn